

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ И БАЛТИЙСКОГО РЕГИОНА**



**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ
И БАЛТИЙСКОГО РЕГИОНА**

**Калининград
2005**

КАЛИНИНГРАДСКОЕ РЕГИОНАЛЬНОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
РУССКОГО ГЕОГРАФИЧЕСКОГО ОБЩЕСТВА

КАЛИНИНГРАДСКОЕ РЕГИОНАЛЬНОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
РОССИЙСКОГО ГЕОЛОГИЧЕСКОГО ОБЩЕСТВА

КАЛИНИНГРАДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ И БАЛТИЙСКОГО РЕГИОНА

Сборник научных трудов

Под редакцией профессора В.В. Орленка

Издательство
Калининградского государственного университета
2005

УДК 911:574(08)
ББК 26.829я43
Э 40

Редколлегия:

В.В. Орленок, д-р геол.-минерал. наук, профессор (отв. редактор);
Е.В. Краснов, д-р геогр. наук, профессор; *П.П. Кучерявый*,
профессор; *Р.В. Абрамов*, канд. геогр. наук, доцент;
С.И. Зотов, д-р геогр. наук, профессор; *И.И. Волкова*,
канд. геогр. наук, доцент; *Н.В. Черепко* (отв. секретарь)

Э 40 Экологические проблемы Калининградской области
и Балтийского региона: Сб. науч. тр. — Калининград:
Изд-во КГУ, 2005. — 205 с.
ISBN 5-88874-590-1.

В сборнике представлены материалы конференции, организованной Калининградским региональным отделением Русского географического общества совместно с Калининградским региональным отделением Российского геологического общества и Калининградским государственным университетом при участии других научных организаций и прошедшей в марте 2004 года.

Рассматриваются экологические проблемы Калининградской области и Балтийского моря, использования недр, сельскохозяйственных земель и водоемов области, загрязнения воздушной и водной среды; современное состояние особо охраняемых территорий, мониторинг и охрана морского побережья, состояние прибрежных вод. Приводятся результаты исследований прибрежно-морских экосистем различного ранга.

Предназначен для научных сотрудников, специалистов народного хозяйства, преподавателей и студентов, занимающихся экологическими проблемами региона.

УДК 911:574(08)
ББК 26.829я43

© Коллектив авторов, 2005

ISBN 5-88874-590-1

© Издательство КГУ, 2005

||| ЭКОЛОГИЯ

В.В. Орленок

О НЕОТЛОЖНЫХ МЕРАХ ПО СОХРАНЕНИЮ И ЗАЩИТЕ МОРСКИХ БЕРЕГОВ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

При обозрении панорамы морского побережья Калининградской области предстает печальная картина. Многочисленные ряды полусгнивших старых деревянных и металлических бун и новых железобетонных сооружений с автомобильными крышками уродуют пейзаж некогда живописного морского побережья, являющегося частью золотого обрамления Европы. Почти полностью размытые пляжи курортов, интенсивно разрушающиеся берега свидетельствуют о неэффективности как старых, так и новых упомянутых гидротехнических сооружений. Следует сказать, что идея закрепления разрушающихся берегов возникла при анализе ситуации на юго-восточном балтийском побережье Германии. Здесь конфигурация побережья имеет западное простирание, которое совпадает с направлением главенствующих здесь штормовых западных ветров. Этот опыт, к сожалению, без должного анализа был перенесен на северное побережье Самбии в 30-х годах прошлого столетия. Были сооружены ортогональные берегу буновые заграждения [1; 3].

Вследствие векового подъема уровня моря, который за последнее столетие составил около 0,5 метра [1], возросла разрушительная сила штормовых волн за счет увеличения их высоты. В этих условиях единственным методом защиты морско-

го побережья северной Самбии является создание волногасящих пляжей в районе курортов и Куршской косы. Однако технические сложности и стоимость проекта рефулирования со стороны моря, подачи этого материала с Янтарного комбината маловероятны для реализации сегодня. Тем не менее выход из положения есть. Различные оценки показывают, что для поддержания необходимого баланса и восстановления пляжей нужна ежегодная подача от 1,5 до 2 млн тонн песчаного материала. Это количество не может быть подано на пляжи курортов только за счет одного рефулирования песка. Кроме того, для осуществления вдольберегового транспорта подаваемого песчаного материала в районе участка побережья, примыкающего к санаторию «Янтарный берег», необходимо срезать все буновые заграждения, воздвигнутые здесь в 30-х годах, так как они полностью экранируют движение вдольбереговых потоков песчаных наносов вместе с дрейфовыми течениями; и в данном случае, если их оставить, то большая часть песка пойдет мористее и не будет участвовать в наращивании пляжей в Светлогорской зоне, практически это будет происходить только эпизодически, а не постоянно. Этот путь по сравнению с другими представляется довольно предпочтительным. Нужно построить водовод от Янтарного до Отрадного, по которому пульпа Янтарного комбината будет подаваться в количестве 0,5—1 млн м³ ежегодно. Только в этом случае возможно достигнуть положительного эффекта.

Второй вариант этого пути — восстановление естественного хода процессов абразии морского побережья в районе Отрадненского выступа и далее вдоль всего северного побережья Самбии. Для этого необходимо срезать все немецкие старые буновые заграждения, большая часть которых на этом выступе сгнила, предоставив ветру и волнам работу по абразии и переносу песчаного материала далее на северо-восток на пляжи Светлогорска и Зеленоградска. Этот путь также требует времени и достаточно больших первоначальных капиталовложений. Как, когда и за какое время он может быть реализован — пока не ясно.

Тем не менее оба предложенных варианта в будущем могут стать главными путями восстановления и сохранения нашего морского побережья, сохранения пляжей от размыва, берегов от ускоренного подмыва штормовыми волнами, которые неизбежны при редуцировании пляжей и которые уже сейчас идут в ускоренном темпе. То есть восстановление природного баланса потока песчаных наносов, который существовал до начала возведения буновых заграждений на Самбии, является единственным стратегическим путем как восстановления пляжей, так и удержания достаточно долгое время морских берегов Самбии и Куршской косы от быстрой деградации и разрушения.

Таким образом, в стратегическое планирование сохранения морского побережья и его пляжей в Калининградской области должно входить создание намывных волногасящих пляжей с источниками песчаного материала искусственно подаваемого либо за счет естественного процесса абразии Отраденского выступа, либо за счет подачи его по пульпопроводу Янтарного комбината, либо с барж — путем рефулирования. То есть необходимо вернуть процесс в то русло, в котором он находился до начала прошлого века. Многочисленные фотографии, картины, рисунки того времени показывают, что на севере Самбии в Светлогорске (Раушене) и Зеленоградске (Кранце) существовали достаточно широкие (более 30 м) песчаные пляжи, и надобность сооружения буновых заграждений (и как следствие нарушение природного равновесия баланса песчаного материала на Балтийском побережье Самбии) была необоснованна. С повышением уровня моря к концу века абразия морских берегов и размыв пляжей значительно возросли. Защиту от этого процесса следует искать в создании волногасящих пляжей на всем побережье от Отрадного до пос. Лесное на Куршской косе как долгосрочную и среднесрочную перспективу.

Тем не менее уже сегодня на ряде участков калининградского морского побережья возникли угрожающие условия для

зданий и сооружений, в том числе гидротехнических, которые требуют безотлагательных мер для предотвращения их возможных катастрофических разрушений. Их катастрофическое состояние вызвано не столько природными процессами, сколько непродуманными мерами по так называемой берегозащите и созданием гидротехнических сооружений, провоцирующих ускоренный размыв побережий и пляжей или препятствующих осуществлению естественных природных процессов вдоль берегового перемещения абродируемого песчаного материала.

В связи с этим представляется необходимым сооружение гидротехнических систем, которые бы защищали не собственно коренные берега Самбийского полуострова и Куршской косы, сложенные рыхлым, преимущественно песчаным материалом. Таким путем от размыва защитит нельзя. Позволит решить эту проблему создание природных аналогов волногасящих пляжей. Мы имеем в виду сооружение подводных волногасящих стенок (ПВС) из 1,5-тонных бетонных кубов и тетраподов перед ними на аварийных участках морского побережья. К таким относятся в первую очередь коренная часть Куршской косы, где уже возник опасный проран с разрывом сплошности авандюны, и здесь в случае ураганного шторма коса может быть легко размыта, что уже происходило неоднократно. Другим таким участком после шторма 18 ноября 2004 года стал променад и разрушенная опояска в районе пос. Лесное на Куршской косе (рис. 1).

На предлагаемом ниже рисунке (рис. 2) представлена идея создания ПВС и их работы. Необходимость построения их на расстоянии не более 40 м, являющемся зоной опрокидывания штормовой волны, обусловлена тем, что необходимо создать пространство для беспрепятственного прохождения северного потока песчаных наносов в сторону Зеленоградска, возникающего при преобладающих северных и северо-восточных штормовых ветрах (рис. 3).



Рис. 1. Размыв пляжа на Куршской косе (пос. Лесное)

Второй способ восстановления пляжа и авантюны в пос. Лесное заключается в сооружении буновой стенки (рис. 4) в начале променада, так как размыв берега происходит главным образом западными течениями при западных ветрах и, в меньшей степени, северо-восточных. Это значит, что буна станет барьером на пути западных размывных течений, которые будут формировать пляж слева от буны, и северного потока, содержащего больше песка, который будет формировать пляж справа от буны в направлении променада и бермы. Восстановленный пляж станет источником эолового выноса песка и восстановления авантюны. Для этого на вершине авантюны надо будет все время возводить из валежника защитные стенки, которые будут задерживать выносимый ветром на авантюну песок и предотвращать его транзит далее в пальве. В короткий срок будет восстановлен баланс песчаных наносов на данном участке, нарушение которого было вызвано сооружением данных гидротехнических сооружений.

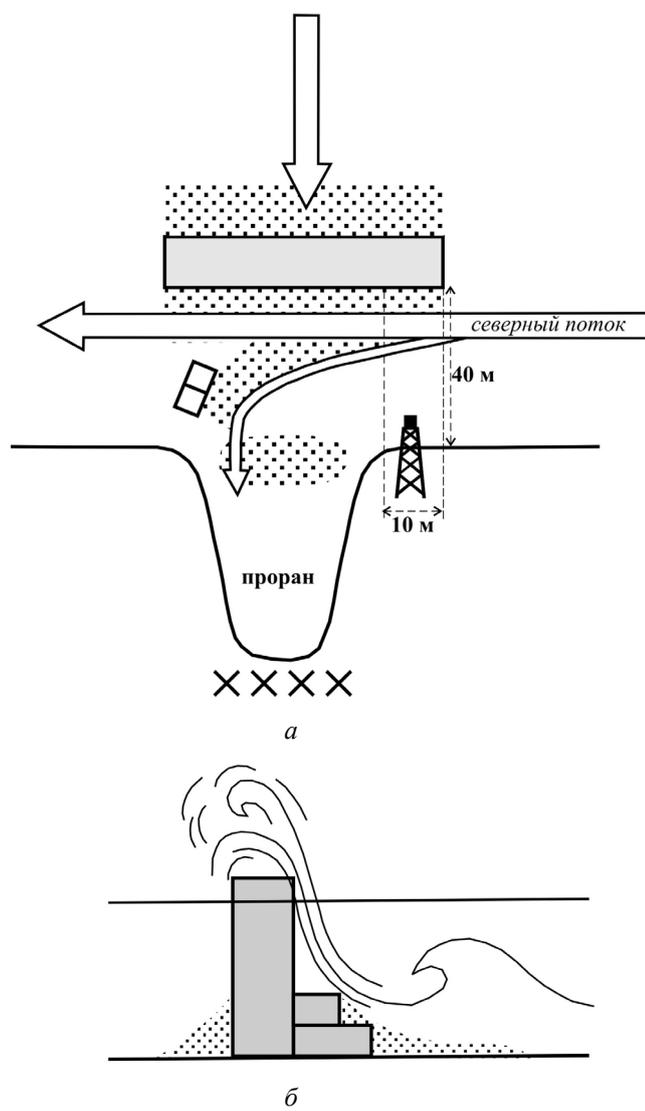


Рис. 2. Подводная волногасящая стенка:
а — вид сверху; б — вид сбоку

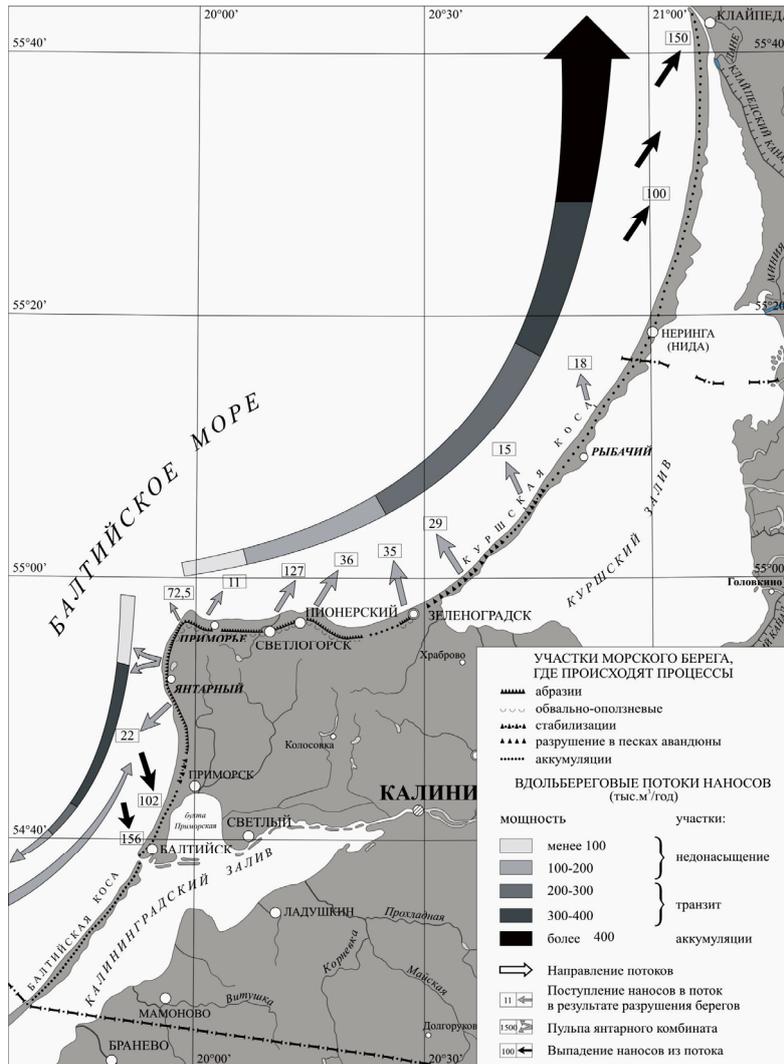


Рис. 3. Мофодинамика береговой зоны

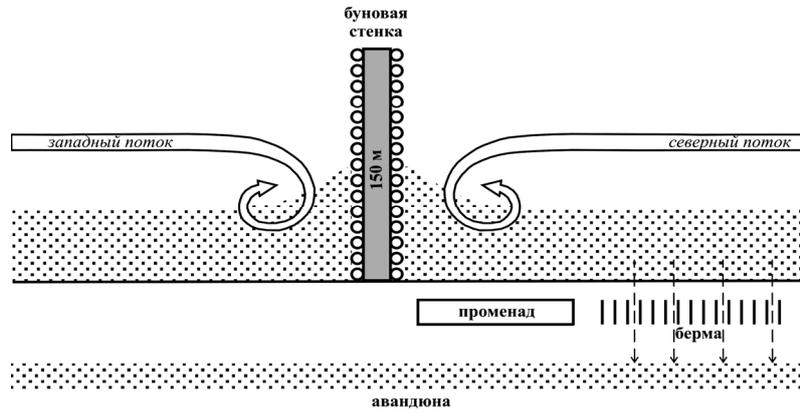


Рис. 4. Буновая стенка

На рисунке 5 показана идея создания и принцип работы подводного мола в районе Зеленоградска и Светлогорска. С этой целью необходимо восстановление мола в районе немецкого променада в Зеленоградске и аналогичного сооружения в районе капитанского мостика и с его продлением мористее на 100 м в Светлогорске. Эти гидротехнические системы не требуют сколько-нибудь значительных затрат и могут рассматриваться как срочные меры для воспрепятствования разрушению как старых, так и новых гидротехнических сооружений береговой зоны и курортной инфраструктуры.

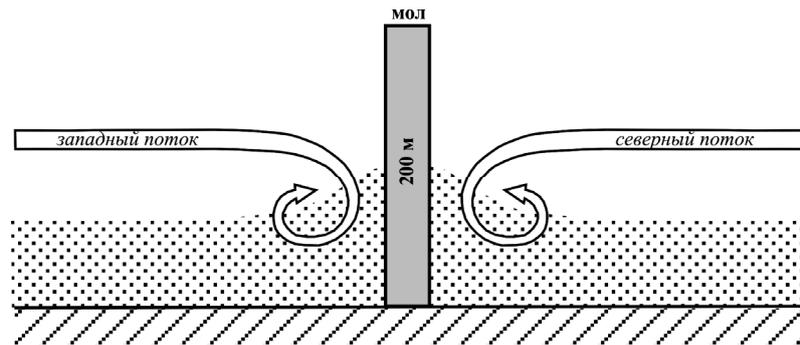


Рис. 5. Подводный мол

Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 02-05-64869, «Университеты России» УР.08.01.026, Минобразования Е 02-10.0-5.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Орленок В.В., Кружалин В.И., Жиндарев Л.А. Геоморфология и экология юго-восточного побережья Балтийского моря, проблемы его защиты, консервации и менеджмента // Прибрежная зона моря: морфолитодинамика и геоэкология: Материалы конф. / Отв. ред. В.В. Орленок. Калининград: Изд-во КГУ, 2004. С. 7—17.
2. Прибрежная зона моря: морфолитодинамика и геоэкология: Материалы конф. / Отв. ред. В.В. Орленок. Калининград: Изд-во КГУ, 2004. 290 с.
3. Рябкова О.И. История берегозащиты на калининградском морском побережье // Прибрежная зона моря: морфолитодинамика и геоэкология: Материалы конф. / Отв. ред. проф. В.В. Орленок. Калининград: Изд-во КГУ, 2004. С. 273—275.

Е.В. Краснов, О.И. Рябкова

ТИПЫ БЕРЕГОВ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Берега Балтийского моря разнообразны по своей типологии. Несмотря на относительно небольшую площадь (415 тыс. км²), береговая линия имеет большую протяжённость — 6955 км. Длина береговой линии была подсчитана по генерализированным очертаниям акватории, из которой более $\frac{3}{4}$ приходится на Швецию (35%), Финляндию (17%), Эстонию (9,8%), Данию (8,6%), Германию, Польшу, Россию и Латвию (в среднем по 7%), Литву (1,3%).

Общая направленность в развитии побережья фиксируется типом берега и его эволюцией. Историческая направленность в развитии прибрежной суши и определённые тенденции в развитии береговых форм обусловлены геологическими факторами, и в первую очередь деятельностью ледника и долгопериодными флуктуациями климата. Все эти факторы, определяющие суть

гидродинамических процессов в береговой зоне, находятся в зависимости от баланса наносов в прибрежной зоне, скорости их простираения вдоль берега. Их соотношение и определяет развитие береговой зоны по абразионному или аккумулятивному типу. В сущность выделяемых типов берегов и побережий заложено понимание форм рельефа с их структурно-вещественным содержанием, испытывающим временные трансформации. Тип берега включает анализ рельефа прибрежной зоны Балтийского моря с учётом взаимодействия внешних (геолого-геоморфологическое строение прибрежного блока, направленность и интенсивность тектонических движений, колебание базиса денудации, изменение климата) и внутренних (направленность проявления геоморфологических и др.) факторов её развития. Современные взаимоотношения различных типов берегов Балтийского моря представляют собой результат длительной истории их развития в голоцене [6].

Северное и западное побережья Балтийского моря расположены в пределах Балтийского кристаллического щита с его длительной историей поднятия и денудации, преобладанием прочных пород и сильным экзарационным воздействием плейстоценовых ледников. Вдоль побережья протягиваются невысокие плоскогорья и холмистые равнины, значительно осложнённые разломной и блоковой тектоникой.

Эта территория Балтики испытывает после отступления ледника суммарное поднятие, которое продолжается и в настоящее время. Неотектоническое поднятие земной коры установлено повторными нивелировками и составляет в северо-западной Эстонии до 2 мм/год [2]. Геоморфологическими свидетельствами постепенного поднятия являются древние береговые образования разных стадий развития Балтийского моря, расположенные тем выше над современным уровнем, чем они древнее. Геоморфологические признаки общей регрессии наблюдаются и на современном берегу: мелеют межостровные проливы и проходы, острова становятся полуостровами, в прибрежном море рождаются новые острова. В районе Хаапсалуского месторождения лечебных грязей в ходе поднятия земной коры образовался полуостров

Ноароотси [4]. Между бывшим островом и материком ещё в XIX в. могли проходить небольшие рыбацкие лодки. В Восточной Эстонии примерно за 50 лет (с 1930 по 1980 г.) практически прекратилась абразия клифа Утрия [4].

Клифы на северных побережьях островов Касселайд, Муху и Сааремаа образуют часть Западно-Эстонского глинта, который начинается в окрестностях Кергу на материковой части Эстонии, проходит в западном направлении вдоль северной части островов, затем продолжается на дне Балтийского моря и появляется на земную поверхность на северном и западном побережьях о-ва Готланд. В строении многих клифов глинта важную роль играют органогенные постройки (биогермы) и вмещающие их породы. Так, верхняя часть береговых обрывов Кессе, Пюссина, Юугу и Пулли сложена твёрдыми биогермными доломитами яагарахусного горизонта, которые латерально и ниже заменяются плотными плитчатыми доломитами. В нижней части, у подножья клифов залегают мергели яанисного горизонта. На клифах Панга и Ниназе вдали от моря биогермные доломиты образуют второй уступ. В отмерших клифах Тупенурме и Раннанийди биогермные доломиты отпрепарированы из вмещающих менее устойчивых к денудации карбонатных пород и образуют в рельефе небольшие холмы. На северном берегу о. Вильсанди из размытых биогермных тел и складчатых слоистых доломитов над ними местами остались в современном эрозионном срезе кольцевые структуры. Диаметр яагарахусских органогенных построек на о. Сааремаа достигает 1—2 км, их мощность — 15 м, ширина полосы — десятки километров. Полоса органогенных построек протягивается от о. Готланд через Прибалтику в Волыно-Подолию, общая ее длина приблизительно 1500 км.

Восточное и южное побережья Балтийского моря располагаются в пределах древних устойчивых платформ (Русской и Средне-Европейской) и имеют преимущественно низменный облик, в рельефе этих побережий преобладают аккумулятивные ледниковые формы, особенно моренные холмы и гряды. Наиболее приподнятым является эстонское побережье, распо-

ложенное на склоне Балтийского щита, где развиты денудационные моноклинально-пластовые равнины и плато.

Основной тип берега в пределах Польши — выровненный абразионно-аккумулятивный. Близки к нему и российские берега между Самбийским полуостровом и Рижским заливом. Этот тип характеризуется чередованием абразионных и аккумулятивных участков и крупнозернистым контуром береговой линии. Активные клифы выработаны в приподнятом крае моренного плато, в конечно-моренных образованиях и донных массивах. Морены представлены в основном суглинками, в меньшей степени — супесями. Восточнее м. Розеве размыву подвержены третичные пески и алевроиты.

Аккумулятивные берега сформировались в литориновое время в результате ингрессии морских вод в понижения доголоценового рельефа и отчленения от моря заливов пересыпями. В западной части Гданьского залива распространены обрывистые берега, выработанные в ледниковых останцах (кемпах) и питающие местные потоки наносов, формирующие пляжи между Гдыней и Гданьском. Вдоль южных берегов залива за счёт выносимого Вислой терригенного материала развивается сравнительно небольшой песчаный поток, питающий Вислинскую косу.

Важным дополнительным источником питания потоков наносов является эпизодический размыв берегов во время особенно сильных штормов. Резкая активизация процесса выноса обломочного материала во время сильных штормов происходит за счёт возрастания скорости абразии берегов (с 0,6—1,0 до 5—6 м/год) и вовлечения в размыв авантюн и других, обычно динамически стабильных форм. При штормах разрушению подвергаются до 80% протяжённости берега. В результате за один шторм дополнительно может поступить в переработку до 3,7 млн м³ обломочного материала.

Совокупность условий прибрежного осадкообразования, важнейшими из которых являются морфология подводного склона и клифа, расчленённость береговой линии, развитие

определённого гидрометеорологического режима и геологическое строение побережья, приводит к неравномерной поставке обломочного материала в море. Наименьшее количество продуктов разрушения горных пород выносится с берегов, слабо изменённых волновыми процессами, которые распространены в России, в Финляндии и Швеции. Южные берега Швеции, берега Дании, Германии выделяются как районы умеренной поставки терригенного материала в береговую зону. Участки максимального сноса находятся в Польше и России и др. странах (от Вислинской косы до Рижского залива).

Почти на всех побережьях прибалтийских стран донный источник питания обломочным материалом не уступает береговому, а в некоторых случаях намного превосходит его. В этом отношении Балтика отличается от многих других водоёмов, где ведущую роль в поставке обломочного материала играет твёрдая фаза стока рек. Ведущая роль донной абразии в бассейне определяется морфологическими, гидродинамическими условиями сноса и распределения терригенного материала [1; 3; 5].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Болдырев В.Л., Гуделис В.К., Шуйский Ю.Д.* Берега Балтийского моря и их роль в поставке осадочного материала // Геология Балтийского моря. Вильнюс, 1976. С. 141—158.
2. *Валнер Л.А., Желнин Г.А.* Новая карта изобаз территории ЭССР // Современные движения территории Прибалтики. Тарту, 1975. С. 48—57.
3. *Гуделис В.К.* Морфометрические типы берегов Балтийского моря // Baltica. 1967. №4. С. 136—148.
4. *Орвику К.К.* Основные тенденции перемещения береговой линии северной Балтики за столетие // Изменение основных закономерностей и тенденций перемещения береговой линии Балтийского моря за последние 100 лет. Таллин, 1992. С. 5—8.
5. *Каплин П.А., Леонтьев О.К. и др.* Берега. М., 1991. 479 с.
6. *Хупфер П.* Балтика — маленькое море, большие проблемы. Л., 1982. 136 с.

Г.М. Барина, Т.В. Костина

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ ПАСПОРТ ТЕРРИТОРИИ:
ПОДХОДЫ И СОДЕРЖАНИЕ**

В настоящее время загрязнение различных компонентов природной среды является одним из самых значительных проявлений воздействия общества на природу. Очевидная перенаселенность планеты позволяет говорить, что структура и динамика этого загрязнения имеет глобальные тенденции и охватывает каждый участок планеты, а этап более или менее «комфортного» пространственного обитания на Земле остался позади еще в конце 80-х годов XX века. В связи с этим в последнее время в современном мире все больше распространяется понятие «устойчивое развитие». Именно оно получило официальный статус на конференции ООН «Окружающая среда и развитие» (Рио-де-Жанейро, 1992 г.) как ключевая задача мирового сообщества и новая стратегия развития, необходимая для сохранения биосферы Земли и выживания человечества [3].

Новый подход развития общества и природы направлен на интеграцию социально-экономических и природных условий, где рациональное природопользование регулируется строго установленными правовыми нормами (нормативами), ограничивающими степень антропогенного влияния на все компоненты окружающей природной среды. В соответствии со статьей 1 Закона РФ «Об охране окружающей среды» [2] природоохранные нормативы определяются как установленные характеристики качества окружающей среды и характеристики допустимого воздействия на нее, при соблюдении которых обеспечивается устойчивое функционирование естественных экологических систем и сохраняется биологическое многообразие. Нормы экологического состояния окружающей среды носят относительный характер, что обусловлено многими субъективными и объективными факторами, но являются ос-

новой для создания целого комплекса нормативно-правовых документов, работающих в области охраны природной среды и здоровья населения.

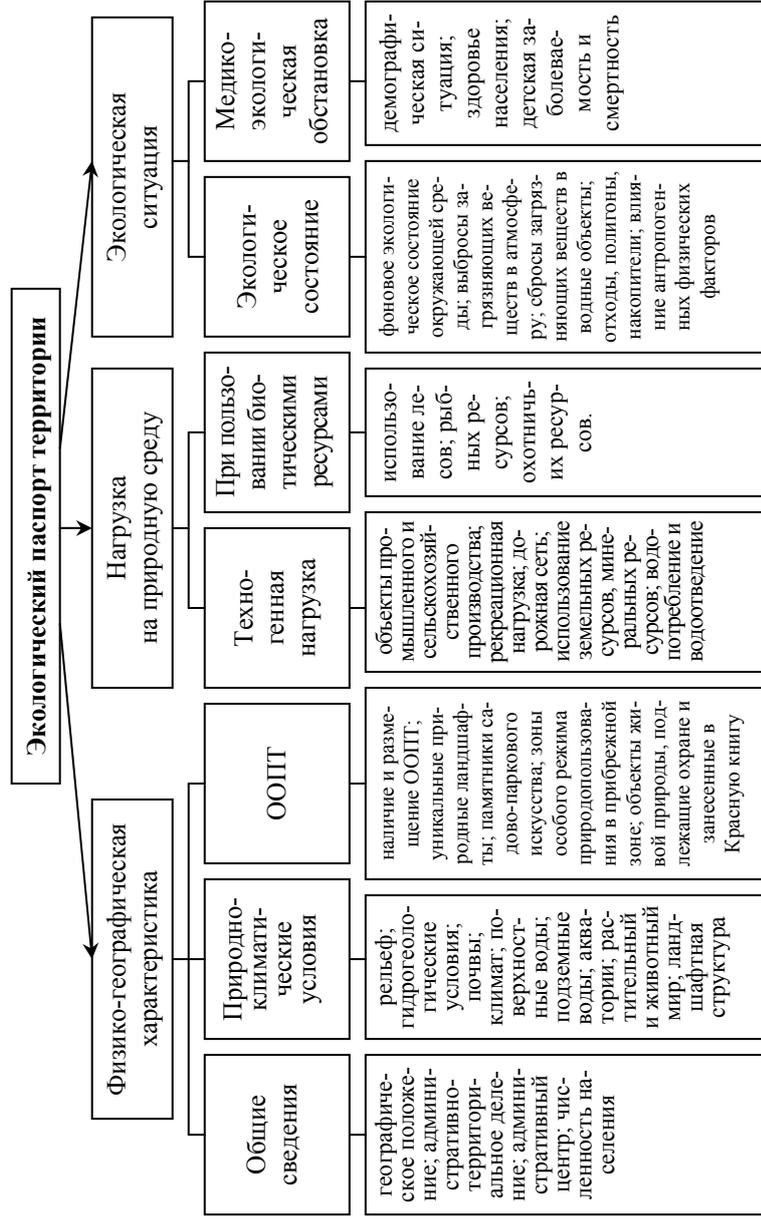
В законодательстве Российской Федерации закреплены только те нормативные документы, которые отслеживают загрязнение окружающей природной среды одиночными природопользователями (ГОСТ 17.0.0.04-90 «Экологический паспорт промышленного предприятия. Основные положения»; требование РД 39-127-93 «Экологический паспорт нефтяного промысла» и др.) [4]. Однако в пределах определенной территории сосредоточивается целый ряд загрязнителей техногенного происхождения, которые в совокупности оказывают комплексное отрицательное воздействие на все компоненты геосистем. Регулирование экологической обстановки, сложившейся в пределах конкретной территории, является одним из элементов концепции устойчивого развития; в связи с этим создание территориального документа, отражающего общую антропогенную нагрузку, является настоящей необходимостью. Основная цель создания экологического паспорта — способствовать экологически оправданному развитию хозяйства территории, научно обоснованному планированию природоохранной деятельности. В настоящий момент в законодательстве РФ нет документа, стандартизирующего экологический паспорт территории, в современной литературе имеются лишь упоминания о данном паспорте и настоятельные рекомендации внедрять подобный документ в общую систему экологической паспортизации [1; 4; 5].

На основании постановления СМ СССР от 14 февраля 1990 г. 189 «Об обеспечении выполнения постановления “О неотложных мерах оздоровления страны”» А.В. Дончевой [1] предложена структура экологического паспорта территории, включающая общие сведения о территории, природные условия, техногенные нагрузки на природную среду, нагрузки на природную среду при пользовании биотическими ресурсами, экологическое состояние территории, охраняемые объекты живой природы.

На наш взгляд, эта структура построения паспорта не является достаточно полной. Для характеристики экологической ситуации территории необходимо также акцентировать внимание на состоянии здоровья населения как на индикаторе общей медико-экологической обстановки региона. Структуру экологического паспорта территории предлагается дополнить седьмым пунктом — медико-экологическая обстановка территории. Таким образом, в разработанной нами модели экологического паспорта территории (см. рис.) выделяются три главных опорных блока экологической характеристики территории: 1) физико-географическая характеристика территории; 2) нагрузка на природную среду; 3) экологическая ситуация территории.

Физико-географическая характеристика территории разбивается на общие сведения о территории (географическое положение, административно-территориальное деление, административный центр, численность населения), природно-климатические условия (рельеф, гидрогеология, почвы, климат, поверхностные и подземные воды, растительный и животный мир, ландшафты) и особо охраняемые территории в рамках характеризуемой местности (их перечень и размещение, уникальные природные ландшафты и памятники садово-паркового искусства, зоны особого режима природопользования в прибрежной зоне, объекты живой природы, подлежащие охране и занесенные в Красную книгу).

Нагрузка на природную среду определяется техногенным воздействием и антропогенным давлением при пользовании биотическими ресурсами. Техногенное воздействие на территорию обусловлено наличием объектов промышленного и сельскохозяйственного производства, рекреацией, развитием транспортной сети, а также уровнем использования земельных и минеральных ресурсов, объемом водопотребления и водоотведения. Использование лесов, рыбных и охотничьих ресурсов также оказывает давление на окружающую природную среду.



Структура экологического паспорта территории

Экологическая ситуация территории складывается из состояния природной среды и медико-экологической обстановки. Экологическое состояние определяется фоновым содержанием загрязняющих веществ и их превышением в разных компонентах среды. Медико-экологическая обстановка описывается комплексом медико-статистических показателей (рождаемость, смертность, детская смертность, средняя продолжительность жизни, заболеваемость и др.).

Таким образом, разработанная структура экологического паспорта территории благодаря точному подбору показателей для ее характеристики и последовательного предоставления информации позволяет наиболее полно отражать главные особенности любой отдельной территории, масштабы природопользования в ее пределах и условия безопасности жизнедеятельности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Дончева А.В.* Экологическое проектирование и экспертиза. М.: Аспект пресс, 2002. 285 с.
2. *Охрана* окружающей природной среды. Постатейный комментарий к закону России. М: Республика, 1993. 115 с
3. *Сдасюк Г.В.* Дефиниции: широкое использование при отсутствии формализации // Оценка качества окружающей среды и экологическое картографирование. М., 1995. С. 30—38.
4. *Серов Г.П.* Экологический аудит. М.: Экзамен, 1999. 315 с.
5. *Трушина Т.П.* Экологические основы природопользования. Ростов н/Д.: Феникс, 2003. 383 с.

Е.В. Салихова, О.А. Савостина, Л.Ю. Станченко

СОСТОЯНИЕ ГОРОДСКОГО ЛАНДШАФТА КАЛИНИНГРАДА КАК ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ НИШИ ЧЕЛОВЕКА

Известно, что антропобиогеохимические зоны экологического риска приурочены обычно к бассейнам рек — наиболее

уязвимым в экологическом отношении долинным ландшафтам, где интенсивно происходит аккумуляция продуктов техногенеза [11]. Этот риск усугубляется в городах, в которых в наибольшей степени проявляется интенсивное и стремительное воздействие человека на среду собственной жизни и деятельности, при этом следует учитывать, что процессы естественного самоочищения городского ландшафта ничтожны даже при значительном корректирующем воздействии ветров и зелёных массивов. Качественное изменение среды через цепь реакций приводит к качественным изменениям здоровья и количественным изменениям населения.

Калининград — город на реке, в ландшафтных компонентах которого в настоящее время уже достаточно заметна техногенная деформация [6; 7; 8].

Рассмотрим, в каком экологическом состоянии находятся отдельные компоненты городского ландшафта — депонирующие и транзитные среды города.

Депонирующие тела ландшафтов. Данные, полученные нами при анализе проб растений, отобранных вблизи крупных транспортных артерий Калининграда, указывают на многократное сезонное превышение содержания тяжёлых металлов по сравнению с фоновыми значениями [6; 7]. Экранирующая и поглощающая функции зелёных насаждений общеизвестны, и тем не менее в связи с активизацией строительства в Калининграде определённо наметилась реальная тенденция к сокращению территорий парков и скверов, несмотря на то, что устойчивость городского ландшафта в наибольшей степени зависит от сохранности его зелёного компонента, обеспечивающего биогенный геохимический круговорот веществ.

Наши исследования эколого-геохимических параметров городских почв позволяют констатировать их урботехногенную деформацию, продвинутые стадии деградации городских почв, латеральную и радиальную геохимическую дифференциацию, которая формируется в связи с избытком в аккумулятивном почвенном слое тяжёлых металлов.

В отличие от депонирующих компонентов ландшафта, транзитные среды отражают одномоментное воздействие вы-

бросов промышленного комплекса города, его коммунального хозяйства и транспорта. В Калининграде отмечается значительная техногенная деформация и этих сред.

Транзитные тела ландшафта. Качество городского воздуха могут охарактеризовать следующие данные: в 1997 г. валовый выброс загрязняющих веществ от стационарных источников в городскую атмосферу составил 16,3 тыс. т, в 1998 г. — 12,9, в 1999 г. — 12,35, в 2000 г. — 13,5, а в 2001 г. — 14,8 тыс. т, т. е. условно на каждый квадратный километр городской территории приходится 66 т; выбросы от автотранспорта составили 177,48 тыс. т, т. е. 792 т на км². Качество воздуха характеризуется третьей градацией (загрязнение высокое, неблагоприятное для здоровья), индекс загрязнения атмосферы составил 9,44 (высокий уровень загрязнения). Например, по бензапирену средняя концентрация за 2001 г. в 2 раза (в 1999—4,7 ПДК) превышает ПДК, по сероуглероду — в 2,4 раза и т. д. [1].

Состояние водных объектов Калининграда отражает всё тот же определённый этап отношений города с природой, на котором элементы городской природы используются как вместилища отходов жизнедеятельности и производства. Основной источник водоснабжения города — р. Преголя — испытывает сильнейшее негативное влияние основных загрязнителей (предприятий целлюлозно-бумажной промышленности и коммунального хозяйства), а также нагонов загрязнённой и солёной воды. По данным [1] за 2000 г., более 70% проб питьевой воды не отвечает гигиеническим требованиям по санитарно-химическим и микробиологическим показателям. Воды реки на 1 км выше Калининграда уже характеризуются как воды III класса — «умеренно загрязнённые», а в 1 км выше устья — как воды IV класса — «грязные». Недостаток кислорода, высокие значения БПК₅ и окисляемости в значительной мере объясняются перегрузкой очистных сооружений довоенной постройки с низкой производительностью. Часть неочищенных стоков в количестве 18,6 м³/сутки, или 6,8 млн м³/год [1], изливается через аварийные ливнеперепуски и переливы во внутренние водотоки и да-

лее в р. Преголю в черте г. Калининграда. Кроме того, по нашим визуальным данным, существует множество несанкционированных врезок, канализационных и ливнёвых, в систему поверхностных водотоков и водоёмов города.

Одной из причин экологического неблагополучия р. Преголи в верхнем и среднем течении (категория вод «недостаточно очищенные, загрязнённые») являются примитивные очистные сооружения малой мощности довоенной постройки городов Черняховска и Гвардейска.

Различные аспекты экологического состояния р. Преголи неоднократно отражены в научных публикациях [2—6; 9; 10 и др.] в связи с тем, что река десятилетиями балансирует на пороге кризисной ситуации, когда на фоне существенного ухудшения экологической обстановки всё же сохраняются естественные и даже социальные механизмы восстановления утраченного естественного состояния.

В последние несколько лет в связи с ослаблением воздействия на речную систему промышленных объектов наблюдалось некоторое проявление самоочищения речных вод. Однако, по нашим представлениям, загрязнение Преголи осуществлялось не только непосредственным воздействием промышленных стоков, но и опосредованно — через сильно загрязнённые воды городских ручьёв и каналов, представляющих собой открытые коллекторы, собирающие коммунальные, промышленные и грязные ливнёвые стоки города и без всякой очистки сбрасывающие эти стоки в реку. Масштабы сброса не соответствуют водности гидрологических объектов — и рек, и ручьёв, в которые они поступают, — так как чем меньше расход воды гидрологического объекта, тем больше вероятность негативного воздействия загрязнения на его экологическое состояние (преобладающая глубина р. Преголи — 2 м, в черте города она становится глубже и к устью её глубина составляет 7—8 м, скорость её течения в черте города всего 0,1 м/с, годовой сток — 2,6 км³/год).

В летний период 2002 г. (в июне, июле и августе) нами проанализированы пробы воды, отобранные на всем протяжении

р. Преголи от Черняховска до устья на 27 станциях, а также пробы воды восьми городских ручьёв и каналов, отобранные при впадении их в р. Преголя (рис. 1). Пробы воды отбирались с глубины 0,5 м, на фарватере реки. Определялось содержание растворённого кислорода и величина окисляемости, свидетельствующая о суммарном загрязнении водоёмов органическими и неорганическими веществами (для р. Преголи), для ручьёв и каналов дополнительно определялось содержание в их водах органических веществ. Тренд, характеризующий содержание растворённого кислорода в водах р. Преголи, выраженное в процентах от нормы, совершенно очевидно указывает на закономерное снижение этого показателя в течение последовательных летних месяцев от Черняховска до устья реки (рис. 2).

По содержанию кислорода в течении Преголи выделяются следующие основные зоны:

— зоны относительно чистой воды (поселки Междуречье, Ушаково, Заозерье) с высоким уровнем растворённого кислорода;

— зоны восстановления с постепенным повышением уровня растворённого кислорода (ниже Черняховска, Гвардейска, слабовыраженные зоны в июне и июле отмечены в черте города между Берлинским мостом и АО «Дарита»);

— зоны ухудшения, в которых в июле уровень растворённого кислорода снижается (у Гвардейска, около Берлинского моста в Калининграде);

— зона ущерба, где отмечается относительно постоянный и низкий уровень растворённого кислорода, прослеживается по течению реки в черте г. Калининграда до устья, причём если в июне и июле значения растворённого кислорода в некоторых точках отбора составляют до 50% от насыщения, то в августе от водозабора до двухъярусного моста значения снижаются вплоть до отсутствия растворённого кислорода на участке реки от терминала до устья.

Величины окисляемости в июле превышают ПДК в 2,6 — 7 раз, возрастая от Черняховска (16,8 мг/л) до устья (35,8 мг/л) (рис. 3).

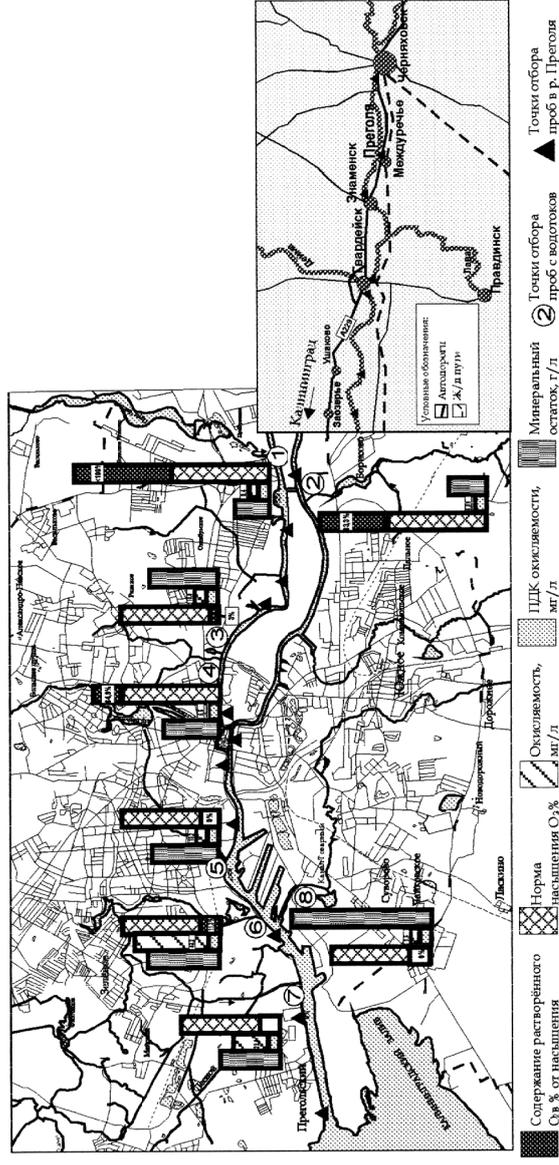


Рис. 1 Некоторые гидрохимические показатели р. Преголи (от Черняховска до устья) и в водоемах г. Калининграда

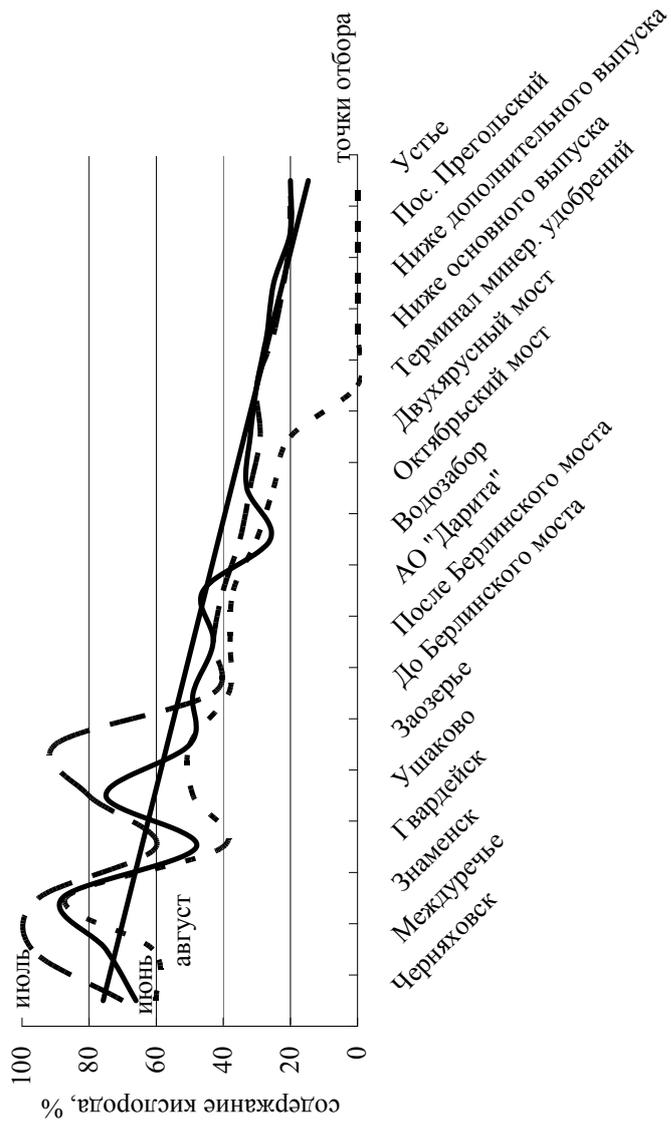


Рис. 2. Содержание растворённого кислорода в водах
р. Преголи летом 2002 г., в % от полного насыщения

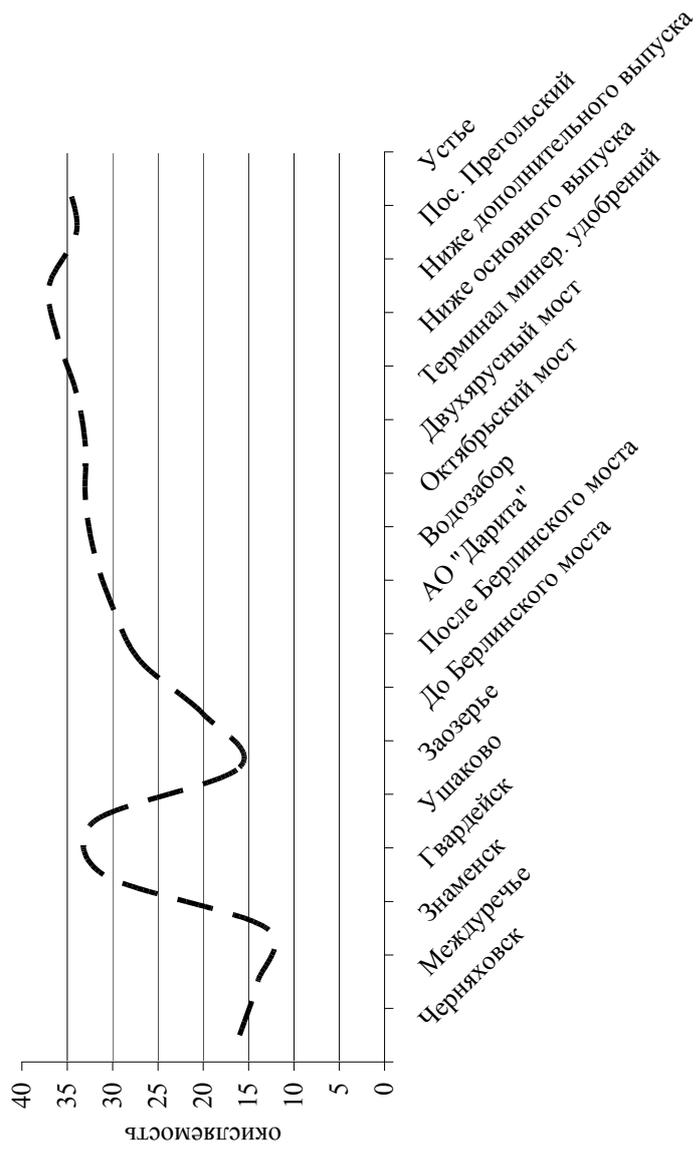


Рис. 3. Величины окисляемости в водах р. Преголи, в мг/л

Воды ручья Мюлен, безымянного ручья, вытекающего из пр. Мельничный и ручья Литовского вала, достаточно насыщены растворенным кислородом (от 65 до 100 % от нормы содержания растворённого кислорода). В водах канала, соединяющего пр. Купфертайх с Преголей, и ручья Воздушного содержится 11 % кислорода от нормы; в ручье Парковом, канале Менделеевском и реке Товарной кислород отсутствует. Превышение величин окисляемости во всех исследуемых водных объектах составляет от 2 ПДК до июля 2002 г. 9 ПДК (минимальное значение в ручье Литовского вала 5,6 мг/л, максимальное — в ручье Воздушном — 43,2 мг/л).

Значения общей минерализации в исследуемых водотоках колеблются от 186 до 712 мг/л, в основном характерно содержание минеральных веществ более 300 мг/л, что свидетельствует о формировании в водах техногенного потока. Содержание органических веществ в пробах воды ручьёв составляет в среднем около 30 % от сухого остатка.

Исторический выбор местоположения города в устье реки, безусловно, предполагал использование её транспортных, рыбных и водных ресурсов, но природные свойства компонентов ландшафта быстро утрачиваются с ростом города. Однако город — это сознательно создаваемая среда обитания человека, его экологическая ниша — и к ней должны предъявляться требования безопасности, привлекательности, здоровья и сохранения ресурсов. Преобразование природной среды города определяется сообществом людей, живущих в нём, и представленные выше выборочные данные о безопасности городской среды и состоянии её ресурсов, в том числе водных, заставляют задуматься о современном экологическом состоянии городского ландшафта.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Доклад по состоянию окружающей природной среды Калининградской области в 2001 г. / Управление природных ресурсов и охраны окружающей среды. Калининград, 2002.

2. *Зотов С.И.* Оценка гидроэкологической ситуации в Калининградской области // Экологические проблемы Калининградской области и Балтийского региона: Сб. науч. тр. Калининград: Изд-во КГУ, 2001.

3. *Пака В.Т.* Экологические исследования в нижнем течении р. Преголи и оценка роли переформирования острова Коссе. Калининград, 1997.

4. *Панасин В.И., Марченко Л.Ф.* Экологическое состояние бассейна р. Преголи // Теоретические и прикладные аспекты экологии и биологии: Межвуз. сб. ст. Калининград: Изд-во КГУ, 2001.

5. *Романова Е.А., Ежова Е.Е., Салихова Е.В., Савостина О.А.* Комплексная программа изучения развития р. Преголи за последние 100 лет (гидрология, геоморфология, гидрохимия, гидробиология) // География, общество, окружающая среда: развитие географии в странах Центральной и Восточной Европы: Тез. докл. Ч. 2. Калининград: Изд-во КГУ, 2001.

6. *Салихова Е.В., Савостина О.А.* Геохимическая оценка качества среды г. Калининграда // Проблемы географии, биологии и химических наук: Материалы постоянных научных семинаров. Калининград: Изд-во КГУ, 2000.

7. *Салихова Е.В., Савостина О.А.* Экологические аспекты состояния городской среды Калининграда // География на рубеже веков: Сб. науч. тр., посвященный 30-летию образования географического факультета в КГУ / Под ред. В.В. Орленка. Калининград: Изд-во КГУ, 2001.

8. *Салихова Е.В., Савостина О.А., Виноградова О.Л.* Трансформация основных свойств урбанозёмов Калининграда // Вестник КГУ. Сер. Экология региона Балтийского моря. 2003. № 1.

9. *Сухорук В.И., Гавина С.П., Ханаев С.А., Кулешов А.Ф.* Гидрохимические показатели экологического состояния реки Преголи // Экологические проблемы Калининградской области и Юго-Восточной Балтики. Калининград, 1999.

10. *Харин Г.С., Кравцов В.А., Стрюк В.Л.* Комплексные исследования реки Преголя: Отчёт АО ИОРАН. Калининград, 1995.

11. *Экогеохимия городских ландшафтов* / Под ред. Н.С. Касимова. М.: Изд-во МГУ, 1995.

В.А. Гриценко, А.Г. Зацепин

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПРОЦЕССОВ ПЕРЕМЕШИВАНИЯ СТОКОВЫХ ФРОНТОВ В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ МОРЯ

Распространение плотных вод по наклонному океанскому дну является важным элементом водообмена шельфовой зоны, заливов, окраинных и внутренних бассейнов с открытым морем, а также вентиляции глубинных и придонных вод [6]. Придонные плотностные (мутьевые) течения участвуют также в общем процессе переноса осадочного вещества из береговой зоны моря в его глубинную часть [2]. Объектом исследования в данной работе являются короткопериодные и/или мелкомасштабные плотностные течения. Продолжительность их существования — меньше инерционного периода; их характерная толщина не превышает экмановский масштаб. В динамике таких течений эффекты вращения Земли играют незначительную роль. Цель данного исследования заключается в разработке достаточно простых, но взаимно согласованных лабораторных и теоретических моделей процесса опускания более плотных вод по наклонному дну в невращающейся жидкости.

Лабораторная установка представляет собой бассейн из оргстекла $100 \times 25 \times 30$ см, в дне которого вблизи одной из торцевых стенок сделано щелевое отверстие шириной 1 см, используемое как источник впуска соленой воды. Более плотная (соленая) вода, подкрашенная тимоловым синим индикатором, подается с постоянным расходом через щелевой источник. При этом вблизи источника на поверхности дна образуется слой более плотной воды, сползающий вниз в виде плотностного течения. В работе использованы данные 45 опытов с плотностными течениями в однородной по плотности жидкости при различных значениях удельного расхода источника $q = Q/L$, где Q — объемный расход источника, а L — протяженность щелевого источника поперек бассейна,

$g' = (\Delta\rho_0 / \rho_0) \cdot g$, где $\Delta\rho_0$ — перепад плотности между водой из источника и водой в бассейне, g — ускорение свободного падения и угла α наклона дна бассейна к горизонтали, при этом: $q = 0,08 - 0,66 \text{ см}^2/\text{с}$; $g' = 0,1 - 10$, $\alpha = 5, 16, 44^\circ$, а значения чисел Рейнольдса $Re = U \cdot H / \nu_0$ и Фруда $Fr = U / \sqrt{g' \cdot H \cdot \cos(\alpha)}$, где U — измеренная скорость распространения фронта плотностного течения вдоль наклонного дна, а $H = q/U$ — его характерная толщина, $\nu_0 \approx 10^{-2} \text{ см}^2/\text{с}$ — кинематическая вязкость воды, — изменялись в следующих пределах: $Re = 8 - 70$, $Fr = 0,3 - 3,0$.

Для расчета плотностных течений на наклонном дне была использована XZ-модель придонных течений [1], построенная на основе полных уравнений Навье — Стокса с использованием традиционного предположения о горизонтальной однородности исследуемого течения по одной из пространственных координат (по оси Oy) [6]. Параметризация турбулентности выполнена введением эффективной вязкости [3]. Наклон дна учитывался путем отклонения от вертикали на необходимый угол направления вектора ускорения силы тяжести. В итоге двумерная система уравнений модели имела следующий вид:

$$\frac{\partial \omega}{\partial t} + u \frac{\partial \omega}{\partial x} + w \frac{\partial \omega}{\partial z} = \frac{g}{\rho_0} \left(\frac{\partial \sigma}{\partial x} \cos(\alpha) - \frac{\partial \sigma}{\partial z} \sin(\alpha) \right) + \nu_T \Delta \omega, \quad \Delta \psi = \omega,$$

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} + u \frac{\partial \sigma}{\partial x} + w \frac{\partial \sigma}{\partial z} = D_T \Delta \sigma, \quad \frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + w \frac{\partial c}{\partial z} = D_T \Delta c,$$

где $\omega = \partial u / \partial z - \partial w / \partial x$ — завихренность, ψ — функция тока, $u = \partial \psi / \partial z$ и $w = -\partial \psi / \partial x$ — составляющие скорости вдоль осей x и z соответственно, $g = 10^3 \text{ см}/\text{с}^2$, α — угол наклона дна, ρ_0 — плотность пресной воды, $\rho_0 + \sigma$ — плотность соленой воды, $\nu_T = \nu_0 + c \cdot \nu_{\text{ЭФ}}$, $D_T = Sc \cdot \nu_T$ — коэффициенты турбулентных вязкости и диффузии, Sc — турбулентное

число Шмидта, $Sc = 0,5$; $\nu_{\text{ЭФ}}$ — коэффициент эффективной вязкости, $\nu_0 = 0,01 \text{ см}^2/\text{с}$, $\Delta \equiv \partial^2 / \partial x^2 + \partial^2 / \partial z^2$; c — поле трассера, или «краски», переносимое вместе с жидкостью и используемое для трассировки водной массы придонного течения и расчета турбулентной вязкости.

Горизонтальная (Ox) и вертикальная (Oz) оси координат совпадают, соответственно, с дном и боковой стенкой модельного пространства. Начальное значение плотности воды — ρ_0 ; во входном створе $u = u_0(z)$, $\sigma = \rho_0(z) - \rho_0$ и $\nu_{\text{ЭФ}} = \sqrt{Re} \cdot \nu_0$. Дискретные уравнения модели построены при помощи схемы с разностями против потока. При расчетах течений в однородной воде все модельные поля задавались на сетке размерностью 701×121 , в условиях двухслойной жидкости — от 111×201 до 161×501 .

На модели было рассчитано 68 течений по склону в однородной жидкости и 34 — в двухслойной. Угол наклона дна при расчетах течений в однородной жидкости выбирался в диапазоне от 3° до 40° , в двухслойной жидкости был равен 45° . Значения перепада плотности изменялось от 0,0005 до $0,005 \text{ г/см}^3$. Характерная толщина расчетного течения во входном створе в однородной жидкости изменялась от 1 до 3 см, а величина эффективной вязкости $\nu_{\text{ЭФ}}$ — от 0,3 до $3,0 \text{ см}^2/\text{с}$ [3; 4].

Количественный анализ данных измерений скорости U распространения переднего фронта плотностного течения показал, что ее изменчивость неплохо описывается простой формулой: $U \approx 2 \cdot U^* = 2 \cdot \sqrt[3]{q \cdot g' \cdot \sin(\alpha)}$, где U^* — теоретический масштаб скорости, выражение для которого легко получить из баланса скатывающей силы и силы сопротивления «формы». Расчет уравнений линейных регрессий изменчивости скорости распространения фронта плотностного течения вдоль склона дна, полученной в лабораторном и численном эксперименте, в зависимости от соответствующих значений

теоретической оценки привел к практически одинаковым уравнениям. Значения угловых коэффициентов прямых равны: для лотка — $K = 2,04$ ($\text{corr} = 0,952$), для расчетов — $k = 2,19$ ($\text{corr} = 0,951$). Кучное распределения экспериментальных точек вдоль прямых линейных регрессий свидетельствует о хорошем совпадении результатов опытов и расчетов между собой, а также об их соответствии теоретическому масштабу. Следует отметить, что в том случае, когда вовлечение становится значительным, скорость распространения фронта плотностного течения определяется несколько другой формулой [7]: $U \approx 1,5 \cdot \sqrt[3]{q \cdot g'}$. Примечательно, что в этом случае полностью пропадает зависимость от угла наклона дна бассейна. Данный режим реализуется при больших значениях угла наклона ($\alpha > 20^\circ$), а также больших значениях числа Рейнольдса. Однако для подавляющего большинства использованных в работе опытов и расчетов скорость опускания плотных вод зависела от угла наклона бассейна.

В процессе распространения придонных плотностных течений по склону дна в прибрежной зоне на качественном уровне и лабораторные опыты, и численные расчеты показали, что в двухслойно стратифицированной жидкости реализуются три типа «поведения» придонного плотностного течения [1; 8]. В первом из них плотностное течение практически «не замечает» слоя скачка плотности и сохраняет свой придонный характер. Второй тип характеризуется отрывом исходного плотностного течения от линии дна и его превращением в интрузионное, распространяющееся в области пикноклина. Пример реализации такого типа поведения плотностного течения, основные фазы его отрыва от склона дна и превращения в пикноклинную интрузию содержатся в [1]. Третий тип — наиболее интересный и сложный, характерен тем, что исходное плотностное течение «расщепляется» при столкновении с пикноклином на две части, одна из которых проникает в пикноклин в виде интрузии, а другая продолжает опускаться вниз по наклонному дну. Наблюдаемый эффект расщепления обу-

словлен двумя возможными физическими причинами. Первая заключается в том, что в процессе распространения плотных вод по наклонному дну выше пикноклина происходит вовлечение воды пресного верхнего слоя, в результате чего плотностное течение становится стратифицированным. При этом его внешняя часть оказывается менее плотной, чем нижний слой воды в бассейне, а его придонная часть практически не изменяет своей первоначальной плотности. Естественно, что в этом случае в области пикноклина должно произойти отделение (сепарация) внешней части плотностного течения от его придонной части. Однако есть вторая и, быть может, основная причина расщепления. Она заключается в том, что в области пикноклина происходит резкое замедление придонного плотностного течения и образование в его фронтальной части завихренной и обрушивающейся «головы», в области которой происходит интенсивное перемешивание вод плотностного течения с окружающими водами. В результате этого перемешивания образуются воды промежуточной плотности, которые изменяют плотностную структуру границы раздела между слоями и распространяются вдоль пикноклина. При этом наиболее активное перемешивание происходит в начальный период «столкновения» вод плотностного течения с пикноклином. Впоследствии этот процесс ослабевает (из-за трансформации кинематической и плотностной структуры взаимодействующих вод) и продолжающие поступать сверху воды плотностного течения проникают в нижний слой, сохраняя некоторый избыток плотности, позволяющий им опускаться далее вниз по наклонному дну.

Расчеты на численной модели подтвердили возможность расслоения потока в вертикальной плоскости как из-за наличия стратификации в плотностном течении, существующей еще до подхода фронта к пикноклину, так и в результате формирования промежуточной водной массы при взаимодействии фронтальной зоны течения со слоем скачка плотности (см. рис.). При этом распределение трассера однозначно свидетельствует о том, что основная водная масса плотностного те-

чения полностью сохраняет свой придонный характер. Следует отметить, что, согласно наблюдениям и расчетам, после расщепления плотностного течения распространение обеих его частей (интрузионной и придонной) происходит значительно медленнее, чем опускание по дну плотных вод до их столкновения с плотностной границей раздела. Данное обстоятельство может иметь важное значение в природных условиях, где от скорости распространения плотностного течения существенно зависит концентрация и гранулометрический состав взвешенного вещества в его водах. При резком замедлении плотностного течения должно происходить выпадение на дно значительной части взвешенного вещества, что может приводить к аккумуляции вполне конкретного типа осадков, в том числе и канцерогенных. С другой стороны, само образование локализованной в пространстве зоны перемешивания с доминированием стоковых вод при наличии в них загрязнителей может оказать прямое отрицательное воздействие на экологическое равновесие в прибрежной зоне.

На рисунке характерные масштабы течения — $u_0 = 2$ см/с, $h_0 = 50$ см, $\Delta\rho_0 = 0,001$ г/см³. Вода в модельном пространстве двухслойна: плотность придонного слоя больше пресной на $1,5 \cdot \Delta\rho_0$, а плотностного течения — на $1,6 \cdot \Delta\rho_0$. Значения трассера водной массы течения (тонкие сплошные линии с серой заливкой) принимают значения 0,15, 0,35, 0,55, 0,75. Верхний пресный слой воды выделен вертикальной штриховкой, а придонной — косой. Значения изолиний плотности (более толстые сплошные линии) принимают (сверху вниз) значения от 0,1 до 1,5 через 0,2. Значения изолинии функции тока (тонкие штриховые линии) принимают значения от 0,1 до 6,5 с шагом 0,7. На рисунке отчетливо видна область обрушения буруна, возникшего при первоначальном контакте водных масс течения и придонного слоя, дальнейшая эволюция которого в зону перемешивания порождает расслоение течения на интрузию и новое придонное течение. Распределения линий тока говорит о вихревом характере взаимодействия различных водных масс.

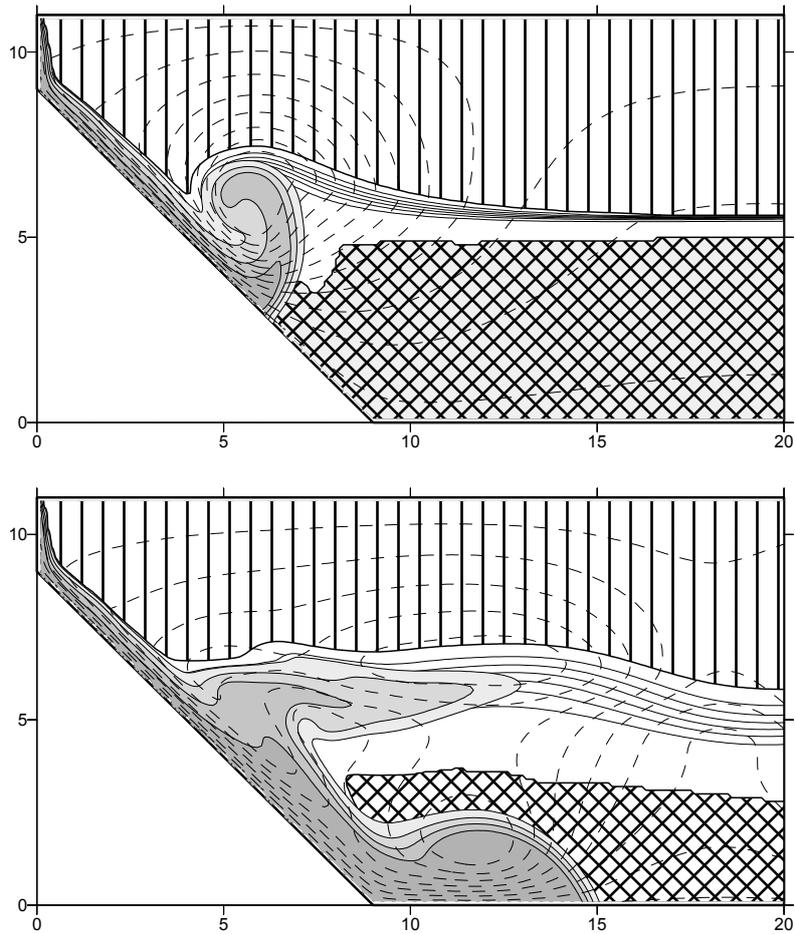


Рис. Пример двух фаз течения с расщеплением в вертикальной плоскости при взаимодействии фронта вдоль склонового плотностного течения с пикноклином

Работа выполнена при поддержке программ ИНТАС, проект №01-460, и РФФИ, проект №03-05-65136.

ЛИТЕРАТУРА

1. Гриценко В.А., Юрова А.А. Об основных фазах отрыва придонного гравитационного течения от склона дна // Океанология. 1999. Т. 39. №2. С. 187—191.
2. Емельянов Е.М. Барьерные зоны в океане. Калининград, 1998. 411 с.
3. Луцик В.Г., Павельев А.А., Якубенко А.Е. Турбулентные течения. Модели и численные исследования // Механика жидкости и газа. 1994. №4. С. 4—27.
4. Озмидов Р.В. Вертикальный водообмен через слои с большими вертикальными градиентами плотности // Океанология. 1997. Т. 37. №4. С. 492—496.
5. Пака В.Т. Термохалинная структура вод на разрезах в Слупском желобе Балтийского моря весной 1993 г. // Океанология. 1996. Т. 36. №2. С. 207—217.
6. Самолюбов Б.И. Придонные стратифицированные течения. М., 1999. 463 с.
7. Simpson J.E. Gravity currents in the environment and the laboratory. England. ELLIS HORWOOD LTD, 1987. 244 p.
8. Zatsepin A.G. The peculiarities of coherent structure formation in stratified and rotating fluid // Mixing in Geophysical flows. Elsevier Science Publ. Amsterdam, 2000. P. 44.

В.В. Орленок, Е.А. Романова, О.Л. Виноградова

**ЛАНДШАФТНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ПЛАНИРОВАНИЕ
В СЛАВСКОМ РАЙОНЕ (2003 г.)**

В 2003 г. факультет географии и геоэкологии КГУ в составе группы ландшафтно-экологического планирования проводил исследования в нескольких муниципальных образованиях Калининградской области — в г. Зеленоградске, в Светлогорском городском округе и в Славском районе. Если в Светлогорске и Зеленоградске работы были ограничены ландшафтной съемкой, то в Славском районе удалось провести комплексные исследования, охватывающие основные составляющие ландшафтно-экологического планирования.

В настоящее время система ландшафтного планирования в нашей стране находится в стадии формирования. Работы в этом направлении ведутся в нескольких регионах, наиболее успешно — в Прибайкалье и Центральной России. В то же время ландшафтное планирование, включающее в себя оценку природных и антропогенных компонентов территории с целью оптимизации природопользования, является необходимой составной частью более емкого процесса — пространственного планирования.

Пространственное планирование помимо исследования окружающей среды включает в себя анализ социально-экономической обстановки, внешних и внутренних тенденций современного развития территории, а также процесс регулирования использования территории (рис. 1). Таким образом, ландшафтно-экологическое планирование оказывается напрямую связанным с непосредственными задачами муниципалитетов — с землеустройством, градостроительством — и совершенно необходимым для грамотного планирования устойчивого развития территорий.

Особенно актуальным является развитие ландшафтно-экологического планирования для Калининградской области, геополитическое положение которой отличается от других регионов России. На муниципальном уровне необходимость проведения подобных работ актуальна не только для приморских территорий, инвестиционная привлекательность которых сравнительно высока, но и для малонаселенных, традиционно сельскохозяйственных районов, испытывающих затяжной социально-экономический кризис. Одним из таких районов является Славский, который был выбран в качестве пилотной территории для отработки системы ландшафтно-экологического планирования.

Славский район находится на северо-западной окраине Калининградской области и является приграничной с Литовской Республикой территорией, омывается водами Куршского залива и включает в себя обширную дельту самой большой реки области Немана. Это одно из самых крупных по площади

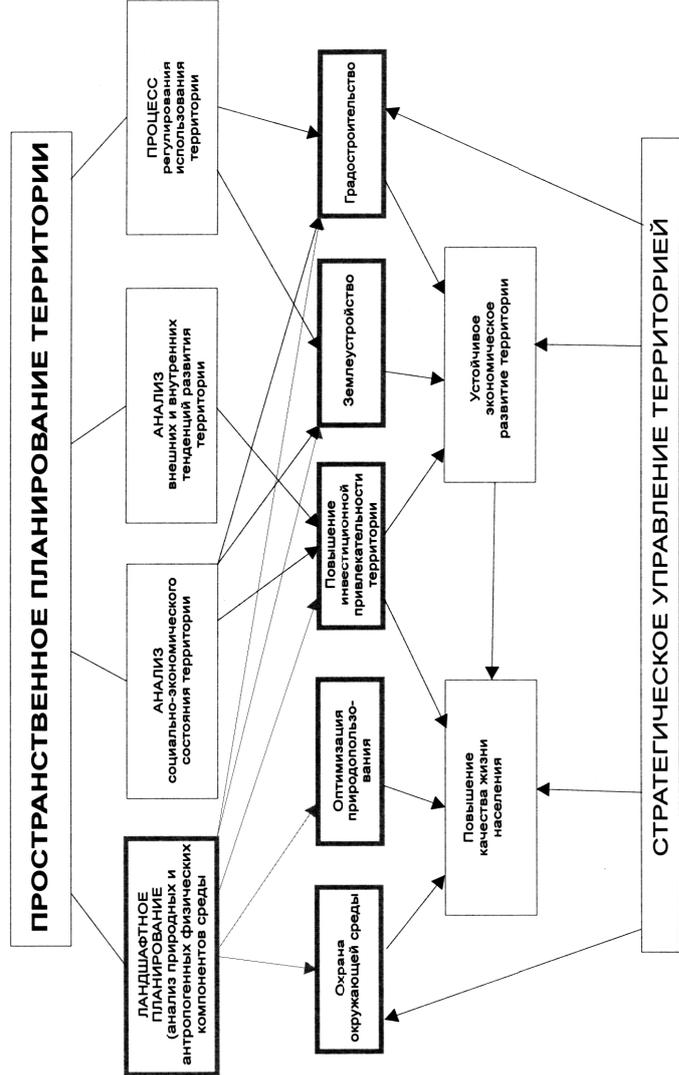


Рис. 1. Место ландшафтного планирования в системе стратегического управления территориями

(1302,5 км²) и в то же время самых малонаселенных (плотность населения — 16 чел. на км²) муниципальных образований нашего региона. Более половины территории района составляют сельскохозяйственные угодья, из которых значительная доля занята польдерами — уникальными антропогенными ландшафтами, имеющими регулируемый водный и вещество-энергетический режим. В районе находится несколько особых охраняемых природных территорий, общая площадь которых занимает 23,7% территории, приближаясь по этому показателю к средним значениям в развитых странах ЕС (среднее значение для Калининградской области — 14,9%). Лесистость территории также превышает средний областной уровень и составляет 28,3% (в области 17%). На территории района находится самый большой в области массив водно-болотных угодий, имеющий важное балансирующее значение для экологической обстановки не только области, но и всего бассейна Балтийского моря, и находящийся под охраной.

На основе полевых исследований была составлена ландшафтная карта территории муниципалитета в масштабе 1 : 50 000.

Ландшафтная съемка проводилась в соответствии с общепринятой методикой, закладывались комплексные ландшафтные профили на основных формах рельефа с использованием метода маршрутной ландшафтной съёмки [1].

На основе проведенной в 2003 г. полевой ландшафтной съемки на территории Славского района были выделены следующие генетические типы ландшафтов:

1) ландшафты развитых пойм с аллювиальными дерновыми и аллювиально-болотными почвами под заливными разнотравно-злаковыми лугами и сельскохозяйственными угодьями на дельтовом аллювии;

2) плоские и слабоволнистые дельтовые равнины с легкими аллювиальными дерновыми, частично оподзоленными почвами под сельскохозяйственными угодьями, разнотравно-злаковыми лугами на дельтовом аллювии;

3) низменные прибрежные торфяные болота под таволготравянистыми, сфагново-осоковыми и крупнотравными заблоченными лугами, периодически затопляемыми;

4) верховые торфяные осоковые, осоково-сфагновые и шхерцевые болота с берёзово-сосновым криволесьем;

5) приморские плавневые тростниковые болота;

6) ландшафты полейдеров с легкими дерновыми глеевыми и глееватыми почвами под сельскохозяйственными угодьями на дельтовом аллювии;

7) волнистые дюнные и дюнно-грядовые ландшафты с дерново-подзолистыми и подзолистыми почвами под сосновыми, еловыми и сосново-дубовыми лесами на эоловых песках;

8) эоловые пески, местами закрепленные травянистым покровом;

9) волнистые и полого-волнистые равнины с дерново-подзолистыми суглинистыми глееватыми и глеевыми почвами под сельскохозяйственными угодьями и смешанными лесами на тяжелой красноцветной морене;

10) полого-волнистые равнины с дерново-подзолистными суглинистыми глееватыми почвами под сельскохозяйственными угодьями и смешанными лесами на легкой морене;

11) долины малых рек (неразвитые);

12) аквальные ландшафты.

Учитывая продолжительность освоения территории, естественно, что большинство ландшафтов претерпело значительные антропогенные изменения. Кроме того, в современных условиях каждый природный комплекс несет особую функциональную нагрузку, определяемую его ролью в социально-экономической системе, одновременно занимая определенное место в природной иерархии. Данные закономерности отражены на карте функционального зонирования территории Славского района, выполненной также в масштабе 1:50 000 (рис. 2).

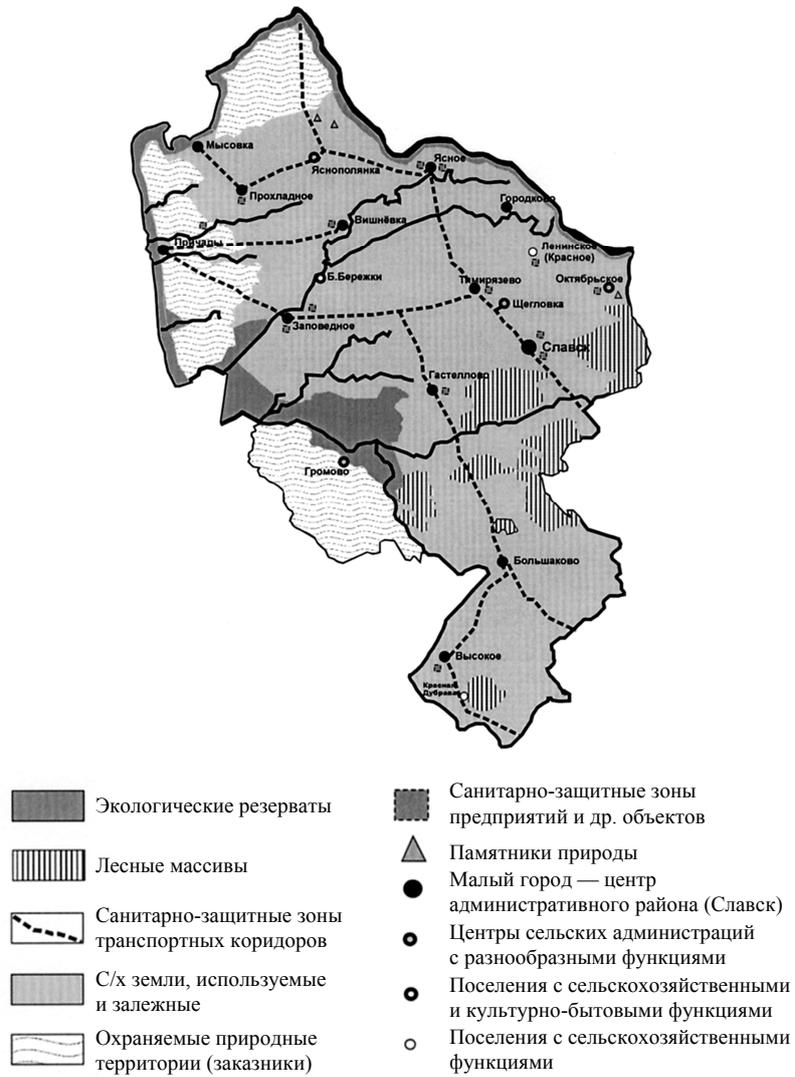


Рис. 2. Схема функционально-экологического зонирования Славского района

В работе использовалась методика К.Н. Дьяконова и А.В. Дончевой [2]. В результате были выделены следующие функциональные зоны:

- 1) сельскохозяйственные угодья, в том числе польдеры;
- 2) охраняемые территории, в том числе заказники, памятники природы и леса первой категории;
- 3) водоохранные зоны залива, рек, озер и болот;
- 4) санитарно-защитные зоны предприятий, дорог и т. д.;
- 5) селитебные зоны.

Особое значение для сохранения ландшафтного и биологического разнообразия имеют охраняемые территории, которые занимают одну треть площади. Но для решения стратегической задачи — поддержания экологического баланса в области, а также в юго-восточной части Балтийского бассейна — их недостаточно. Один из возможных подходов к решению этого вопроса — создание сомкнутого экологического каркаса.

Экологический каркас — это вся совокупность геосистем (как естественного, так и искусственного происхождения), выполняющих специфические экологические функции. Эти функции определяются высокой информативностью природных комплексов, способностью существенно влиять на экологические параметры среды в регионе (средообразующая способность), исключительностью, эстетическими достоинствами ландшафтов и др.

К узлам экологического каркаса в районе относятся участки верховых и низинных болот, приморские луга, массивы материковых дюн и перевеваемых песков, транспортные коридоры, представленные долинами рек (водоохранные зоны). Транспортные коридоры и узлы должны быть окружены буферными зонами для предотвращения деградации вследствие негативного антропогенного влияния.

Проведенное ландшафтное и функциональное зонирование территории Славского района позволяет в процессе разработки стратегии развития муниципального образования более обоснованно подходить к планированию использования территории.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Исаченко Г.А.* Методы полевых ландшафтных исследований и ландшафтно-экологическое картирование. СПб., 1998.
2. *Дьяконов К.Н., Дончева А.В.* Экологическое картирование и экспертиза. М.: Аспект пресс, 2002.

П.М. Брусиловский, В.И. Сухорук

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ ПОВЕДЕНИЯ ПЛАНКТОННЫХ СООБЩЕСТВ В УСЛОВИЯХ СЛУЧАЙНОГО ХРОНИЧЕСКОГО НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Введение

Среди токсикантов, влияющих на морскую экосистему, по степени опасности ЮНЕСКО отводит первое место нефти и нефтепродуктам. Для изучения поведения любой морской экосистемы, подвергаемой влиянию нефтяного загрязнения на протяжении достаточно большого периода времени, необходима огромная информация, включающая: 1) модель (портретная) функционирования этой экосистемы, не подверженной загрязнению; 2) модель возникновения нефтяного воздействия; 3) модель «деформации» нефтяного загрязнения при «прохождении» его через экосистему; 4) зависимости между параметрами этих моделей и др. Получение подобной информации связано с огромными трудностями, определяемыми значительными затратами интеллектуальных, технических, экспериментальных, экспедиционных и других ресурсов [3; 4].

Нефть и нефтепродукты поступают в морские экосистемы из случайных источников, в случайных количествах и в случайные моменты времени. В такой ситуации моделью уровня загрязненности морской экосистемы может служить случайный скачкообразный процесс (случайное поле) с экспоненциальным сносом, индуцированный пуассоновским потоком утечек загрязнителя. Построение достаточно подробной порт-

ретной модели функционирования морской экосистемы в условиях хронического нефтяного загрязнения пока представляет чрезвычайно сложную задачу. В этой связи первым шагом на пути построения подобных моделей выбрано исследование поведения простейших модельных биоценозов в случайно загрязняемом биоценозе (под воздействием случайных внешних возмущений).

1. Динамика численности популяции в условиях загрязнения

1.1. Динамику некоторой однородной популяции можно описать уравнением Вольтерра:

$$dN/dt = \varepsilon(\theta) - \gamma(\theta)N^2, \quad N(0) = N_0, \quad (1)$$

где N_0 — начальная численность популяции; $N(t)$ — текущее значение этой численности; $\theta(t) = \theta$ — параметр, характеризующий состояние биотопа популяции; $\varepsilon(\theta) = \varepsilon(t)$, $\gamma(\theta) = \gamma(t)$ — коэффициенты прироста и лимитирования (внутривидовой конкуренции) соответственно.

В такой ситуации $\theta(t) = \eta(t)$, где $\eta(t)$ — уровень загрязнения при случайном загрязнении биотопа. Модель уровня загрязнения $\eta(t)$ записываем в виде:

$$\eta(t) = \sum f(t - t_i, \chi_i), \quad dN/dt = \{\eta(t - \tau) - \gamma[\eta(t - \tau)]N\}N \quad (2)$$

где $\eta(t)$ — уровень загрязненности биотопа в момент t ; τ — запаздывание, с которым загрязнитель влияет на популяцию, N — численность популяции.

Коэффициенты прироста численности популяции ε и лимитирования γ теперь оказываются функционалами от уровня загрязнения:

$$\varepsilon(t) = \Phi_1[\eta(t)], \quad \gamma(t) = \Phi_2[\eta(t)]$$

— и модель развития популяции типа Вольтерра в случайно загрязняемом биотопе будет иметь вид:

$$\eta(t) = \sum f(t - t_i, \chi_i),$$

$$dN/dt = \{\Phi_1[\eta(t)] - \Phi_2[\eta(t)]N(t)\}N(t). \quad (3)$$

Численность популяции $N(t)$ оказывается случайным процессом, реализация которого определяется реализацией уровня загрязнения — случайного процесса $\eta(t)$.

Частный случай этой модели записывается в следующем виде:

$$\eta(t) = \sum \chi_i e^{-\alpha(t-t_i)},$$

$$0 \leq t_i < t,$$

$$dN/dt = N \{ \varepsilon - k \max(0, \eta(t) - \eta_0) - \gamma_0 N \}. \quad (4)$$

Реализации частного случая этой модели представлены на рисунке 1.

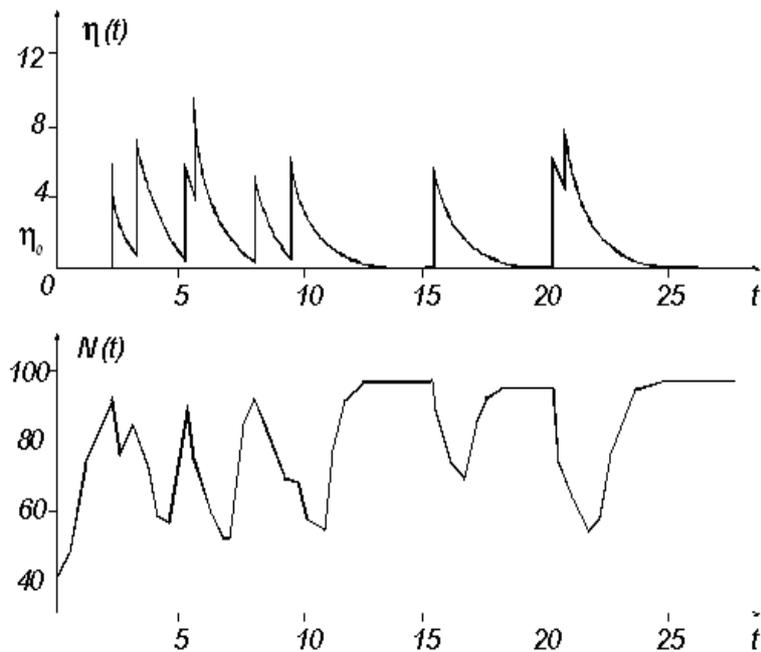


Рис. 1. Реализация уровня загрязненности биотопа и соответствующей численности популяции (модель 1.1)
 $N(0) = 40$; $\eta_0 = 1$; $\alpha = 0,4$; $\tau = 0$; $\varepsilon_0 = 1$; $\gamma_0 = 0,01$; $M[t_i + 2 - t_i + 1] = 5$;
 $k = 0,2$; X_i подчиняется нормальному закону с $M[X_i] = 6$; $\sigma[X_i] = 1$

Сравнивая полученные компьютерные реализации $N(t)$ с изменчивостью природных популяций [12], предполагаем, что природная среда в первом приближении имеет ту же «конструкцию», что и случайный процесс $\eta(t)$: возмущения возникают в случайные моменты времени t_i и имеют случайную «мощность» χ_i .

Некоторые качественные выводы о функционировании популяции в условиях загрязнения можно получить аналитически из логистической модели, если считать, что зависимость коэффициентов ε и γ от уровня загрязнения выражается так: $\varepsilon(t) = \varepsilon[m(t)]$, $\gamma(t) = \gamma[m(t)]$, где $m(t) = M[\eta(t)]$ — математическое ожидание случайного процесса $\eta(t)$ [4]. Другими словами, считается, что имеет место близость случайного процесса $\eta(t)$ к его математическому ожиданию.

Далее принимаем, что в отсутствии загрязнения биотопа среда стационарна, т.е. $\varepsilon(t) = \varepsilon_0$, $\gamma(t) = \gamma_0$. Допускаем, что при загрязнении биотопа загрязнитель влияет на специфическую скорость прироста популяции, причем $\varepsilon(t) = \varepsilon[\eta(t)] = \varepsilon_0 - k\eta(t - \tau)$, где k — коэффициент пропорциональности; τ — запаздывание, с которым загрязнитель влияет на популяцию. Здесь для простоты положим $\tau = 0$. В этом случае модель развития популяции в условиях загрязнения с учетом (2) примет следующий вид:

$$DN/dt = N[\varepsilon_0 - k\beta(1 - e^{-\alpha t}) - \gamma_0 N] \quad (5)$$

где $\varepsilon(t) = \varepsilon_0 - k\beta(1 - e^{-\alpha t})$ — «скорость» прироста популяции в условиях загрязнения; $\beta = \lim(t) = \lambda\mu_1 / \alpha$ — предельное значение математического ожидания уровня загрязнения; $\varepsilon_i(e) = k\beta(1 - e^{-\alpha t})$ — «скорость» ингибирования популяции загрязнителем.

Следует отметить, что скорость ингибирования $\varepsilon_i(t)$ в рамках рассматриваемой модели является монотонно возрастающей функцией времени: чем большее времени популяция находится в загрязненном биотопе, тем более существенное

влияние на нее оказывает загрязнитель (тем меньше становится скорость прироста популяции).

Далее ради простоты коэффициент k будем считать равным единице. Тогда β будет иметь ту же размерность, что и ε_0 .

1.2. Численная реализация модели (5) в зависимости от различных ее параметров описывается кривыми, показанными на рисунке 2. Из этого рисунка 2 следует, что численность популяции с течением времени не стремится к нулю только в том случае, когда специфическая скорость прироста популяции в нормальных условиях больше предельного значения математического ожидания уровня загрязнения. Стационарная численность популяции, функционирующей в условиях загрязнения, меньше стационарной численности этой популяции, функционирующей в нормальных условиях, на величину β/γ_0 . Если начальная численность популяции меньше стационарного состояния популяции, функционирующей в нормальных условиях, а коэффициент самоочищения больше величины $\varepsilon_0 - \beta$, то существует такое число $\alpha < \varepsilon_0 - \beta/\gamma_0$, что при $N_0 \leq \alpha$ численность этой же популяции, функционирующей в условиях загрязнения, с течением времени стремится к стационарному состоянию, монотонно возрастая. В остальных случаях асимптотика численности популяции определяется соотношением:

$$N(t) > \varepsilon_0 - \beta/\gamma_0 + \beta/e^{-\alpha t}. \quad (6)$$

1.3. На рисунке 3 по экспериментальным данным О.Г. Миронова [8] построены кривые развития фитопланктона при различной концентрации нефтепродуктов. Эти кривые (рис. 2 (1,11, 111) и рис. 3) качественно изменяются одинаково. Таким образом, построенная модель поясняет некоторые экспериментально полученные зависимости. Так, на рис. 3 кривые 1,11 соответствуют случаю, когда специфическая скорость прироста фитопланктона превосходит скорость ингибирования: $\varepsilon_0 - \beta > 0$, а кривые 111 — когда имеет место противоположное соотношение скоростей.

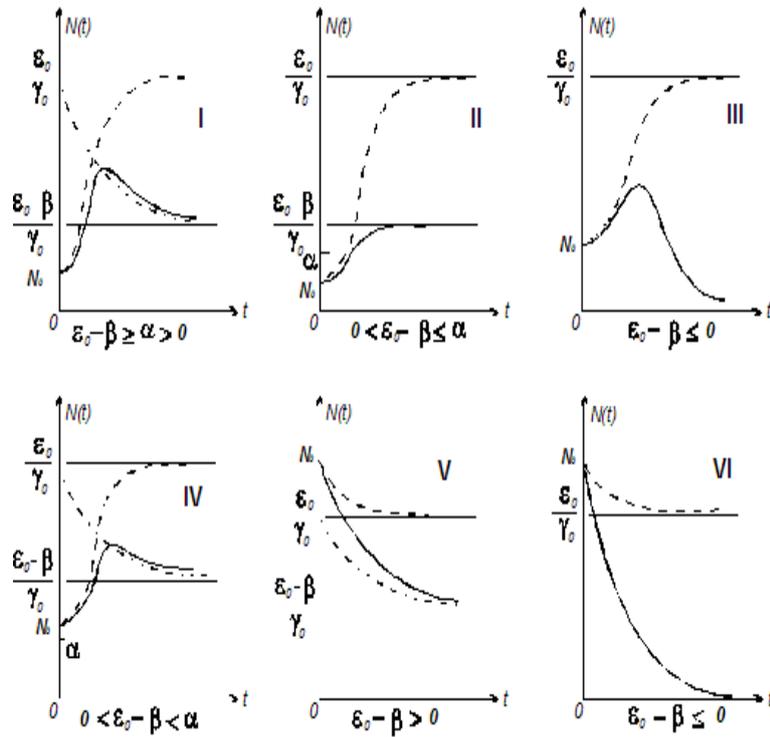


Рис. 2. Динамика численности популяции в различных условиях:
 ————— численность популяции в условиях загрязнения;
 - - - - - численность популяции в нормальных условиях;
 - · - · - · функция $(\varepsilon_0 - \beta) / \gamma_0 + (\beta / \gamma_0) e^{-\alpha t}$

Далее предположим, что в отсутствие загрязнения колебания среды периодическое, т.е. $\varepsilon_0(t), \gamma_0(t)$ — неотрицательные периодические с периодом T функции, и пусть в загрязненном биотопе

$$\varepsilon(t) = \varepsilon_0(t) - \beta + \beta e^{-\alpha t}, \quad \gamma(t) = \gamma_0(t).$$

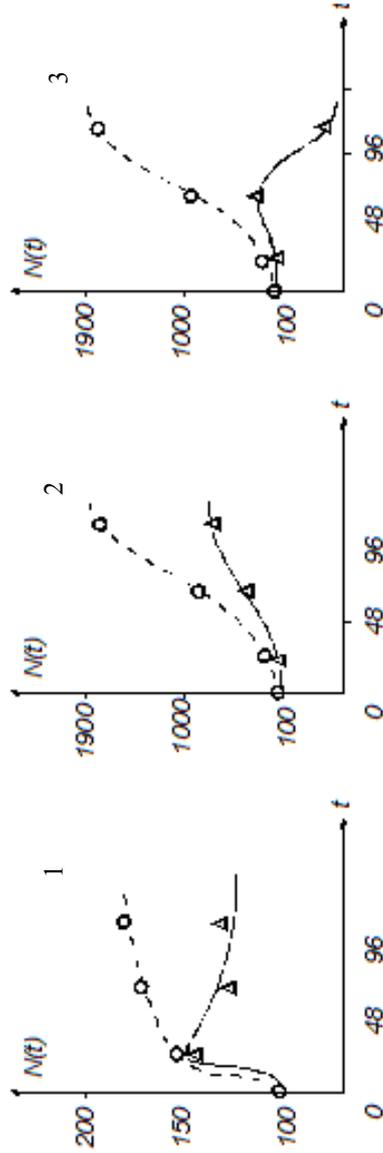


Рис. 3. Динамика численности фитопланктона при различной концентрации нефтепродуктов.

По оси абсцисс — время в часах [8]:

1 — *Gynnodium wulfii* — мазут 0,001 мл/л;

2 — *Actinoscyclus ehrenbergii* — керосин 0,01 мл/л;

3 — «-«- — керосин 0,01 мл/л;

-Δ-Δ-Δ- — численность популяции в загрязненной воде;

-0-0-0 — контроль

Обозначим через $\bar{\varepsilon}$ среднее значение функции $\varepsilon_0(t)$ — среднее значение специфической скорости прироста популяции, функционирующей в нормальных условиях. Тогда модель развития популяции в загрязненном биотопе при периодическом колебании среды примет вид:

$$dN/dt = N(t)\{\bar{\varepsilon}_0(t) - \beta + \beta e^{-\alpha t} - \gamma_0(t)N(t)\} \quad (7).$$

Исследование этой модели, в частности, показывает, что если среднее значение специфической скорости прироста популяции, функционирующей в нормальных условиях, больше предельного значения математического ожидания уровня загрязнения биотопа, то численность этой популяции, функционирующей в условиях загрязнения, асимптотически стремится к некоторой периодической с тем же периодом кривой. В противном случае популяция вымирает.

2. Поведение планктонных звеньев морской экосистемы в условиях случайного хронического загрязнения нефтепродуктами

Изучение поведения морских сообществ в условиях случайного хронического загрязнения нефтепродуктами в настоящее время можно осуществлять только на простых (с большой степенью агрегированности) моделях с достаточно малым числом коэффициентов. В качестве такой модели была принята модель динамики планктонных звеньев морской экосистемы, разработанная Райли и Стилом [14]. Эта модель предназначена для описания перехода от весенней вспышки численности фитопланктона к осеннему изобилию зоопланктона и может применяться при краткосрочных прогнозах.

Модель Райли — Стила описывает динамику трех компонентов: биогенов, фитопланктона и зоопланктона. Принимается, что скорость роста фитопланктона определяется концентрацией биогенов, а скорость роста зоопланктона задается некоторой логистической функцией. Эта модель содержит всего 9 коэффициентов и записывается в виде:

$$\begin{aligned} \frac{dn}{dt} &= m(0.70 - n) - p(0.58n - 0.027), \\ \frac{dp}{dn} &= (0.75n - 0.11 - 0.024h - m)p, \\ \frac{dh}{dt} &= 4p - 0 - 0.1h^2, \end{aligned} \quad (8)$$

где n — концентрация биогенов; p — биомасса фитопланктона; h — биомасса растительного зоопланктона; m — безразмерный идеализированный коэффициент вертикального перемешивания. Константа 0.11 во втором уравнении учитывает одновременно дыхание и погружение фитопланктона.

«Загрязнение» модели Райли — Стила нефтепродуктами осуществлялось так, чтобы все вновь введенные коэффициенты и величины можно было оценить численно по опубликованным данным. При «загрязнении» рассматриваемой модели учитывались следующие эффекты: 1) ингибирование развития фитопланктона; 2) лимитирование деструкции нефтепродуктов биогенами; 3) влияние потребления биогенов на процессы деструкции нефтепродуктов.

Введен ряд упрощающих предложений:

1) скорость изменения концентрации биогенов в процессе деструкции нефтепродуктов пропорциональна произведению концентрации биогенов и уровня загрязнения (концентрации нефтепродуктов);

2) скорость развития фитопланктона в условиях загрязнения линейно зависит от превышения уровня загрязнения порога чувствительности фитопланктона;

3) при недостатке биогенов скорость деструкции нефтепродуктов изменяется скачком.

Под порогом чувствительности фитопланктона η_0 к загрязнению нефтепродуктами принята такая концентрация последних в морской воде, при которой в среднем по видам фитопланктона наблюдается замедление скорости деления клеток. Таким образом, модель динамики планктонных звеньев морской экосистемы в условиях случайного хронического загрязнения нефтепродуктами, построенная на основе модели Райли — Стила, будет иметь следующий вид:

$$\begin{aligned} \frac{dn}{dt} &= m(0.70 - n) - p(0.58n - 0.027) - k_1 n \eta(t) + A, \\ \frac{dp}{dt} &= [\varepsilon(t) - 0.11 - 0.024h - m]p, \\ \frac{dh}{dt} &= 4p - 0.01h^2, \end{aligned} \quad (9)$$

где $\varepsilon(t) = 0.70 - k_0 \mathfrak{Z}(t)$ — «скорость» деления клеток фитопланктона в условиях хронического случайного загрязнения нефтепродуктами;

$\mathfrak{Z}(t) = \max\{0, \eta(t) - \eta_0\}$ — превышение уровнем загрязнения $\eta(t)$ порога чувствительности η_0 фитопланктона к нефтепродуктам;

$\eta(t) = \sum \chi_i e^{\alpha(t-t_i)}$ — модель уровня загрязнения биотопа $\alpha < t_i - t$ нефтепродуктами;

$\alpha = \alpha(n) = \begin{cases} \alpha_0, & \text{если } n \geq n_0 \\ \alpha_1, & \text{если } n < n_0 \end{cases}$

— зависимость скорости распада нефтепродуктов от содержания биогенов. Здесь n_0 — концентрация биогенов в морской среде, с которой начинается лимитирование деструкции нефтепродуктов, $\alpha_0 \gg \alpha_1$, так как скорость деструкции нефтепродуктов при недостатке биогенов (например, в период массового развития фитопланктона) существенно уменьшается [13; 7; 10].

A — коэффициент, отвечающий за скорость поступления биогенов в загрязняемый биотоп извне.

В «загрязненной» модели появилось 10 новых коэффициентов: $k_0, k_1, A, \eta_0, \alpha_0, \alpha_1, n_0, M[\chi_i], \delta[\chi_i], M[t_{i+1} - t_i]$ и ряд новых величин: t_i — момент возникновения i -й утечки; (t_i, χ_i) — пара случайных величин и др. Все новые величины связаны с введением в рассматриваемую модель уровня загрязнения при случайном хроническом загрязнении биотопа нефтепродуктами.

Числовые значения этих коэффициентов выбирались по ранее опубликованным данным: $\alpha_0 = 0.04$ 1/сутки, $\alpha_1 = 0.005$ 1/сутки, $n_0 = 0.3$ мг-ат/л [6; 10]; $\eta_0 = 30$ мг/л [7]; $M[\chi_i] = 40 - 100$ мг/л; $M[t_{i+1} - t_i] = 5 - 15$ суток [5]. Значения коэффициентов k_0 и k_1 были выбраны равными 0.005 и 0.0025 соответственно.

Начальные значения функций $p(t), h(t), n(t)$, а также значения коэффициента m были взяты из работы Райли [14]:

$p(0) = 0.02$ г С/м³, $h(0) = 0.3$ г С/м³, $n(0) = 0.7$ мг-атР/л,
 $m = 0.005$.

Численный анализ с моделью (9) показал следующее: изменчивость компонентов модели Райли — Стила под влиянием случайных внешних возмущений оказалась выше, чем изменчивость компонентов модели Вольтерра. Это иллюстрируется двумя различными реализациями $p^*(t)$, $h^*(t)$, $n^*(t)$, представленными на рисунке 4 (реализации 3 и 4), которые были получены при одних и тех же значениях параметров модели (3).

На рисунке 4 по оси абсцисс — время в сутках,

p — биомасса фитопланктона в граммах углерода (гС) на 1 м³;

h — биомасса зоопланктона в граммах углерода на 1 м³;

n — концентрация биогенов в мг-ат/л;

$\eta(t)$ — уровень загрязненность нефтепродуктами в мг/л;

$\varepsilon(t)$ — скорость роста фитопланктона в условиях загрязнения в 1/сутки.

1 — кривые изменения компонентов экосистемы в отсутствие загрязнения ($k_0 = 0$; $k_1 = 0$) и без притока биогенов ($A = 0$);

2 — реализация компонентов экосистемы в условиях загрязнения и без притока биогенов ($A = 0$) при $M[X_i] = 80$ мг/л;

3, 4 — две различные реализации уровня загрязненности $\eta(t)$ скорости продукции фитопланктона $\varepsilon(t)$ и соответствующих им компонентов экосистемы с притоком биогенов извне ($A = 0,3$ мг-ат/л) при $M[X_i] = 50$ мг/л;

5 — кривые изменения компонентов экосистемы в отсутствие загрязнения ($k_0 = 0$; $k_1 = 0$) с притоком биогенов извне ($A = 0,3$ мг-ат/л).

Присутствие нефтепродуктов в биотопе изменяет (уменьшает) как величину максимума биомассы фитопланктона, так и время, при котором этот максимум достигается. В ситуации, когда средняя мощность одной утечки нефтепродуктов $M[\chi_i]$ превышает порог чувствительности фитопланктона более чем в два раза, биомасса фитопланктона, зоопланктона и концентрация биогенов быстро уменьшается, практически стремясь

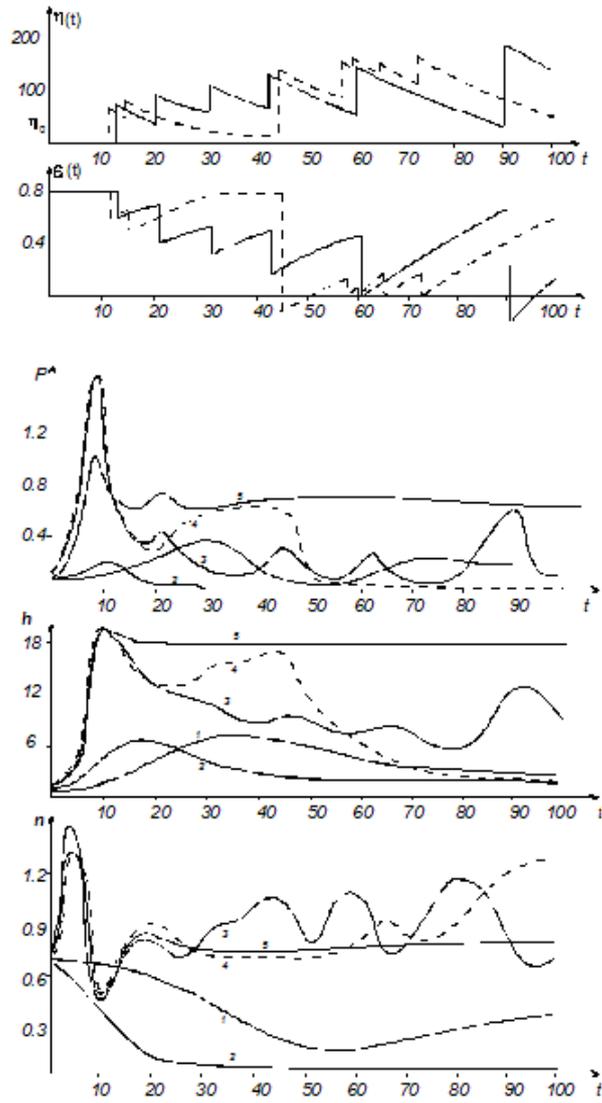


Рис. 4. Поведение планктонных звеньев морской экосистемы в условиях хронического случайного загрязнения нефтепродуктами

к нулю (например, реализация 2 на рис. 4, полученная при средней мощности утечки нефтепродуктов $M[\chi_i] = 80$ мг/л). В рассматриваемом случае это обусловлено двумя причинами: токсичностью нефтепродуктов и недостатком биогенов, так как значительное количество биогенов потребляется в процессе деструкции нефтеокисляющими бактериями. В период массовой вспышки фитопланктона последний также резко уменьшает концентрацию биогенов в воде. Если утечка нефтепродуктов происходит в этот момент, то гибель фитопланктона будет происходить только из-за токсичности загрязнителя. Если же утечка нефтепродуктов происходит до момента массовой вспышки фитопланктона, то гибель его будет ускоряться недостатком биогенов.

В ситуации, когда одновременно с нефтепродуктами поступают и биогены, можно ожидать, что биомасса фитопланктона и зоопланктона может быть и больше соответствующей биомассы в той же системе, развивающейся в нормальных условиях. Здесь может повлиять фактор так называемых «нефтяных ростовых веществ». При этом получают реализации $p^*(t)$, $h^*(t)$, не стремящиеся к нулю с течением времени и имеющие волнообразный характер (рис. 4, реализация 3). Возможно, нечто подобное наблюдалось в проливе Санта-Барбара, где после выброса нефти из нефтяной скважины развитие фитопланктона не претерпело заметных изменений [9].

3. Выводы

1. Построение портретной модели функционирования морской экосистемы в условиях хронического загрязнения нефтепродуктами до сих пор пока не представляется возможным в силу отсутствия всей полноты необходимой информации. Поэтому реальным шагом на пути построения таких моделей должны быть исследования поведения простейших модельных биоценозов в случайно загрязняемом биотопе (под воздействием случайных внешних возмущений).

2. Численные модельные реализации в случайно загрязняемом биотопе и экспериментальные данные показывают, что численности природных популяций под влиянием нефтепродуктов качественно ведут себя одинаково и могут быть аппроксимированы случайным процессом. Другими словами, возмущения в среде возникают в случайные моменты времени и имеют случайную мощность.

3. В ситуации, когда случайный процесс близок к своему математическому ожиданию, поведение популяции поддается исследованию аналитически. Динамика численности популяции качественно совпадает с наблюдаемой в лабораторном эксперименте динамикой численности некоторых видов фитопланктона в загрязненной нефтепродуктами морской среде.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Вольтерра В.* Математическая теория борьбы за существование. М.: Наука, 1976.

2. *Виноградов М.Е., Крапивин В.Ф., Менишуткин В.В., Флейшман Б.С., Шушкина Э.А.* Математическая модель функционирования экосистем пелагиали тропических районов океана // *Океанология*. 1973. Т. 8. Вып. 5. С. 852—866.

3. *Брусиловский П.М.* Автоматизация исследований функционирования океанических экосистем в условиях комбинированного загрязнения // Тезисы докладов Всесоюзного научно-технического совещания «Принципы построения систем автоматизации научных исследований». М., 1975. С. 98—100.

4. *Брусиловский П.М.* Модель загрязнения экосистем // *Модели организации, управления и методы их исследований*. Уфа, 1975. С. 110—135.

5. *Дуглас У.О.* Трехсотлетняя война. Хроника экологического бедствия. М.: Прогресс, 1975.

6. *Затучная Б.М.* Некоторые результаты моделирования распада нефти в морской воде // *Материалы 1-го Всесоюзного симпозиума «Океанографические аспекты охраны вод от химического загрязнения»*. М., 1975. С. 179—180.

7. *Миронов О.Г.* Биологические ресурсы моря и нефтяное загрязнение. М.: Пищевая промышленность, 1972.
8. *Миронов О.Г.* Нефтяное загрязнение и жизнь моря. Киев: Наукова думка, 1973.
9. *Нельсон-Смит А.* Нефть и экология моря. М.: Прогресс, 1977.
10. *Сорокин Ю.И.* Роль бактерий в жизни водоемов. М.: Знание, 1974.
11. *Флейшман Б.С., Рудерман С.Ю., Брусиловский П.М.* Оптимизация подготовки системы к наступлению катастроф // Тезисы докладов 1-й конференции «Математическая теория биологических процессов». Калининград, 1976. С. 350—351.
12. *Уильямсон М.* Анализ биологических популяций. М.: Мир, 1975.
13. *Atlas R.M., Bartha R.* Degradation and mineralization of petroleum in sea water: limitation by nitrogen and phosphorous // *Biotechnology and Bioeng.* 1972. 14. №3. P. 309—318.
14. *Riley G.A.* Theory of food-chain relations in the ocean // *The Sea*. Vol. 2. Ed. M.N. Hill, Wiley. New York, London and Sydney, 1963. P. 438—463.
15. *Riley G.A.* A mathematical model of regional variations in plankton // *Limnol. Oceanogr.* 10 (suppl). 1965. P. 202—215.
16. *Steele J. H.* Environmental control of photosynthesis in the sea // *Limnol. Oceanogr.* 7. 1962. P. 137—150.
17. *Steele J.H.* Factors controlling marine ecosystems // D. Dyrssen and D. Jagner (Editors). / *The Changing Chemistry of the Oceans*. Nobel Symposium. 20. Stockholm, 1972. P. 209—221.

А.О. Хабузова

**ОЦЕНКА ПРЕДРАСПОЛОЖЕННОСТИ
ТЕРРИТОРИЙ АДМИНИСТРАТИВНЫХ РАЙОНОВ
КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ
К ПРОЯВЛЕНИЮ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ ОПАСНЫХ ЯВЛЕНИЙ**

Чрезвычайные ситуации (ЧС) природного характера имели место на Земле с незапамятных времен, но необходимость

найти пути снижения риска возникновения и развития ЧС, смягчения и локализации их отрицательных последствий для людей и окружающей среды посредством их изучения, выявления причин и возможности прогноза остается актуальной и в настоящее время для любой территории [6]. При исследовании различных аспектов воздействия окружающей среды на жизнедеятельность общества наиболее эффективен факторный подход.

Поскольку в ЧС проявление первичных негативных факторов (землетрясение, оползень и т.п.) может вызвать цепь вторичных негативных воздействий, связанных с изменением состояния суши (обвал из-за выработки недр, просадку и т.д.), а последствия (число травм и жертв, материальный ущерб) от действия вторичных факторов часто превышают потери от первичного воздействия, уместно рассматривать ЧС природного и экологического характера в комплексе.

Риск возникновения чрезвычайных экологических ситуаций (ЧЭС) — это вероятность возникновения неблагоприятных последствий воздействия поражающих факторов источников ЧС на население, территорию и окружающую природную среду. В настоящее время в различных источниках приводится широкая гамма ЧС, классифицируемых по типам и видам чрезвычайных событий, лежащих в основе возникновения ЧС. Это 45 видов ЧС техногенного характера, 61 вид ЧС природного происхождения и 20 видов ЧС экологического характера [8].

В данной статье рассматриваются ЧС на территории Калининградской области, относящиеся в системе классификаций к геологическим опасным явлениям, поскольку природные и социально-экономические условия региона способствуют их возникновению и развитию. В таблице 1 приведена классификация данных ЧС, проявляющихся под воздействием природных факторов риска их возникновения.

**Классификация ЧС, возникающих
под воздействием природных факторов**

Факторы возникновения геологических опасных явлений	Чрезвычайные ситуации	
	природного характера	экологического характера (ЧС, связанные с изменениями состояния суши)
Орографические	Оползни обвалы, осыпи, склонный смыв, просадка (провал) земной поверхности	
Геофизические	Землетрясения, магнитные аномалии	—
Геологические	Тектонические разломы	Изменение состава пород, просадка земной поверхности вследствие выработки полезных ископаемых
Почвенные	Эрозия почвы, уменьшение ее способности к самоочищению, изменение кислотно-щелочного равновесия, изменение состава и структуры почвы	Наличие тяжелых металлов в почве (более 50 ПДК); деградация почв из-за эрозии, засоления

Для региона наиболее распространенными из представленных ЧС являются оползни, обвалы, осыпи и просадка (провал) земной поверхности, а также склонный смыв.

Оползни — это скользящие смещения масс горных пород вниз по склону под действием силы тяжести, возникающие из-за нарушения равновесия, вызываемого различными причинами (подмывом пород водой, ослаблением их прочности вследствие выветривания или переувлажнения осадками и подземными водами, неразумной хозяйственной деятельностью человека и др.) [3]. Происходят они чаще всего весной и летом на склонах, начиная с 19 градусов, а на глинистых почвах — и при склонах в 5—7 градусов. Классификация оползней приведена в таблице 2.

Классификация оползней

По скорости движения оползневой массы (толщина массы 10—20 метров)	По мощности процесса и количеству вовлекаемых в движение масс земли
Исключительно быстрые — 3 м/с; очень быстрые — 0,3 м/мин; быстрые — 1,5 м/сутки; умеренные — 1,5 м/месяц; очень медленные — 1,5 м/год; исключительно медленные — 0,06 м/год	Малые — до 10 тыс. м ³ ; средние — 11—100 тыс. м ³ ; крупные — 101—1000 тыс. м ³ ; очень крупные — свыше 1000 тыс. м ³

Площади оползней бывают довольно велики — от 5 до 400 га. Оползни часто приводят к большим разрушениям, нарушению режимов жизнедеятельности и хозяйствования, уничтожая сельскохозяйственные угодья, создавая опасность при эксплуатации карьеров и добыче полезных ископаемых, повреждая коммуникации, трубопроводы, телефонные и электрические сети, водохозяйственные сооружения. Кроме того, они могут способствовать наводнениям. Таким образом, наносимый оползнями народнохозяйственный ущерб может быть довольно значительным.

Оползни и оползневые процессы играют значительную роль в разрушении берегов Калининградского морского побережья. На многих участках побережья активизировались оползневые и оплывинно-осыпные процессы, особенно на западе и востоке от Светлогорского променада и в бухте Донской [5]. Однако до 80% оползней связано с деятельностью человека. Особенно крупные и активные оползневые подвижки и разрушения отмечаются в районе курортных городов и поселков. Интенсивные оползневые процессы на побережье в последние десятилетия тормозят развитие курортного строительства, наносят большой ущерб городскому хозяйству курортов и ценной лесопарковой зоне.

Обвалы, осыпи и просадка (провал) земной поверхности возможны не только вследствие землетрясений, оползней, проливных дождей и вымывания пород, но и в результате хозяйственной деятельности человека, обычно в районах разработки полезных ископаемых, особенно карьерным способом. Добыча янтаря, песчано-гравийных смесей, торфа, бурение скважин и другие виды работ привели к нарушению земель на площади около 10 тыс. га. В области 435 действующих и заброшенных карьеров общей площадью 214 га. Эксплуатируются карьеры стихийно, глубина раскопок — от 20 до 25 м. Весьма небольшая часть карьеров, около 10%, после отработки рекультивируется. Участки нарушенных земель находятся в Бережковском и Комсомольском лесничествах, у поселка Янтарный, в Краснознаменском и Полесском районах [5].

Кроме того, серьезные разрушения берегов вызываются влиянием на береговой рельеф огромного числа отдыхающих, вытаптывающих ветрозащитную растительность на береговых дюнах, а также нарушающих растительный и почвенный покров на коренных береговых склонах, что активизирует многочисленные осыпи и способствует действию других разрушающих склон факторов. Особенно это проявляется в районе г. Зеленоградска.

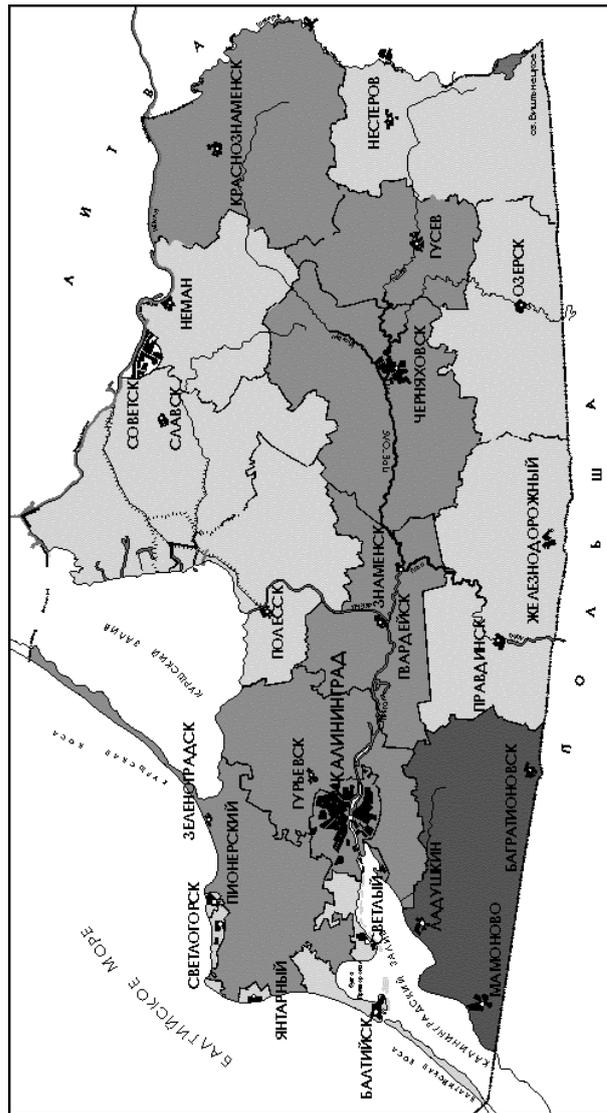
Необходимо отметить, что выделяют отдельную группу геофизически опасных явлений, к которым относят *землетрясения*. Однако на территории нашего края они встречаются довольно редко и по своей силе незначительны, так как территория Калининградской области не является сейсмоопасной. Первое упоминание о крупном землетрясении на территории Пруссии относится к 1303 году. Землетрясения в пределах нашей области повторяются в среднем один раз в 100 лет. Наиболее значимое отмечалось 8 августа 1803 г. в Кенигсберге и по всей Пруссии. Подземные толчки были зафиксированы в Калининграде 4 марта 1977 года в 22 часа 45 минут; а последнее землетрясение — две серии толчков — было зафиксировано 21 сентября 2004 г. в 14.05. Сила толчков — 6 баллов в эпицентре, который располагался на севере Самбийского полуострова.

Нами была предпринята попытка разработать концепцию статистико-картографического моделирования по принципу

оценивания экологического синдрома территории. С помощью методов пространственного анализа и картографического моделирования осуществлен переход от концептуальной системы моделей к картографической форме изображения. Результатом стала система районов различной степени предрасположенности к проявлению геологических опасных явлений на территории административных районов Калининградской области, а система реализовалась в прогнозную схему предрасположенности (см. рис.).

Для построения картосхемы была разработана система из 11 диагностических показателей, полученных в результате генерализации факторов возникновения геологических опасных явлений. Для орографических факторов рассматривалось наличие на территории административного района обрывов, уступов, склонов 19°, а для участков с глинистыми почвами склонов 5—7°; для геологических — наличие полезных ископаемых и тектонических разломов; для геофизических — наличие магнитных аномалий; для почвенных — наличие кислых почв, эрозии, загрязнения и способность почв к самоочищению. Данная система позволила получить интегральную оценочную величину синдрома территории в каждом административном районе Калининградской области и идентифицировать ее с помощью процедуры «взвешенных баллов» в оценку ожидаемой напряженности в проявлении ЧЭС геологического характера (табл. 3).

Сопоставляя оценки возможностей внутреннего потенциала территории (предрасположенности) по отношению к распределению ЧЭС с оценкой реального распределения ЧЭС, можно получить степень «напряженности» территории по отношению к этому явлению. Подобный пространственно-временной анализ позволяет наметить перспективные пути оценивания возможных вариантов развития территории региона. Области применения планируемых результатов — прогнозные и управленческие мероприятия в сфере экологической, эколого-экономической и социально-экономической деятельности при определении характера дальнейшего социо-эколого-экономического районирования территории Калининградской области [9].



I — кризисные
 II — предрасположенные
 III — устойчивые
 IV — стабильные

Предрасположенность территорий административных районов
 Калининградской области к проявлению геологических опасных явлений

Таблица 3

**Предрасположенность к геологическим опасным явлениям
на территории административных районов Калининградской области**

Территориально-ад- министративное образование	Диагностические показатели природных факторов риска возникновения ЧС					Оценочная величина синдрома территории		
	Орографи- ческие	Геологи- ческие	Геологи- зические	Геофи- зические	Почвен- ные	Сумма баллов	Среднее взвешенное	Класс предрас- положенности
Славский р-н	1	2	0	0	2	5	0,45	III
Неманский р-н	2	2	0	0	1	5	0,45	III
Краснознаменский р-н	3	2	0	0	2	7	0,64	II
Зеленоградский р-н	3	2	0	0	3	8	0,73	II
Полесский р-н	1	2	0	0	1	4	0,36	III
Гурьевский р-н	2	2	0	0	2	6	0,55	II
Гвардейский р-н	3	2	0	0	3	8	0,73	II
Черняховский р-н	3	2	0	0	3	8	0,73	II
Гусевский р-н	3	2	0	0	2	7	0,64	II
Нестеровский р-н	1	2	0	0	1	4	0,36	III
Багратионовский р-н	4	2	1	1	4	11	1,0	I
Правдинский р-н	2	2	0	0	1	5	0,45	III
Озерский р-н	1	2	0	0	2	5	0,45	III
ТАУГ Пионерского	2	2	0	0	1	5	0,45	III
ТАУГ Калининграда	0	2	1	1	3	6	0,55	II
ТАУГ Советска	0	2	0	0	0	2	0,18	IV
ТГО Светлогорского	2	2	0	0	1	5	0,45	III
ТГО Балтийского	2	2	0	0	0	4	0,36	III
ТГО Светловского	1	2	0	0	2	5	0,45	III

Безусловно, ЧС геологического характера успешно прогнозируются, и соответствующие службы дают предупреждения в опасные районы, что снижает ущерб, однако полностью обезопасить Калининградскую область от их проявления не представляется возможным без капитальных вложений в систему защитных мероприятий. Это тормозится ведомственной разобщенностью и недостаточным финансированием, а также нерешенностью ряда научных проблем. То есть необходимо активное взаимодействие областной администрации, законодательных органов, научных организаций, учебных заведений и общественных организаций для решения этой общей для всех проблемы.

Публикация подготовлена при поддержке гранта Минобрразования РФ №Е 02-10.0-5.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Болдырев В.Л., Лаценков В.М., Рябкова О.И.* Эволюция западного побережья Калининградской области при интенсивном антропогенном воздействии // Эволюция берегов в условиях поднятия уровня океана. М., 1992. С. 212—225.
2. *Географический атлас Калининградской области* / Гл. ред. В.В. Орленок. Калининград: Изд-во КГУ; ЦНИТ, 2002.
3. *Гринин А.С., Новиков В.Н.* Экологическая безопасность. Защита территории и населения при чрезвычайных ситуациях. М.: ФАИР-ПРЕСС, 2000. С. 7—47.
4. *Илларионов А.Г.* Экстремальные природные явления и рельефообразование // Динамика и взаимодействие природных и социальных сфер земли: Тезисы докладов научной конференции. Казань: Татполиграф, 1998. С. 75—77.
5. *Краснов Е.В., Митюк О.Е.* Многофакторная оценка риска возникновения чрезвычайных экологических ситуаций в Калининградской области // Вестник КГУ. 2000. Калининград, 2000. С. 90—98.
6. *Осипов В.И.* Природные катастрофы на рубеже XXI века // Вестник РАН. 2001. Т. 71. №4. С. 291—302.
7. *Трофимов А.М., Шанталинский А.К.* Моделирование распространения и встречаемости чрезвычайных ситуаций // Динамика и взаимодействие природных и социальных сфер земли: Тезисы докладов научной конференции. Казань: Татполиграф, 1998. С. 119—121.

8. *Федеральный закон* о защите населения и территорий от чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера от 21.12.1994 №68-ФЗ // Консультант Плюс.

9. *Хабузова Д.О.* Оценка предрасположенности территории административных районов Калининградской области к проявлению чрезвычайных экологических ситуаций // Комплексное изучение бассейна Атлантического океана: Сб. науч. тр. / Под ред. В.В. Орленка. Калининград: Изд-во КГУ, 2003. С. 158—164.

Г.Н. Ельцина, Г.С. Михневич

ПРИРОДНАЯ ЗАЩИЩЕННОСТЬ ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

Известно, что для централизованного водоснабжения используются (в разном соотношении) поверхностные и подземные воды. Традиционно поверхностные воды преобладали в обеспечении населения и хозяйства. Однако развитие промышленности, сельского хозяйства, увеличение численности городского населения и его скопление в крупных городских поселениях привело к возникновению проблемы загрязнения поверхностных водоемов, использовавшихся для водоснабжения, и нехватке воды. Водопотребление постепенно стало переходить на подземные воды — значительный, возобновимый и менее уязвимый антропогенной деятельностью ресурс. Сегодня на подземных водах полностью или почти полностью основано водоснабжение таких крупных городов Европы, как Будапешт, Вена, Гамбург, Копенгаген, Мюнхен, Рим (95—100% водоснабжения).

В Калининградской области использование подземных вод для водоснабжения широко распространено. Многие города и поселки уже десятилетиями (а некоторые, как Советск, и столетиями) используют для централизованного водоснабжения подземные воды верхнемеловых — четвертичных горизонтов [3]. Эксплуатационные запасы и отбор подземных вод (по состоянию на 01.01.2000 г.) выглядят следующим образом: про-

гнозные запасы составляют 0,6 млн м³/сут; разведанные запасы — 0,5 млн м³/сут, в т. ч. подготовленные к промышленному освоению — 0,4 млн м³/сут; отбор подземных вод — 0,2 млн м³/сут, в т. ч. на участках с утвержденными запасами — 0,1 млн м³/сут. Из 190 тыс. м³/сут отбираемых подземных вод на хозяйственно-питьевое водоснабжение расходуется 110 тыс. м³/сут, на производственно-техническое водоснабжение — 43 тыс. м³/сут, сбрасывается без использования 37 тыс. м³/сут (так называемый шахтный водоотлив) [6].

Несмотря на общую тенденцию перехода водоснабжения городов на подземные источники, ситуация, сложившаяся в г. Калининграде, стала близка к кризисной летом 2003 г. Частично для водоснабжения города используются подземные воды, но главенствующая роль пока принадлежит поверхностным водоемам, активно загрязняемым, с нестабильными запасами. В ближайшем будущем такое положение вещей вынудит в корне изменить схему водоснабжения города и увеличить количество подземных вод, используемых в водоснабжении населения и промышленных объектов.

Наряду с этим намечаются следующие проблемы: возможность использования в южной части Калининградской области для водоснабжения только четвертичных горизонтов водоносных горизонтов, так как дочетвертичным присущи воды с повышенной минерализацией; дефицит пресных подземных вод в районе южного и восточного побережий Куршского залива; периодическое проникновение соленых вод в водоносные горизонты г. Балтийска; сработка уровней на старых водозаборах, образование глубоких воронок и подсывание солоноватых подземных или загрязненных поверхностных вод в водоносный горизонт; загрязнение подземных вод, изменение их качества в результате усиливающейся нагрузки на контактирующие с водоносными горизонтами природные компоненты и т. д.

На перспективу последний негативный фактор является одним из самых серьезных, поэтому строительство водозаборов, укрупнение городских поселений, возведение крупных

хозяйственных объектов, ведение сельского хозяйства должны проводиться с учетом защищенности подземных вод.

Защищенность подземных вод — это свойство природной системы, позволяющее сохранить на прогнозируемый период состав и качество подземных вод соответствующими требованиями их практического использования [2; 6]. Термину «защищенность» по смыслу противоположен термин «уязвимость». Чем меньше защищенность, тем больше уязвимость и наоборот. На настоящий момент большинство развитых стран, в том числе Россия, проводят оценку защищенности в качестве обоснования гидрогеологических мер по защите подземных вод от различных видов загрязнения.

В отечественной практике в основу оценки защищенности подземных вод и ее картирования, как правило, кладется методика ВСЕГИНГЕО, разработанная В.М. Гольдбергом, понимающим под защищенностью подземных вод «перекрытость водоносного горизонта отложениями, прежде всего слабопроницаемыми, препятствующими проникновению загрязняющих веществ с поверхности земли в подземные воды» [4; 7]. Под слабопроницаемыми отложениями понимаются такие, где коэффициенты фильтрации меньше 0,1—0,05 м/сут (супеси, суглинки, глины). Приближенно считается, что коэффициент фильтрации $K_{\phi}=0,1—0,01$ у супесей, глинистых песков, легких суглинков; $K_{\phi}=10^{-3}$ м/сут — у тяжелых суглинков и песчаных глин; $K_{\phi}=10^{-4}$ м/сут и менее — у глин.

Грунтовые воды будут защищены, если время обезвреживания загрязняющих веществ меньше времени их фильтрации (до уровня грунтовых вод). Межпластовые воды защищены и тогда, когда при сплошном водоупоре пьезометрический уровень располагается выше уровня грунтовых вод и движение воды в данном месте может происходить только вверх [7]. Для определения времени фильтрации (t) необходимо знать коэффициенты фильтрации (k) пород зоны аэрации (m). Очевидно, чем ниже фильтрационные свойства пород зоны аэрации и чем больше ее мощность, тем надежнее защищены водоносные горизонты ($t=m/k$) [4; 5; 7]. Сложность в том, что замеры коэф-

фициентов фильтрации выполняются редко, а региональное их распределение крайне недостаточно для прогнозов.

Мы предлагаем простой и в то же время надежный и мало-затратный способ определения природной защищенности вод. Суть его в следующем. Фильтрационные свойства зоны аэрации оцениваются по трем условным градациям:

«а» — супеси и легкие суглинки с $k=0,1—0,01$ м/сут.;

«с» — тяжелые суглинки и глины с $k<0,001$ м/сут.;

«в» — смесь пород градаций «а» и «с».

Такое деление, с учетом формулы В.М. Гольдберга

$$t = \frac{n \cdot H}{\sqrt[3]{Q_0^2 \cdot k}},$$

где $Q_0 = Q/F$; Q — расход поливных вод; F — площадь орошаемого массива; n — пористость; H — глубина грунтовых вод; k — коэффициент фильтрации для условий сброса сточных вод с постоянным расходом [7], — позволяет допустить, что 1 м породы «с» обеспечивает ту же защищенность, что 5 м породы «в» и 10 м породы «а». Если надежность определяется мощностью (M) зоны аэрации с учетом ее фильтрационных свойств (M'), мы вправе выразить эту величину через мощность, пересчитанную на водоупор градации «с» — M'_c :

$$M'_c = M_c + 0,5M_b + 0,1M_a,$$

где M_c , M_b и M_a — мощности литологических разновидностей пород типов «а», «в» и «с», сосчитанные по разрезу каждой из скважин, пробуренных на исследуемой площади. Величина M'_c легко картируется в изолиниях и дает наглядное представление о природной защищенности подземных вод. Помимо этого учитывается наличие гидрогеологических окон [1].

В Калининградской области хуже всего защищены водоносные горизонты морских, дельтовых и болотных отложений. Слабопроницаемые породы в зоне аэрации над ними либо отсутствуют, либо не достигают 5—6 м. Слабо защищены во-

ды аллювиальных и техногенных образований. Межпластовые воды среднерусско-валдайского горизонта, как и более глубоководные, защищены значительно лучше. Пьезометрический уровень для них обычно составляет 0,3—3,14 м, а мощность приведенного водоупора, как правило, 10 м и более [1]. Районирование природной защищенности и азотного загрязнения среднерусско-валдайского водоносного горизонта — одного из основных источников водоснабжения четырех районов области и г. Калининграда, а также Самбийского полуострова — позволило заключить, что:

1) наилучшая защищенность свойственна территориям с приведенной мощностью водоупора 10,0 м и более (I категория защищенности), причем максимально чистые воды приурочены к площадям без литологических окон (IA);

2) в случае наличия литологических окон защищенность снижается (IB), и на сельскохозяйственных площадях воды часто в значительной мере загрязнены аммонием;

3) при мощности водоупора менее 10 м (II) в случае монолитности водоупора (IIA) воды могут быть грязными по содержанию нитритов;

4) при наличии окон (IIB) отмечается значительное аммонийно-нитритное загрязнение [1].

Таким образом, строение зоны аэрации контролирует качественное изменение загрязнения. Для азотных соединений это можно объяснить следующим образом. Водоупор IA обеспечивает медленную инфильтрацию загрязняющих веществ. Почвенно-растительный комплекс усваивает максимальное количество удобрений, а процесс нитрификации оказывается более законченным: NH_4^+ успевает окислиться до NO_3^- . Нитраты, как наиболее легко растворимая форма, выносятся грунтовыми водами, а воды среднерусско-валдайского горизонта остаются чистыми.

При водоупоре IB фильтрация загрязнителей ускорена. Почвенно-растительный комплекс усваивает меньше удобрений.

ний, а время фильтрации через зону аэрации недостаточно для завершения нитрификации. Ион аммония NH_4^+ легко проникает через окна, формируя преимущественно аммонийный тип загрязнения.

Водоупор ПА обеспечивает умеренную инфильтрацию, но более быструю, чем в местах развития водоупора IA. Времени оказывается достаточно для осуществления начального этапа нитрификации: NH_4^+ окисляется до NO_2^- . Формируется преимущественно нитритный тип загрязнения.

При водоупоре ПБ происходит самое быстрое проникновение загрязнителей в водоносный горизонт и формируется аммонийно-нитритный тип загрязнения [1].

Таким образом, оценка природной защищенности по литологической характеристике зоны аэрации может давать и качественную оценку прогнозируемых аномалий загрязнения воды. Все сказанное позволяет утверждать, что техногенная нагрузка на территории должна согласовываться с природной защищенностью ее водоносных горизонтов. Показатели природной защищенности позволяют размещать на территории области новые производственные мощности и скважины питьевого и технического водоснабжения таким образом, что подземные воды не утратят своей способности к самоочищению, то есть осуществить деятельный мониторинг подземных вод. В этом случае водоснабжение области будет развиваться в режиме рационального природопользования: не потребуются тратить колоссальные средства на очистку и подвергать население угрозе потребления некондиционных вод.

Результаты исследования можно применить для разработки стратегии использования и защиты подземных вод в районах с различной природной защищенностью; для обоснования планов размещения и развития крупных промышленных и сельскохозяйственных проектов с опасными отходами и сточными водами; для обоснования использования подземных вод для водоснабжения и выбора мест размещения водозаборов, а также для прогноза изменения качества подземных вод под

антропогенным воздействием; для обоснования различных водозащитных предприятий и выбора мест для аккумуляирования и хранения отходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баринова Г.М., Ельцина Г.Н., Зотов С.И., Сергин С.С.* Обобщение сведений о загрязнении подземных вод Калининградской области. ДСП: Отчет НИС, 1985.
2. *Белоусова А.П.* Качество подземных вод. Современные подходы к оценке. М.: Наука, 2001.
3. *Гидрогеология СССР.* Калининградская область РСФСР. Т. XLV. М.: Недра, 1970.
4. *Гольдберг В.М.* Оценка условий защищенности подземных вод и построение карт защищенности // *Гидрогеологические основы охраны подземных вод.* М.: Недра, 1984. С. 171—177.
5. *Елохина С. Н.* Учет защищенности и загрязнения подземных вод при долгосрочном планировании // *Охрана природных вод Урала.* 1982. № 13. С. 95—98.
6. *Зекцер И.С.* Подземные воды как компонент окружающей среды. М.: Научный мир, 2001.
7. *Методическое руководство по охране подземных вод от загрязнения / СЭВ:* Постоянная комиссия по геологии. М., 1979.

Д.В. Гаева, Г.М. Баринова

РОЛЬ МЕДОНОСНЫХ ПЧЕЛ В СИСТЕМЕ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

Современное экологическое состояние многих регионов России, в том числе и Калининградской области, можно определить как критическое. Несмотря на спад производства и остановку большого числа промышленных предприятий, загрязнение окружающей среды не уменьшилось, так как в условиях экологического кризиса предприятия и регионы стали экономить на природоохранных затратах.

Для предотвращения дальнейшего ухудшения экологической обстановки необходимо получение надежной, оперативной, а главное — дешевой информации о состоянии окружающей среды. В настоящее время эта задача решается в ходе комплексного геоэкологического мониторинга, который использует различные источники информации о состоянии окружающей среды — воздух, воду, почву, растения и др.

Одним из источников информации о состоянии окружающей среды может служить апимониторинг. Апимониторинг — экологическая оценка окружающей среды с использованием медоносных пчел [4]. Пчел можно использовать для контроля за всеми видами загрязнений окружающей среды в качестве организма-монитора, а не только индикатора. Уникальная социальная структура такого биологического объекта, как пчелиная семья, ее связи с окружающей средой, физиологические особенности отдельных особей позволяют не только определить одномоментное накопление загрязняющих веществ, но и проследить процесс во времени, проанализировать отдельные реакции объекта на воздействие загрязнений.

Пчел используют при составлении карт пораженных территорий, идентификации среды загрязнения (воздуха, воды), для мониторинга пространственного распределения неорганических веществ — соединений мышьяка, меди, кадмия, ртути, свинца, и др. [3]. Исследования по использованию пчелиных семей в роли биоиндикаторов в системе экологического апимониторинга показали, что пчела обладает способностью аккумулировать тяжелые металлы и выступать в роли организма-очистителя среды.

В качестве объектов мониторинга используются особи и стазы пород и популяций медоносных пчел — мед, перга, воск, мерва, прополис, яд, — отобранные в разные периоды развития пчелиной семьи. В процессе апимониторинга наряду с объектами индикации учитывают также особенности поведения семей, состояние их здоровья, восприимчивость к химическим токсикантам, инфекционным и инвазионным заболеваниям, зимостойкость, ройливость, особенности роста и развития семей, воспроизводительные функции (рис. 1.).

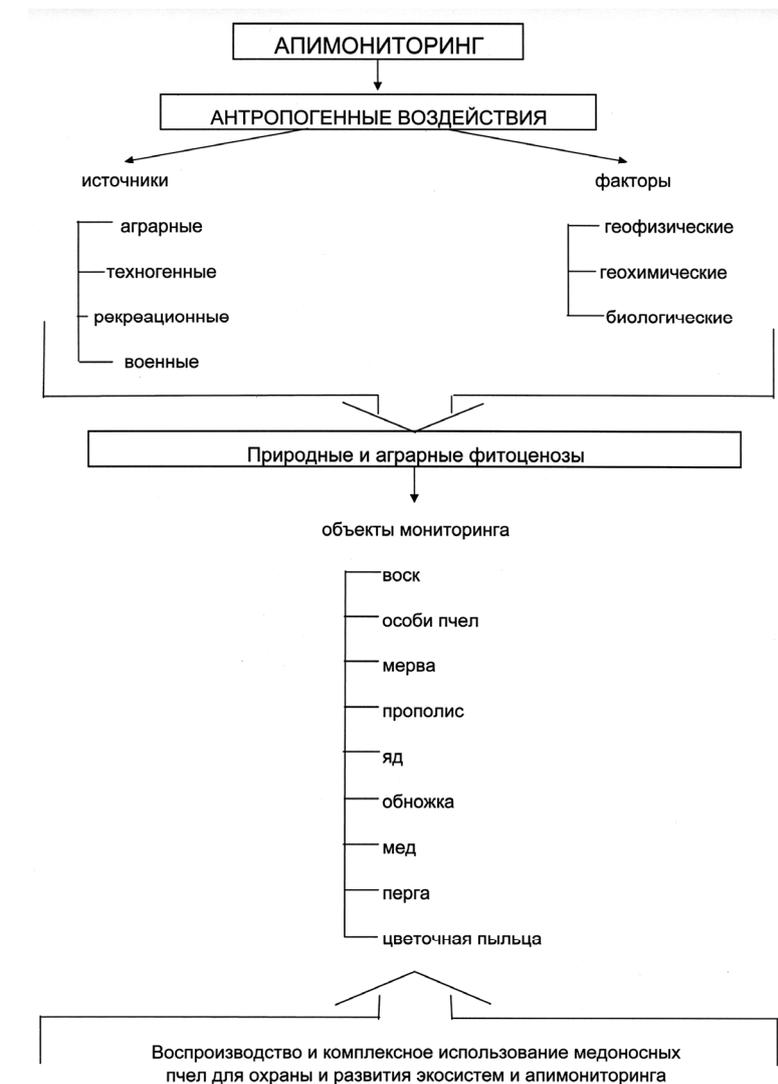


Рис. 1. Экологическая оценка окружающей среды (апимониторинг) с использованием медоносных пчел и продуктов пчеловодства

Известно, что на поведении пчел негативно сказывается запах некоторых пестицидов. Пчелы по-разному реагируют на электрические поля в зависимости от их частоты и напряженности. Поля ЛЭП дестабилизируют внутриульевого микроклимат. Например, в гнезде семьи, находящейся под ЛЭП-500 кВ температура повышается по отношению к норме на 3—7 °С, концентрация CO₂ возрастает в 2—6 раз (при норме от 0,1 до 0,3 %) [2]. Электрические поля обладают выраженным репиллентным (отпугивающим) эффектом. Он настолько велик, что превосходит трофическую мотивацию. Например, около 100 пчел, собравшихся у кормушки с медом, взлетают с нее за 3—10 с после включения ЭП напряжением 40—60 кВ/м².

Несмотря на способность пчел адаптироваться к негативным условиям окружающей среды, они являются слабым звеном в биоценозе. Ежегодно происходит сокращение численности пчелосемей. Основная причина этого — антропогенные изменения окружающей среды и природные катаклизмы. В ходе наших исследований установлено, что на июнь 2003 года в Калининградской области насчитывалось около 10 тыс. пчелосемей. По данным 1938 года, полученным в Государственном архиве Калининградской области, на этой же территории, принадлежавшей Восточной Пруссии, насчитывалась 22361 пчелосемья [5]. В 2002—2003 годах в Калининградской области погибло около 45% пчелосемей. Гибель пчел носила неинфекционный характер. Можно предположить, что виной этому было жаркое и сухое лето 2002 года.

Жаркая и сухая погода влечет за собой увеличение концентрации вредных веществ в нектарниках и на листьях растений, покрытых падью; кроме того, пчелы расходуют больше воды и часто в засушливую погоду приносят в улей воду, загрязненную ПАВ, диоксинами, кислотами и др. вредными для них веществами [3]. Все эти факторы в совокупности ослабляют иммунную систему пчел, а также приводят к серьезным нарушениям в функционировании организма пчел и их последующей гибели. По данным опроса пчеловодов выяснилось, что наиболее массовая гибель пчел наблюдалась на пасеках, расположенных в черте поселков и вблизи автотрасс (табл. 1). На пасеках, расположенных в лесу и в 1—2 км от леса, массовой гибели не наблюдалось.

Таблица 1

Динамика пчелосемей в районах пчеловодства Калининградской области, 2000 — 2003 год

Местоположение пасеки	Количество погибших пчелосемей, %			
	2000	2001	2002	2003
Багратионовский р-н, пос. Марийское	0	13	16	85
Багратионовский р-н, передвижной павильон	5	2	16	38
Гурьевский р-н, пригород г. Гурьевска	4	6	20	83
Гусевский р-н, передвижной павильон, лес	0	0	10	3
Гусевский р-н, пригород г. Гусева	50	0	40	48
Гвардейский р-н, пос. Комсомольский	8	3	36	37
Гвардейский р-н, пос. Ольховка; лес	1	3	7	15
Гвардейский р-н, пос. Дивное; лес	9	0	0	40
Гвардейский р-н, пос. Зорино	0	33	32	28
Славский р-н, пос. Высокое	0	0	18	4
Славский р-н, пос. Высокое	20	16	34	30

Окончание табл. 1

Местоположение пасеки	Количество погибших пчелосемей, %			
	2000	2001	2002	2003
Славский р-н, пос. Высокое	13	0	22	27
Славский р-н, пос. Краснянское	45	5	16	18
Славский р-н, пос. Высокое	0	11	50	23
Полесский р-н, пос. Беломорское	0	0	20	58
Полесский р-н, пос. Загородный, лес	0	0	8	0
Полесский р-н, Тургенево, лес	0	6	7	12
Полесский р-н, пос. Чехово	40	9	4	30
Полесский р-н, пос. Залесье, ул. Садовая	20	0	0	60
Полесский р-н, пос. Залесье, ул. Вишневая	0	0	20	0
Полесский р-н, пос. Дальнее-2	0	25	10	29
Полесский р-н, пос. Ягодное	31	28	30	41
г. Калининград, Советский пр-т, павильон	0	20	54	37
Полесский р-н, пос. Залесье, ул. Вишневая	0	4	25	15
Полесский р-н, пос. Каштановка	1	20	6	32

Кроме анкетирования пчеловодов области также использовались данные, полученные на экспериментальной пасеке в пос. Ягодное Полесского района. Пасека находится на удалении от леса (2,5—3 км). Учитывая, что радиус лёта пчел 1256 га, кормовой базой для пчел, находящихся в этом пункте, служат только временно используемые сельскохозяйственные угодья. Медопродуктивность пасеки составляет в среднем 20 кг меда на семью (пасека состоит из 10 семей). Одним из негативных факторов, влияющих на здоровье пчел, является близкое (150 м) расположение пасеки от автотрассы Калининград — Советск.

На пасеке с 2001 по 2003 год ежедневно проводились наблюдения за следующими параметрами погоды: температурой воздуха, облачностью, осадками и атмосферными явлениями. Наблюдения за погодой необходимы на любой стационарной пасеке, так как погодные условия не только определяют величину взятка и исход предстоящей зимовки, но и степень загрязнения продуктов пчеловодства (в жаркую погоду пчелы несут в улей даже частички разогретого асфальта, загрязняя им прополис). Зимой 2002—2003 года на экспериментальной пасеке из 12 семей погибло 5. У погибших пчел признаки падевого токсикоза (неприятный запах, переполненность кишечника пчел и др.) отсутствовали. В ходе наблюдений также установлено, что семьи пчел, гнезда которых состоят из темных (старых) сотов, переносили зимовку хуже, чем семьи, пересаженные в новые ульи, очищенные от старого прополиса и воска, на светлую сушь. Хотя в литературе по пчеловодству рекомендуется обратное. Это говорит о том, что невосковые компоненты сотов (остатки кокона личинок, прополис) накапливают не только радионуклиды [3], но и другие токсичные для пчел, а следовательно, и для человека вещества.

Как выяснилось из опроса пчеловодов, наилучшие результаты зимовки и наибольшая медопродуктивность (до 35 кг/семью) пчелосемей отмечается в Полесском и Гвардей-

ском районах. Опрос проводился в 6 районах области: Полесском, Гвардейском, Багратионовском, Славском, Гусевском и Гурьевском, так как именно эти районы с 1948 по 2000 год считаются районами с развитым пчеловодством [5].

Можно отметить следующие особенности использования пчел и продуктов их жизнедеятельности в биомониторинге.

- Пасеки повсеместно могут быть использованы как естественная сеть мониторинга, учитывая, что пчелы работают равномерно в радиусе 2,5—3 км от пасеки.

- Результаты химических анализов меда, перги, пыльцы, воска следует считать усредненными пробами, характеризующими уровень загрязнения припасечной зоны.

- При мониторинге экосистем, занимающих площадь в несколько км², отбор проб любых образцов воздуха, почвы и растительности для получения объективной информации приводит к значительным финансовым затратам. Отбор проб пчел, продуктов пчеловодства нетрудоемок и не наносит ущерба пчелосемье.

- В качестве индикатора на токсикологические параметры окружающей среды пчелы изучены лучше других насекомых.

- Пчелы и продукты пчеловодства могут быть использованы и как аккумуляторные индикаторы при анализе накопления химических соединений и как реакционные при определении влияния загрязняющих веществ на расплод (его развитие), зимостойкость пчел.

- При использовании семьи пчел в качестве биоиндикатора имеются ограничения: пчела как биомонитор не может быть использована в холодный период, когда прекращается ее летная активность (для Калининградской области этот период длится с апреля по сентябрь); вектор направления лёта пчел меняется в зависимости от характера медосбора; при высокой чувствительности к определенным химикатам возможно появление пчел-мутантов, обладающих устойчивостью к ним.

Таким образом, медоносные пчелы относятся к исключительно удобному и наиболее целесообразному объекту экологического мониторинга. Решение проблемы управления воспроизводством биоценозов и развитием экосистем с использованием медоносных пчел можно осуществить в соответствии с моделью, представленной в виде открытой системы (рис. 2), на динамику которой воздействуют управляющие переменные x_1 - x_5 и неконтролируемые (слабоконтролируемые) факторы a_1 - a_4 . Используя управляющие переменные, можно целенаправленно воздействовать на систему и получать практические результаты y_1 - y_2 , обеспечивающие эффективное управление развитием биоценозов [4]. Учитывая средовосстанавливающую способность пчел и многолетних растений, можно говорить о реальной возможности управления развитием экосистемы, приближая ее к состоянию высокопродуктивного равновесия, близкого к естественному.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Адаптивная стратегия природопользования (эколого-географические аспекты): Учебное пособие. Ч. 2 / Калининградский ун-т; Под ред. С.И. Зотова, Е.В. Краснова. Калининград, 2000.*
2. *Еськов Е.К. Низкочастотные электрические поля и поведение пчел // Пчеловодство. 2000. №1. С. 54—55.*
3. *Русакова Т.М., Репникова А.И. Новая методика определения тяжелых металлов в продуктах пчел // Пчеловодство. 2001. №2. С. 52—53.*
4. *Макаров Ю.И., Мишин И.Н. Апимониторинг в воспроизводстве биоценозов // Пчеловодство. 1999. №4. С. 10—13.*
5. *Пояснительная записка к информации о состоянии пчеловодства в Калининградской области за 1948—1949 гг., 1949. С. 206—208 (рукопись); Пояснительная записка к информации о состоянии пчеловодства в Калининградской области за 1998—1999 гг.; 1999. С. 97—98 (рукопись) // Государственный архив Калининградской области.*

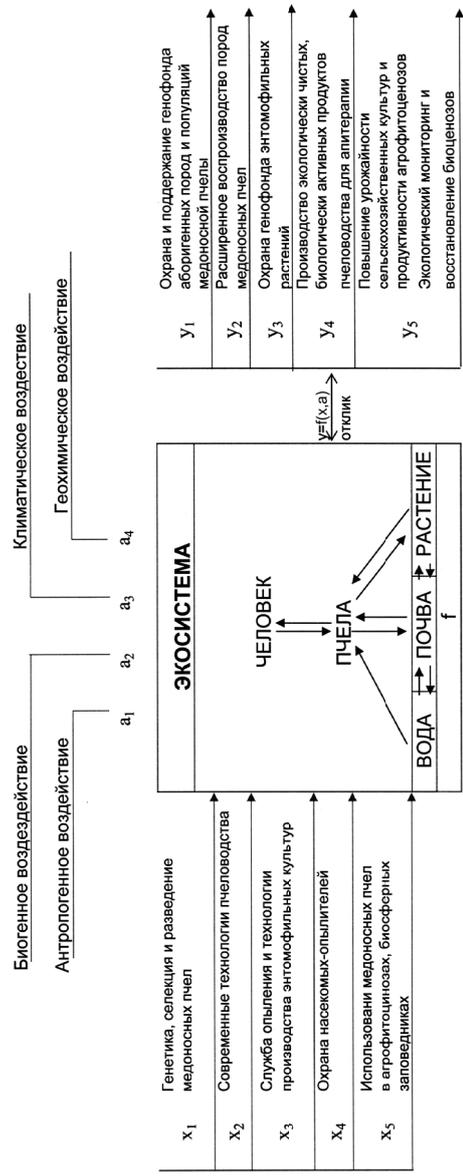


Рис. 2. Структурно-логическая схема использования медоносных пчел в управлении воспроизводством биоценозов

В.Е. Рябой, С.В. Старовир

**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ И САНИТАРНО-ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКАЯ
ОЦЕНКА ПОЧВ УРБОЦЕНОЗОВ**

Современное состояние почвенного покрова Калининграда формировалось в результате градостроительного и индустриального развития. В изменяющихся экологических условиях техногенные процессы почвообразования стали преобладающими над природными, формируя в итоге специфические группы почв и сложный почвенный покров.

Сложность почвенного покрова Калининграда, его неоднородность и контрастность обусловлены как литолого-геоморфологическими особенностями, рельефом, так и различием в возрасте территорий — от древнего центра, где почвы сформировались на мощном культурном слое, до новых районов жилой застройки, где почвообразование развивается на свежих насыпных или перемешанных грунтах. Факторами, усложняющими структуру почвенного покрова, являются: наличие фундаментов зданий, коммуникаций и запечатанность дневной поверхности.

Таким образом, формирование городских почв происходит на остатках естественных почв, на «культурном» слое, на перемешанных, насыпных или намывных грунтах различного генезиса, состоящих из органо-минерального материала.

Состояние почвенного покрова и подстилающих его грунтов имеет важное значение для экологической оценки территории города, так как почва (грунт) может расцениваться как интегральный показатель санитарно-гигиенического состояния окружающей природной среды и как источник вторичного загрязнения атмосферного воздуха и природных вод.

Комплексная оценка экологического состояния городских территорий проводится при проектировании, строительстве, реконструкции и эксплуатации объектов, а также инженерных коммуникаций и подземных сооружений, связанных с производством земляных работ.

В ходе работ должны проводиться оценка уровня радиационного, химического и биологического загрязнения почв и грунтов, выявление участков загрязнения, требующих проведения санации с целью предотвращения опасного воздействия загрязняющих химических веществ, а также санитарно-показательных и патогенных микроорганизмов и возбудителей паразитарных заболеваний на здоровье населения и объекты окружающей природной среды.

Предлагаемые качественные и количественные показатели позволяют объективно оценить экологическое состояние почвенного покрова, степень его деградации, определить санитарно-эпидемиологическое состояние почвы при ее загрязнении.

Морфологические показатели указывают на типовую принадлежность, уменьшение мощности прогумусированной или органогенной толщи, нарушенность почвенного профиля и захламленность поверхности, а также на возможность проникновения в почву корней растений. Изменение мощности прогумусированной или органогенной толщи происходит в результате истощения органического профиля, дегумификации, нарушения плодородного слоя. Наличие в городской почве большого количества щебнисто-каменистого материала уменьшает «полезный» объем почвы, приводит к снижению в ней запасов влаги и питательных веществ, т.е. уменьшает ее плодородие. Захламленность поверхности почвы — поступление строительных, производственных и бытовых отходов на поверхность почвы. Захламленная часть почвы практически неплодородна и непродуктивна. Важным фактором является химический состав материала. При его токсичности происходит химическое загрязнение всей экосистемы.

Физические показатели указывают на изменение физических и водно-физических свойств почвы. Плотность сложения характеризует способность почвы накапливать значительные запасы доступной влаги для растений при одновременном достаточном содержании воздуха. Плотность почвы сильно влияет на поглощение влаги, газообмен в почве, развитие корневых систем растений, интенсивность микробиологических

процессов. Переуплотнение корнеобитаемого слоя — основной процесс физической деградации почв. Он приводит к увеличению величины плотности сложения верхней части почвы. Гранулометрический состав — важный экологический показатель, который определяет плодородие почвы, ее фильтрационную и водоудерживающую способности. Все эти свойства имеют прямую связь с содержанием гумуса, экологическими функциями почвы (сорбционными, продукционными, водно-воздушными и т. д.), микробиологическими ее свойствами.

Химические и физико-химические показатели характеризуют ухудшение химических свойств почв: истощение запасов питательных элементов, подщелачивание, подкисление и загрязнение токсикантами. Уменьшение содержания гумуса свидетельствует о снижении качества почвы, ее плодородия. Значительное содержание гумуса делает почву структурной, улучшает ее аэрацию, водно-физические свойства, способствует накоплению жизненно важных питательных элементов. Все это повышает плодородие почвы и способствует произрастанию на ней зеленых насаждений. Подкисление и подщелачивание почв — процесс изменения кислотно-щелочной реакции почвы, нарушение почвенно-геохимических процессов, ведущих к понижению устойчивости экосистемы и гибели растительности. Для большинства почв города характерно смещение реакции среды в щелочную сторону, что не свойственно зональным дерново-подзолистым почвам вне города. Внедрение загрязняющих веществ в урбозкосистему (внутригородские штатные и аварийные выбросы, сбросы, навалы и глобальные массопереносы) — процесс загрязнения сильнодействующими ядовитыми веществами, радиоактивными веществами, пестицидами, органическими и неорганическими токсичными соединениями поверхности почвы, внутри почвенного профиля и почвенно-геохимического ландшафта. Почвы города сильно загрязнены токсичными веществами, большинство выбросов в городскую среду сосредоточено на поверхности почвы, где происходит их постепенное депонирование. Это ведет к изменению химических и физико-химических свойств субстрата.

На основе результатов оценки состояния почв и грунтов разрабатываются рекомендации по использованию и перемещению почв и грунтов, а также по рекультивации почвенного покрова для участков обследованных территорий в зависимости от вида их функционального назначения и использования.

Городские почвы и грунты помимо специфических функций, связанных с размещением надземных и подземных сооружений, должны сохранять свои природные экологические функции — плодородия и воспроизводства жизненно-важных компонентов окружающей среды. Неизбежный прессинг со стороны человека подавляет нормальное функционирование почвенного покрова, следствием чего являются угнетение и гибель зеленых насаждений, загрязнение основных компонентов окружающей природной среды — воды, земли и воздуха, — а следовательно, неблагоприятная экологическая и санитарно-гигиеническая обстановка в городе.

Система оценки экологического состояния городских почв должна включать и показатели санитарно-эпидемиологического состояния почв. Биологические показатели (разнообразие мезофауны, биологическая активность почвы, т. е. активность почвенных ферментов, азотофикации, дыхания, уровень активной микробиомассы) характеризуют в основном снижение биоразнообразия. Показатели санитарно-эпидемиологического состояния городских почв оцениваются с целью определения их безопасности для человека.

Степень эпидемической опасности почвы оценивается в соответствии с СанПиН 2.1.7.1287-03 и включает такие показатели, как: индекс бактерий группы кишечной палочки, индекс энтерококков, патогенные микроорганизмы, в т. ч. сальмонеллы, яйца гельминтов, а также личинки-Л и куколки мух, в почве. По степени опасности в эпидемиологическом отношении городские почвы могут быть разделены на категории: чистая, умеренно опасная, опасная, чрезвычайно опасная.

Фитотоксичность почвы — ее способность оказывать угнетающее действие на растения, приводящее к нарушению физиологических процессов, ухудшению качества раститель-

ной продукции и снижению ее выхода, — диагностируется при помощи тестового показателя, разработанного М.Н. Строгановой.

Оценку экологического состояния городских почв по каждому диагностическому показателю характеризуют по принятой пятибалльной шкале. Оценка и прогноз экологического состояния городских земель необходимы, прежде всего, для установления кадастровой цены, при планировании и реализации мер по использованию и улучшению озеленения территорий города.

В природных условиях почва и ее экологическое состояние непрерывно поддерживается и формируется благодаря средообразующей деятельности живых организмов — растительности, животных и почвенной микрофлоры. А в ходе строительства почва может исчезнуть или быть погребенной строительным мусором и бесплодным минеральным грунтом.

Почвенные изыскания и лабораторные исследования должны выполняться организациями или специалистами, имеющими лицензии на соответствующие виды деятельности, а также аккредитированными для проведения радиологических, химических, санитарно-биологических исследований почв и грунтов.

Оценка экологического состояния городских почв должна проводиться согласно «Методологическим указаниям по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации» (2003). В указанном документе предложен комплекс показателей свойств городских почв, диагностирующих их состояние. Также разработаны рекомендации по устранению последствий негативных экологических процессов в городских почвах и по использованию почв в зависимости от уровня их загрязнения.

Поэтому активно используемые городские земли, неизбежно деградирующие под действием человека, должны стать объектом обязательного почвенного менеджмента — непрерывной деятельности по поддержанию экологического состояния и плодородия почв в установленных законом нормах.

Менеджмент городских почв должен учитывать их специфику и ни в коем случае не перенимать механически приемы и технологии сельского хозяйства и мелиорации, разработанные для естественных и сельскохозяйственных почв данной природной зоны.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Стадницкий Г.В., Родионов А.И.* Экология: Учеб. пособие. М.: Высшая школа, 1999.
2. *Погожева Н.В.* Градостроительная экология. Калининград: Изд-во КГТУ, 2003.
3. *Стойко В.Ф.* Организация территориальной системы мониторинга в строительстве и городских территориях. М.: АКИЛ, 2000.

М.И. Солодовникова, С.И. Зотов

СОЦИОЭКОСИСТЕМА КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ: ИСТОРИЯ ФОРМИРОВАНИЯ И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ

Социоэкосистемой называют саморегулируемую кибернетическую систему, включающую природные и социальные элементы, в которой динамическое равновесие поддерживается человеческим обществом [1]. Социоэкосистема является очень сложной и вероятностной системой, в ней «отчётливо выражена иерархическая структура» [13]. По Бачинскому, она включает природную и социально-экономическую подсистемы. В свою очередь природная подсистема состоит из биотической и абиотической, а социально-экономическая — из демографической и хозяйственной составляющих. Компоненты природной подсистемы — это приповерхностная толща земной коры, почвы, растительность, животный мир, поверхностные и подземные воды, нижние слои атмосферы, компоненты социально-экономической среды — разнообразные объекты (селитебные, промышленные, инженерные, коммуникационные, энергетические).

С нашей точки зрения, социозкосистема имеет трёхкомпонентную структуру. Она включает также третью — социально-экологическую — подсистему. Главной функцией этой подсистемы является регулятивная, так как именно она определяет характер и направленность социально-экологического взаимодействия. Данная функция реализуется посредством экологического сознания, которое обычно рассматривают как «совокупность экологических представлений, существующего субъективного отношения к природе, а также соответствующих стратегий и технологий взаимодействия с ней» [5, с. 11]. Особенности экологического сознания материализуются через поведение, поступки отдельных людей, характер природопользования в локальной и региональной социозкосистеме и характерные черты социально-экологического взаимодействия в целом. Как следствие — состояние окружающей человека среды изменяется, в свою очередь формируя экологическое сознание социума.

Социозкосистема приморского региона имеет свою специфику. Её природная подсистема охватывает прибрежную зону моря; типично уникальное сочетание природных ресурсов, включая ресурсный потенциал моря. Социально-экономическая подсистема также имеет свои особенности: чаще всего приморские регионы характеризуются высокой аттрактивностью для расселения и многих видов хозяйственной деятельности. Для них характерны своеобразные хозяйственные комплексы, где важную роль играют отрасли производственной инфраструктуры. В расселении населения и размещении хозяйства прослеживается повышенная неравномерность и контрастность [17].

Социозкосистема Калининградской области имеет черты, общие для всех приморских регионов, а также ряд уникальных. Область, в частности, отличается высокой урбанизированностью, специфической структурой промышленности и расселения, низкой площадью лесов и высокой долей антропогенных ландшафтов (сельскохозяйственных, селитебных, индустриальных, лесокультурных, мелиоративных). Формирова-

ние социоэкосистемы Калининградской области представляет собой смену нескольких различных исторических типов. Выделяется три периода формирования социоэкосистемы: дотевтонский, немецкий, послевоенный.

В первую очередь мы рассмотрим тип социоэкосистемы, связанный с культурой шнуровой керамики. Представители этой культуры — индоевропейцы, пришедшие на Балтику. Примером поселения носителей этой культуры является Прибрежное (в пос. Прибрежном Балтийского района г. Калининграда), памятник жуцевской культуры [7]. Финальному неолиту соответствовал суббореальный климатический период, для которого было характерно участие в составе лесов дуба, берёзы, ольхи, ели [20]. Состав трав, определенный по результатам палинологического изучения морских донных осадков Юго-Восточной Балтики, даёт возможность судить о существовании пастбищ, присутствие зёрен злаковых — о существовании пашни [20]. Некоторые особенности социально-экономической подсистемы становятся ясны благодаря археологическим материалам. Остатки костей рыбы и водоплавающей птицы в заполнении очага, найденные грузила для сетей, светильники ладьевидной формы, в которых, очевидно, использовался тюлений жир, — всё это говорит о развитии рыболовства и морского промысла. Мотыги, зернотёрки, растиратели, лезвия серпов указывают на развитие земледелия [6]. Судить о социально-экологической подсистеме носителей культуры шнуровой керамики практически невозможно. Однако есть исследования, связывающие архаическое сознание древних с определёнными особенностями экологического сознания: высокой психологической включённостью в природу, высокой субъектностью, прагматическим характером взаимодействия с природными объектами [21].

Формирование иной социоэкосистемы, связанной с культурой пруссов, относится к середине V века. Эта социоэкосистема просуществовала до вторжения рыцарей Тевтонского ордена в XIII веке. Этому моменту соответствует субатлантический период по климатической и железный век по археоло-

гической периодизации. Лесные ландшафты и болота были распространены в одинаковой степени [11]. Состав лесов постепенно меняется: широколиственные породы и лещина выпадают, увеличивается распространение сосны [20]. Участие берёзы, сокращение ареала липы, бука, граба связывают с земледелием. О хозяйственной деятельности пруссов могут свидетельствовать исторические, лингвистические, мифологические и фольклорные источники. Однако наиболее достоверными считаются археологические материалы, а без них «рассуждения о роли и характере хозяйства древних пруссов будут носить исключительно гипотетический характер» [4, с. 102]. На рубеже I и II тысячелетий ведущей формой хозяйства становилось пашенное земледелие [19]. Отмечается, что «пруссы были земледельческим по преимуществу народом» [16]. Даже единицей для взывания земельной подати был плуг. Выращивались пшеница, ячмень, овёс. Что касается животноводства, то для пруссов в первую очередь было важно коневодство. Кони использовались не только как вьючные животные, но и как мясной скот. Кроме того, разводили коров, овец, свиней, домашнюю птицу. Отдельное место занимала охота на тарпанов, оленей, косуль, туров, кабанов, пушного зверя (например, куницу), рыболовство и морской промысел. Свою роль играло бортничество [9].

Об особенностях экологического сознания пруссов говорят их религиозные воззрения. Будучи политеистами, они сохраняли обожествление многих природных объектов и явлений. Так, для них было характерно «расположение поселений и могильников рядом с проточной водой. Пруссы традиционно считали, что эта вода выходит на свет земной из иного мира» [10, с. 113]. Символами важных богов в религиозной системе пруссов были растения: с Перконсом был связан дуб, с Пушкайтсом — бузина и рябина [8]. У пруссов были сакральные, заповедные леса и источники, доступ к которым был табуирован. Примером является поселение и могильник Кауп (в южной части Куршской косы) [9].

Отмечается, что на протяжении этого периода воздействие на природную среду было «наименее строго локализованным... ограничивалось биотой и носило обратимый характер» [12].

Немецкий период в истории данной социозкосистемы неоднороден, в нём можно выделить тевтонский и восточно-прусский этапы. Тевтонский этап охватывает XIII — XV века и связан с орденским государством. Этап, который мы условно назвали восточно-прусским, начался с преобразованием Пруссии в светское государство — герцогство — в XVI веке и завершился с окончанием Второй мировой войны.

В это время жителями края выращивались пшеница, рожь, ячмень, овёс, бобы, горох, морковь, перец, шафран, хмель и виноград. Было распространено молочное скотоводство, разведение овец, коз, кур, прудовое рыбоводство, охота (на зубров, медведей, кабанов, бобров, белок, куниц). Высокого развития достигли разнообразные ремёсла [3]. Леса в этот период интенсивно вырубались, что стало причиной переувлажнения почв и возникновения эрозионных процессов [12].

Следующий, восточно-прусский этап совпал с климатическими изменениями. Это было более прохладное и более влажное время. Спорово-пыльцевой анализ показал более широкое распространение травянистых растений и сокращение доли широколиственных пород [11].

Население выращивало рожь, пшеницу, ячмень, овес, картофель, свеклу, луговое сено. Отмечается высокая продуктивность агроландшафтов [12]. Также жители занимались мясомолочным скотоводством, коневодством. В целом перед войной Восточная Пруссия как провинция Германии специализировалась по двум направлениям — производство зерна и картофеля и продукции животноводства [2]. Среди отраслей промышленности к XIX веку были металлообрабатывающая, машиностроительная, горная и металлургическая, керамическая, химическая, пищевая, деревообрабатывающая, целлюлозно-бумажная, полиграфическая, текстильная, строительная промышленность [3].

Для цивилизации, основанной на христианской вере и картезианской науке (какой, несомненно, была Восточная Пруссия), типичны определённые особенности экологического сознания: прагматический характер взаимодействия с природными объектами, резкая противопоставленность миру природы, объектность восприятия [21]. При этом можно предположить, что такой компонент экологического сознания, как представления о природе и связях в системе «человек — природа», был высоко развит.

Однако в целом «сформировалась сбалансированная природно-антропогенная система» [12]. Антропогенные и естественные процессы были уравновешены.

После войны территорию занял этнос с другим опытом природопользования, изменились экономические отношения. Преемственность в использовании земель нарушилась [12]. Кроме того, в сознании переселенцев область воспринималась как «чужая», что не могло не отразиться на поведении в природной среде.

Структура хозяйства, объёмы промышленного и сельскохозяйственного производства в послевоенный период значительно отличались от ситуации перед Второй мировой войной. В советское время отраслями специализации были рыбная, целлюлозно-бумажная и машиностроительная промышленность; в сельском хозяйстве имела место специализация на интенсивном животноводстве молочно-мясного направления, увеличивалась роль птицеводства и свиноводства [18].

Итогом развития промышленности, сельского, коммунального хозяйства стали значительные экологические проблемы, затрагивающие атмосферный воздух, воды суши, моря и заливы, почвы, растительность и животный мир. Эти проблемы проявились и в состоянии здоровья населения. Сбалансированность природно-антропогенной системы, существовавшая до войны, была нарушена.

Характеризуя социально-экологическую подсистему, нужно разделять собственно формирование экологического сознания

ния и регулирование социально-экологического взаимодействия. Освоение, познание природной среды осуществлялось поселенцами с первых дней. Огромный пласт научных исследований в области естественных наук, накопленный на данный момент калининградскими учёными, — одно из проявлений этого процесса. Но, пожалуй, более активное влияние экологических представлений населения на поведение началось лишь с 90-х годов. Это проявляется в активизации экологического движения.

Современное состояние социозкосистемы Калининградской области можно охарактеризовать как неравновесное и напряжённое. Экологическое сознание как регулирующий механизм социально-экологической подсистемы отличается такими особенностями, как средний уровень развития, антропоцентричность, прагматичность [14; 15].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Бачинский Г.А.* Социоэкология: теоретические и прикладные аспекты. Киев, 1991.
2. *Бильчак В.С., Захаров В.Ф.* Региональная экономика. Калининград, 1998.
3. Восточная Пруссия: С древнейших времён до конца Второй мировой войны. Калининград, 1996.
4. *Гусаков М.Г.* Хозяйство древних пруссов X — XIII вв. (по материалам археологии) // Проблемы балтийской археологии. Калининград, 2003. С. 93—103.
5. *Дерябо С.Д.* Экологическая психология: диагностика экологического сознания. М., 1999.
6. *Зальцман Э.Б.* Поселение приморской культуры Прибрежное. // Прибрежный: прошлое, настоящее, будущее: Материалы научно-практической конференции. Калининград, 2001. С. 8—13.
7. *Зальцман Э.Б.* Поселение поморской (жуцевской) культуры Прибрежное // Проблемы балтийской археологии. Калининград, 2003. С. 50—75.
8. *Иванов В.В., Топоров В.Н.* Балтийская мифология // Мифы народов мира. М., 1994. Т. 1. С. 153—159.

9. Кулаков В.И. Пруссy (V — XIII вв.). М., 1994.
10. Кулаков В.И. Догерманская Пруссия — колыбель древних народов // География на рубеже веков. Калининград, 2001. С. 113—119.
11. Лазарева Н.Н. Изменения ландшафтов Калининградской области в историческое время // Географические аспекты взаимодействия общества с природой: Тезисы докладов. СПб., 1995. С. 61—62.
12. Лазарева Н.Н. Значение историко-географических исследований для рационального природопользования в Калининградской области // Проблемы географических, биологических и химических наук. Калининград, 2000. С. 60—61.
13. Сергеев Ю.Н. Имитационное моделирование социально-экологических систем городских поселений // Географические аспекты взаимодействия общества с природой: Тезисы докладов. СПб., 1995. С. 97—99.
14. Солодовникова М.И. Исследование особенностей экологического сознания населения с использованием метода контент-анализа печатных средств массовой информации // Проблемы географических наук. Калининград, 2002. С. 22—24.
15. Солодовникова М.И., Зотов С.И. Система экологического образования в средних школах Калининградской области // Учёные записки Русского географического общества (Калининградское отделение). Калининград, 2003. Т. 2. 11А-1—11А-15.
16. Топоров В.Н. Прусский GASTO как ключевой термин социально-экономического устройства древних пруссов // Проблемы этнической истории балтов: Тезисы докладов. Рига, 1977. С. 117—121.
17. Топчиев А.Г., Андерсон В.Н. Географические аспекты устойчивого развития приморских регионов // Географические проблемы стратегии устойчивого развития природной среды и общества. М., 1996. С. 301—307.
18. Фёдоров Г.М., Корнеевец В.С. Балтийский регион. Калининград, 1999.
19. Финно-угры и балты в эпоху Средневековья. М., 1987.
20. Юспина Л.Ф. Историческая экология в динамике растительных сообществ региона // Экологические проблемы Калининградской области и Балтийского региона. Калининград, 2001. С. 45—50.
21. Ясвин В.А. Психология отношения к природе. М., 2000.

||| МЕТЕОРОЛОГИЯ

Р.В. Абрамов, С.Н. Иванов, Ж.И. Стонт

К ВОПРОСУ О НАИБОЛЬШЕЙ СКОРОСТИ МЕСТНОГО ВЕТРА

Термобарические условия возникновения сильных ветров в южной части Балтийского моря исследовались в [5; 11]. Некоторые авторы [5; 7] рассматривали случаи аномально высоких подъёмов уровня в реке Преголе в связи с особенностями барических ситуаций. В.П. Бобыкина [3] с привлечением спутниковой информации попыталась оценить переформирование береговой черты конечного участка Вислинской косы в результате воздействия сильного ветра в начале декабря 1999 г., когда центр циклона 995 мб/гПа проходил через остров Готланд на Рижский залив. По данным [7], максимальная скорость ветра составляла 4 декабря 1999 г. 12 м/с, порывы — до 34 м/с. На борту музейного судна «Витязь» в 11 ч местного гражданского времени была измерена скорость 15,5 м/с — это ветер восемь баллов по шкале Бофорта, определяемый как «очень крепкий» Мореходными таблицами [9] и как «шторм» — «GALE» по-английской терминологии. Такой ветер колеблет на суше большие деревья, ломает ветви и сучья, заметно задерживает всякое движение против ветра. Шторм, или «STRONG GALE», повреждает крыши. Сильный шторм — «WHOLE GALE» у англичан — вырывает с корнем деревья и производит значительные разрушения. Это 10 баллов по 12-балльной шкале. Жестокий шторм, «STORM» (11 баллов по шкале) характеризуется лаконично: он «производит боль-

шие разрушения», ветер при этом дует со скоростью 25—29 м/с; 12-балльный «ураганный ветер» дует со скоростью свыше 29 м/с. Его словесная характеристика лаконична до предела: «производит опустошения».

Обычно наблюдатель измеряет скорость ветра. На окружающую среду оказывает воздействие сила ветра, которая является квадратичной функцией скорости ветра [2]. Ветер скоростью 12 м/с оказывает давление 13 кг/м², 15,5 м/с, измеренный на «Витязе», оказывал давление 22 кг/м², порывы скоростью 34 м/с соответствовали давлению 104 кг/м². Можно считать приведенные цифры дискуссионными, но из самых элементарных соображений следует, что при увеличении скорости от 6 м/с в четыре раза (до 24 м/с) момент действующей силы возрастает в 16 раз. Категорические заявления о сильных ветрах — это не более чем предположения, если они не подтверждены показаниями анемометра или вышеназванными изменениями в окружающей среде.

Обычно на Балтике штормы не длятся более полутора суток, и среднее число дней с очень крепким ветром (15 м/с и более) в Балтийске составляет, по данным справочника [10] 4,8—4,9 дня. Эти дни приходятся, соответственно, на декабрь и январь. В Ниде это тоже декабрь и январь, но число дней 3,0—3,5. Причина заключается в том, что измерения в Ниде, как и всюду на Куршской косе, производятся не со стороны моря, а со стороны залива. Наибольшее число дней в году с очень крепким ветром достигало 38 в Ниде и почти 2 месяца (59 дней) в Балтийске [10].

Несмотря на научную ценность и практическую важность документирования штормов, до сих пор не удалось осуществить непрерывную регистрацию последовательного развития и угасания ветра с соответствующим измерением его направления при помощи анеморумбографа, хотя анеморумбометры установлены в Балтийске и на другой стороне пролива, а также в пос. Рыбачий на Куршской косе, на мачте музейного судна «Витязь» и на крыше 5-этажного здания АО ИО РАН.

Для анализа данных по ветру хотелось бы использовать репрезентативные наблюдения. Важно учитывать физико-географические условия местности с точки зрения защищенности места измерения, влияния шероховатости подстилающей поверхности и высоты измерения (логарифмический профиль). Эти вопросы рассматривались в [6; 8]. Известно, что музейное судно «Витязь» расположено в центре города, с севера и юга окружено многоэтажными постройками. Это приводит к искажению истинного направления ветра и уменьшению его скорости. На Вислинской и Куршской косах анеморумбометры находятся не выше крон деревьев, покрывающих авандону, что также негативно влияет на измерения.

По измерениям «Витязя», распределение всех измеренных значений по градациям скорости от года к году меняется мало; около 4/5 их общего числа лежит в пределах 5 м/с и менее. Сильный ветер — 6 баллов и более — наблюдается весьма редко. В феврале 1995 г. 12,9 и 17 м/с от З и ЗЮЗ и в апреле 12,1 м/с. В 1996 г. сильный ветер не наблюдался, наибольшая скорость измерена 22 ноября 6,9 м/с от ЗЮЗ. В 1997 г. 6 баллов отмечены 4 раза: в марте (ЗЮЗ), мае (З), сентябре (З) — октябре (ЗЮЗ). В феврале и октябре 1998 г. от З было 10,4 см/с, в декабре 1999 г. от З — 15,5 м/с. В 2000 г. 11,4 м/с измерены в январе, в 2001 г. 10,7 м/с в ноябре, в 2002 г. наибольшая скорость — 10,4 м/с — измерена в июне, в 2003 г. также в июне 9,6 м/с, это 5 баллов — «свежий ветер» по шкале Бофорта, в 2004 г. уже был измерен 6-балльный ветер: 11,9 м/с 21 марта. Все приведенные наибольшие скорости ветра измерены чашечным анемометром на 100-секундном интервале осреднения [1].

На научной станции «Балтийская коса» в 1998 г. в 22 случаях (6,0%) отмечался сильный ветер — 6 баллов и более; максимальный ветер 14,4 м/с от ЮЗ измерен в ноябре. В 1999 г. в целом 13 раз измерялся ветер более 6 баллов; 3 раза 8-балльный ветер: ЮЗ 16,9 и 16,8 м/с в феврале и декабре и 17,9 м/с в декабре. Ветер 17,8 м/с СЗ зафиксирован в июне 2000 г., всего в 22 случаях ветер ≥ 6 баллов. В 2001 г.

8-балльный ветер отмечен 5 раз; 23 раза дул ветер более 6 баллов. В 2002 и 2003 гг. сильный ветер отмечался 10 и 15 раз соответственно; в январе 2002 г. измерен ветер 17,8 м/с от СЗ, в октябре 2003 г. 16,7 м/с. Ветер измерялся на дамбе (Южный мол) ручным анемометром за 100 секунд [4]. Здесь искажения ветра не происходит.

Весьма интересны значения наибольшей «мгновенной» скорости, регистрируемой анемометром, установленным на Биостанции ЗИН РАН в Рыбачьем на Куршской косе и на Балтийской научной станции (Вислинская коса). В марте (13-го) 2003 г. BioZINом была отмечена максимальная скорость 24 и 27 м/с при ветре на 100-секундном интервале 9,4 и 8,4 м/с соответственно. К сожалению, 21 марта 2004 г. в Рыбачьем «прибор не был включён», как гласит пометка в журнале; максимальный ветер 20 м/с наблюдался там в 2004 г. дважды: 11 января и 16 марта.

На Вислинской косе в декабре 2003 г. при средней скорости 12,2, 14,2, и 9,9 м/с в порывах отмечался ветер 22,1, 18,7 и 17,8 м/с соответственно. В марте 2004 г. при порывах 18,9 м/с средняя скорость составила 9,9 и 5,2 м/с.

Измеренную таким образом максимальную скорость ветра можно, по-видимому, отождествлять с порывом. Порыв — это кратковременное увеличение скорости ветра — в отличие от шквала, который может длиться до 10 минут и более. Набор соответствующего статистического материала открывает возможности интересных нетривиальных обобщений.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абрамов Р.В., Гуцин О.А., Стрюк В.Л.* Особенности экологической обстановки в точке стояния «Витязя» // Известия Русского географического общества. 2000. Т. 132. Вып. 5. С. 67—74.
2. *Бенуа К.М.* Руководство по метеорологии для судоводителей. М.; Л.: Госмориздат, 1940. Т. 2. С. 434—437.
3. *Бобыкина В.П.* Современная морфология и динамика морского берега северной части Вислинской косы // Экологические проблемы

Калининградской области и Юго-Восточной Балтики: Сб. науч. тр. / Калинингр. ун-т. Калининград, 1999. С. 65—69.

4. «*Витязь*» 1998—2003. Гидрометеорологические наблюдения: Отчёт / Атлантическое отделение ИО РАН; Музей Мирового океана. Калининград, 1998—2003.

5. *Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР*. Т. 1: Балтийское море. Вып. 3: Куршский и Вислинский заливы. Л.: Гидрометеоздат, 1985.

6. *Дорфман Ц.Я., Укмергишкис А.Д.* Ветровой режим по территории Литовской ССР и Калининградской области РСФСР. Вильнюс: Гос. изд-во науч. и полит. лит-ры, 1964.

7. *Козлович В.И., Баринова Г.М.* Риск возникновения экстремальных экологических ситуаций на территории Калининградской области в связи с атмосферными процессами // Экологические проблемы Калининградской области и Балтийского региона: Сб. науч. тр. Калининград: Изд-во КГУ, 2002. С. 95—100.

8. *Мещерская А.В., Гетман И.Ф., Борисенко М.М., Шевкунова Э.И.* Мониторинг скорости ветра на водосборе Волги и Урала в XX веке // Метеорология и гидрология. 2004. № 3. С. 83—95.

9. *Мореходные таблицы (МТ-53)* / Гидрогр. управление ВМС. Л., 1954.

10. *Справочник по климату СССР*. Вып. 6: Литовская ССР и Калининградская обл. РСФСР. Ч. 3: Ветер. Л.: Гидрометеоздат, 1966. С. 92.

11. *Тупикин С.Н.* Структурный анализ штормовых ветров в Юго-Восточной Балтике и Калининградской области // Комплексное изучение бассейна Атлантического океана: Сб. науч. тр. / Под ред. В.В. Орленка. Калининград: Изд-во КГУ, 2003. С. 59—64.

М.Н. Голенко, В.Я. Чугаевич

**СРАВНЕНИЕ СПУТНИКОВЫХ И КОНТАКТНЫХ ИЗМЕРЕНИЙ
ТЕМПЕРАТУРЫ ПОВЕРХНОСТНОГО СЛОЯ
В БАЛТИЙСКОМ МОРЕ**

Рассматриваются перспективы совместного анализа данных дистанционных измерений и данных прямых измерений в море на примере поля температуры поверхностного слоя Бал-

тийского моря. Известно [1; 3], что погрешности данных, полученных дистанционными методами, могут оказаться слишком большими для детального анализа гидрофизических процессов. Однако дистанционные методы позволяют получить панорамные снимки достаточно больших площадей за периоды времени, существенно меньшие характерных временных масштабов наиболее энергонесущих гидрофизических процессов, таких как мезомасштабные вихри и внутренние волны [3]. Поэтому дистанционные методы могут быть весьма полезны при описании горизонтальной пространственной структуры гидрофизических полей, связанных с полем температуры, а также для получения данных для проектирования съемок контактными методами в морских экспедициях.

Наиболее часто при исследовании поверхности моря используются данные инфракрасных радиометров (ИК-радиометров, ИК-данные). ИК радиометры представляют собой приемники инфракрасного излучения с длинами волн 1—300 мкм. Поскольку ИК-радиометр только принимает излучение и сам ничего не излучает, то связанная с ним методика измерений называется пассивной радиолокацией [1]. По интенсивности рассчитывается радиояркая температура. Она представляет собой некоторую эффективную температуру, получаемую на основе закона Стефана — Больцмана в предположении, что излучающая поверхность — абсолютно чёрное тело. Согласно этому закону интенсивность излучения пропорциональна четвёртой степени температуры. Очевидно, что в действительности излучающая поверхность лишь приближенно обладает свойствами абсолютно черного тела, и это обстоятельство приводит к ошибкам, которые к тому же могут меняться от одного участка поверхности к другому. Например, пена, образующаяся при обрушении морских волн, будет приводить к большому превышению радиояркой температуры над реальной термодинамической температурой.

Другой тип данных, получаемых со спутников и самолетов, связан с измерениями радарными с синтезированной апертурой — SAR (synthetic aperture radar) [1], которые излучают

радиоволны в диапазоне от нескольких миллиметров до нескольких сантиметров. Эти волны взаимодействуют с неоднородностями морской поверхности (рябью и др.), которые имеют те же пространственные масштабы, что и длина излучаемых волн. Параметры ряби (поверхностных, капиллярных волн) могут быть связаны со скоростью течений, вызванных внутренними волнами, внутритермоклинными и внутривихорными вихрями, т.е. бароклинными явлениями. Ценность снимков данного типа определяется регистрацией ими явлений, происходящих не только на поверхности, но и в толще моря.

К третьему типу дистанционных измерительных приборов относятся альтиметры [1]. Они измеряют возвышение свободной поверхности океана, по величине которого может быть выполнен расчет течений. Четвёртый тип снимков выполняется при помощи сканеров-спектрофотометров [1]. Измерения данного типа дают снимки в различных диапазонах светового излучения, реагирующего на наличие частиц, величина которых сравнима с длиной световой волны, например на молекулы органических веществ.

Следует отметить, что расшифровка спутниковых данных представляет собой отдельную область исследований.

В работе проводилось сопоставление спутниковых данных температур поверхности (ТП) моря с данными контактных измерений. Данные радиояркостной температуры были получены спутником серии NOAA, на борту которого находится AVHRR-радиометр (Advanced Very High Resolution Radiometer). На рисунке 1 представлена панорама дневной температуры поверхности центральной части Балтийского моря, полученная осреднением в интервале времени с 25 июня по 3 июля 1998 года. Пространственное разрешение спутниковых данных на панораме 18×18 км. В этот же период времени и в этой же акватории Балтики в 39-м рейсе НИС «Профессор Штокман» STD-зондом проводилось сканирование вертикальной термохалинной структуры. На карту спутниковых данных (рис. 1) наложены линии буксировки зонда.

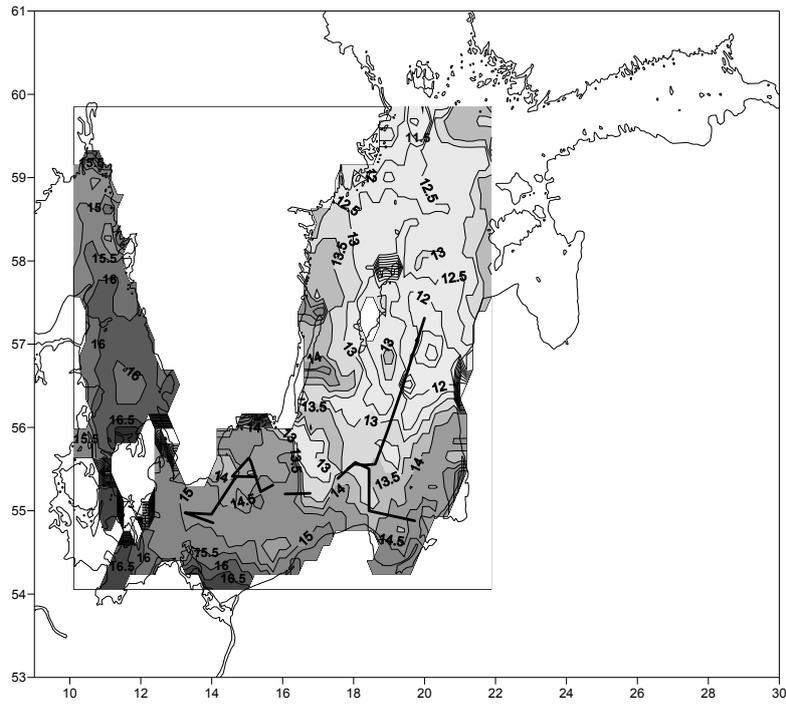


Рис. 1. Панорама температуры поверхностного слоя центральной части поверхностного слоя Балтийского моря и маршруты STD-съемок

В области Готландской впадины (рис. 2, а) значение температуры поверхностного слоя моря на протяжении всего разреза, отмеченного на рисунке прямой линией, почти не меняется и равно $\sim 12^\circ\text{C}$ (рис. 2, б). Сходную картину дает и спутниковый снимок. Кроме того, на спутниковом снимке справа от разреза наблюдаются области изменения температуры, связанные, по-видимому [2], с вихрями, поскольку их масштаб (10—20 км) превышает масштаб Россби в Балтике (≈ 6 км).

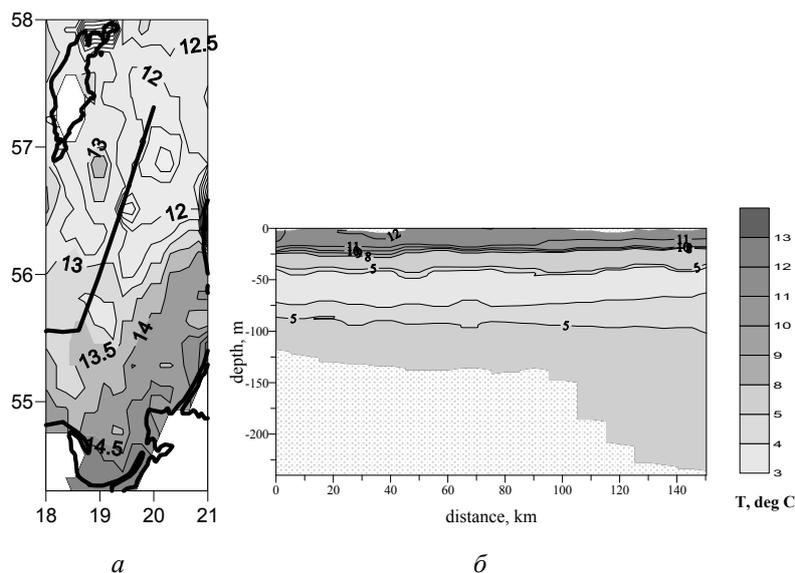


Рис. 2. Панорама температуры поверхности Балтийского моря в районе Готландской впадины, построенная по данным спутниковых измерений (а), и разрез температуры, выполненный STD-зондом (б)

В районе Слупского порога на карте, построенной по спутниковым данным, видна тенденция увеличения температуры в направлении с востока на запад (рис. 3, а). Аналогичная картина наблюдается и на разрезе по данным измерений STD-зондом (рис. 3, б). Полученная корреляция подтверждает аналогичное наблюдение для района апвеллинга [2].

Недостатком всех использованных спутниковых снимков является грубое пространственное разрешение. В результате на самом северном из разрезов, выполненных в области Арконского бассейна (рис. 4, а), по спутниковым данным, изменений температуры здесь нет. На разрезе, построенном по данным STD-зонда, видно, что температура поверхности менялась (рис. 4, б). Отметим, что при построении STD-разрезов использовалась сетка с расстоянием между соседними узлами по вертикали 1 м, по горизонтали — 200 м.

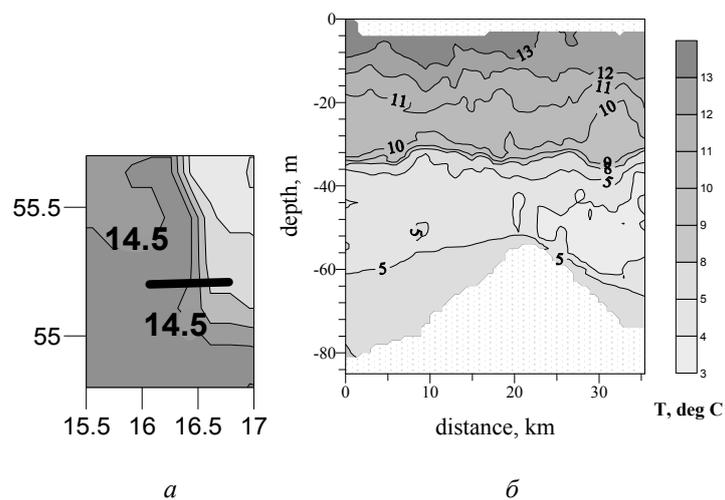


Рис. 3. Панорама температуры поверхности Балтийского моря в районе Слупского порога, построенная по данным спутниковых измерений (а), и разрез температуры, выполненный СТД-зондом (б)

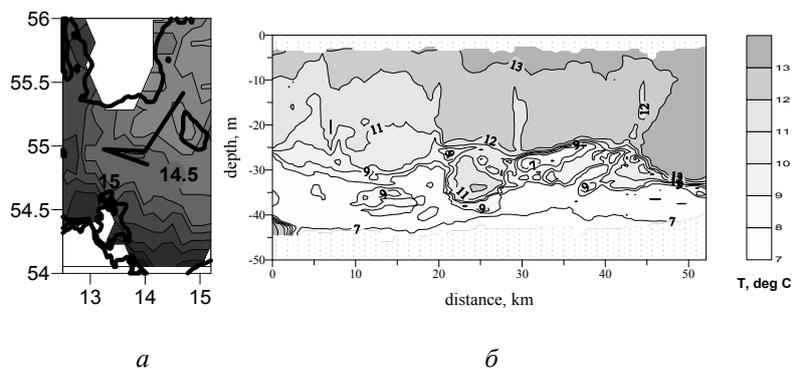


Рис. 4. Панорама температуры поверхности Балтийского моря в области Арконского бассейна, построенная по данным спутниковых измерений (а), и разрез температуры, выполненный СТД-зондом (б)

На рисунке 5, а изображена батиметрическая карта, на которую наложены линии галсов корабля и спутниковый снимок типа SAR [1] области Балтийского моря, включающей восточную часть Борнхольмской впадины и западную часть Слупского жёлоба. На снимке от 18.06.1999 г. изображены некие структуры, связанные с шероховатостями поверхности моря, масштабы которых близки к длине радиоволн. Спутниковый снимок позволяет выделить районы, в которых формируются внутренние волны. Для экспедиционных исследований это является весьма важной информацией, поскольку появляется возможность правильно выбрать район исследования, спланировать галсы, выбрать диапазон глубин для проведения измерений. На разрезах в поле температуры (рис. 5, б) колебания с определённой пространственной частотой на основании полученных спутниковых снимков интерпретируются как внутренние волны. В дальнейшем параметры этих волн — их пространственные и временные масштабы — могут быть определены в процессе совместного анализа данных дистанционного зондирования со спутника и данных корабельных измерений CTD-зондом.

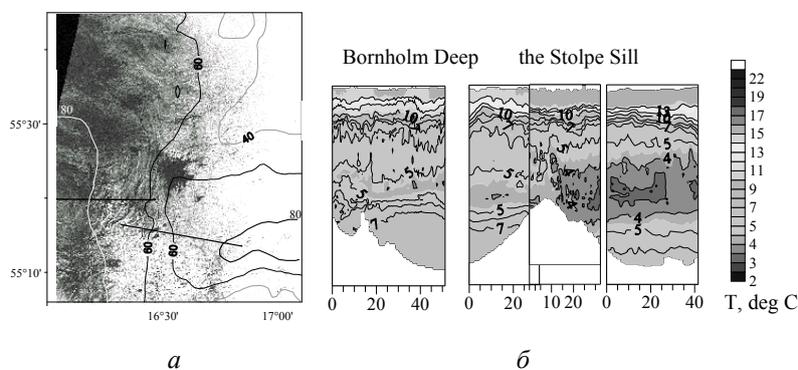


Рис. 5. Спутниковый снимок SAR-области Балтийского моря (а), включающей восточную часть Борнхольмской впадины и западную часть Слупского жёлоба, и разрезы температуры, выполненные CTD-зондом (б) в областях, указанных линиями на спутниковом снимке

Дистанционные методы исследования моря позволяют выполнить обзор больших площадей и описать особенности пространственной структуры реальных гидрофизических процессов в приповерхностном слое моря. Имея спутниковые данные, можно произвести прицельные детальные измерения гидрофизических полей контактными методами. Выполненное сравнение показало, что даже на относительно грубой сетке измерений репрезентативность спутниковых данных может быть вполне приемлемой. Вместе с тем очевидно, что рассмотренное в данной работе частное сравнение должно быть повторено для всех наиболее используемых масштабов спутниковых данных и широкого набора акваторий Мирового океана.

Работа выполнена при поддержке РФФИ, проект № 03-05-65136.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Крэкнелл А.П. Дистанционное зондирование в метеорологии, океанографии и гидрологии. М.: Мир, 1984.
2. Скляр В.Е. Анализ материалов сопоставлений спутниковых и судовых измерений температуры поверхности океана // Исследование изменчивости физических процессов в океане. М.: АН СССР, ИО РАН. 1978. С. 41—49.
3. Федоров К.Н., Гинзбург А.И. Приповерхностный слой океана. Л.: Гидрометеиздат, 1988.

Р.В. Абрамов

РАБОЧАЯ ОЦЕНКА ИНТЕГРАЛЬНОГО АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА НАД РЕГИОНОМ

Помесячный интегральный перенос можно оценить, если посчитать средние за месяц положения влиявших циклонов и антициклонов, разность средних давлений и направленный по нормали к линии центров градиент. Определяющее локальную погоду барическое образование обычно отождествляется синоптиком на карте приземного анализа из Оффенбаха-на-Майне

или Бракнелла за 00 ч Всемирного времени. Ежедневные сведения о положении определяющих центров получены от дежурных синоптиков АО ИО РАН, ими в 2003 году были Б.Д. Бережный, О.Н. Добрыднева, С.Н. Иванов, А.А. Клетёв, В.И. Козлович, С.Д. Облеухов, Ю.Э. Ребайнс, А.В. Сапожникова.

В 2003 году циклонические влияния (0,54, средняя глубина циклонов 993 ± 7 гПа) более чем в половине случаев осуществлялись из северо-западного квадранта, наибольшая глубина (977 ± 14) была в декабре. Наибольшая циклоничность (0,87) в январе, наименьшая 0,32—0,29 в феврале-марте. Антициклонические ситуации (1/4 приходится на малоградиентные поля) были наиболее редки непосредственно с юга и севера, 14 случаев; 110 случаев почти равномерно распределены между остальными румбами. Средняя мощность антициклонов 1030 ± 6 , наибольшая 1037 гПа в феврале, марте, ноябре.

I. Центры циклонов располагались вокруг Балтики и Северного моря, также над Скандинавией и Финско-Карельским поозёрьем (987 ± 14 гПа), ср. центр к N от Стокгольма, циклоничность 0,87. Четыре антициклона вдоль линии украинские Карпаты — Южная Норвегия 1022.3 , ср. центр над о. Эланд.

II. Циклоны 999 ± 19 находились в основном к SE от Балтийского моря, два у Шетландских о-вов, ср. центр в Юго-Восточной Балтике, циклоничность 0,32. Антициклоны 1037 ± 8 были по обе стороны моря, но больше на SE, некоторые далеко на востоке, ср. центр между Вильнюсом и Калининградом.

III. Циклоничность 0,29, циклоны 990 ± 8 в южной части Норвежского моря, на границе с Северным, над Валдаем, Карелией, ср. центр к W от BOTHNIA SEA. Антициклоны (1/3 случаев малоград. поле) 1037 ± 4 вдоль вост. берега Англии, Ютландии, над Южной Швецией, в верховьях Дона — Оки, ср. центр над Хельской косой.

IV. Характерная черта апреля — циклоны, выходящие с юга. Также в Проливах и от Ирландии через Шотландию на Южную Норвегию; ср. центр 996 ± 9 возле Кальмарсунда, циклоничность 0,53. Антициклоны (40% малоград. полей) сосредоточились к N от о. Готланд, ср. центр в Аландском море 1035 ± 6 .

V. Центры влияющих циклонов 997 ± 7 проходили в 8 случаях через Северное море — Южную Скандинавию, дважды через Норвежское море, циклоничность 0,48, ср. центр к NE от Осло; ср. центр антициклонов (более 40% малоград. полей) располагался к S от Калининграда.

VI. Более половины влиявших циклонов 983 ± 18 находилось на NE, циклоничность уменьшилась до 0,43, средний центр у о. Даго; ср. центр антициклонов 1022 ± 4 (1/3 малоградиентных полей) располагался над о. Готланд.

VII. Две трети циклонов 999 ± 4 располагались на W (Северное море) и на NW (вблизи), остальные на SE, между Киевом и Минском; ср. центр в ЮВБ, циклоничность 0,45, прежняя; ср. центр антициклонов 1024 ± 2 (40% малоградиентных полей) между устьями Немана и Даугавы. Общий вынос от SSE.

VIII. Три циклона в Ю части Норвежского моря, 9 над Балтикой — Скандинавией и 8 к E от меридиана 30° , ср. центр 998 ± 3 в Аландском море, циклоничность 0,68. Антициклоны 1024 ± 3 находились в 5 случаях к W и в 3 случаях к E, ср. центр в Южной Балтике. Средний вынос от NW слабый.

IX. Над Балтикой и в окрестностях 8 циклонов, на N — 3, по одному над Фландрией и Тиссой, средний центр 999 ± 12 на W Аландского моря, циклоничность 0,43. Антициклоны в 7 случаях располагались над Балтийским морем и Скандинавией, 8 раз на SW, S, SE; ср. центр 1028.4 в ЮВ Балтике.

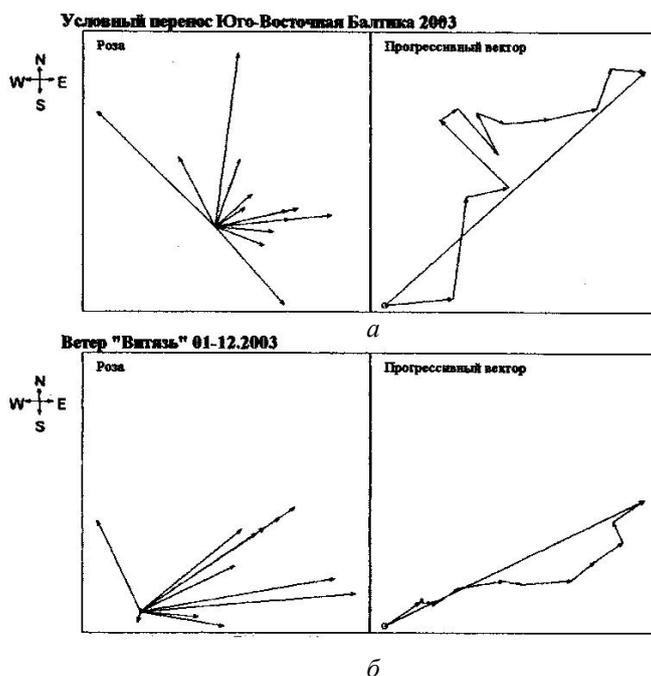
X. Две трети циклонов перемещались через Балтику и южнее, остальные по E траекториям; ср. центр 989 ± 15 между Стокгольмом и Карлстадом, циклоничность 0,71. Антициклоны располагались к NNW и SSE от района, ср. центр 1031 ± 7 над Хельской косой, результирующий вынос от WSW.

XI. Кроме 6 циклонов в Северном и Норвежском морях, 4/5 влиявших центров располагались симметрично вокруг Центральной Балтики в пределах круга радиусом 6° меридиана, циклоничность 0,60. Средние центры 994 ± 11 и 1037 ± 9 между Скагерраком и оз. Венерн и в центре Литвы (Шяуляй) соответственно.

XII. Над регионом располагались 11 циклонов; 6 на SW, W, NW и 4 на NE от Балтики, циклоничность 0,68, ср. центр 977 ± 14

над зап. берегом Ботнического моря. Центры высокого давления были рассредоточены от Приазовья до м. Финистере, ср. центр 1035 ± 4 над Прагой; слабый результирующий вынос от WNW.

Результаты помесечных обобщений приводятся в таблице. На рисунке сопоставлены помесечные векторы интегрального переноса над регионом в 2003 году и ветер, измеренный на музейном судне «Витязь» [1, с. 81; 145—148], стоящем в центре Калининграда. Коэффициенты вариации в обоих случаях близки: 0,48 (а) и 0,59 (б), устойчивость ветра (0,88) выше, чем интегрального переноса (0,55), прогрессивный вектор переноса 47° (а) и результирующего ветра 63° (б) согласуются в общем удовлетворительно.



Интегральный перенос над Юго-Восточной Балтикой:
 а — $D = 47^\circ$, устойчивость 0,55,
 коэф. вариации 0,48 и измеренный на «Витязе» ветер;
 б — $D = 63^\circ$, устойчивость 0,88, коэф. вариации 0,59

Средние месячные характеристики определяющих региональную погоду центров высокого Az и низкого Zn давления в 2003 г.

М-ц	n/m	P _{Az}	φ	λ	n/m	P _{Zn}	φ	λ	ΔP/ΔS	D°	P _{умб}
I	4/0	1022	56.5	17.0	27/0	987	59.9	16.3	10.26	84	W
II	15/4	1037	55.3	22.8	9/0	999	55.6	18.6	15.82	07	S
III	15/7	1037	54.8	18.7	9/0	990	61.7	15.6	6.49	77	W/SW
IV	8/6	1035	59.1	19.9	16/0	996	57.2	16.3	14.62	315	SE
V	9/7	1025	53.9	21.0	13/2	997	61.2	11.8	3.18	56	SW
VI	12/5	1022	57.5	18.5	12/1	998	59.2	22.2	9.30	139	NW
VII	10/7	1024	57.0	22.3	13/1	999	55.4	16.7	7.15	333	SSE
VIII	8/2	1024	54.8	17.6	21/0	998	60.1	21.3	4.59	111	WNW
IX	16/1	1028	55.6	19.8	13/0	999	60.0	19.0	6.56	84	W
X	9/0	1031	54.8	18.4	21/1	989	60.3	16.0	7.44	77	W/SW
XI	12/0	1037	56.2	23.4	17/1	994	58.3	11.9	6.55	19	SSW
XII	7/3	1035	50.4	15.0	21/0	977	61.7	16.8	5.11	95	W

Обозначения: n/m — число случаев/малоград. полей; P — давление, гПа; φ, λ — широта и долгота центра, градусы; ΔP/ΔS — условный градиент, гПа на град. меридиана; ΔP= P_{Az} - P_{Zn}; ΔS = [(Δφ)²+(Δλ)²]^{1/2}; D° — куда направлена нормаль к градиенту; румб — откуда дует условный ветер.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. «*Витязь*». 2003: Гидрометеорологические наблюдения / Атлантическое отделение Ин-та океанологии РАН; Музей Мирового океана. Калининград, 2004.

В.А. Чечко, Б.В. Чубаренко, В.Ю. Курченко

**ДИНАМИКА КОНЦЕНТРАЦИИ ВОДНОЙ ВЗВЕСИ В
КАЛИНИНГРАДСКОМ МОРСКОМ КАНАЛЕ В СВЯЗИ
С ДВИЖЕНИЕМ СУДОВ И ПРОВЕДЕНИЕМ
ДНОУГЛУБИТЕЛЬНЫХ РАБОТ**

Экологическое состояние водных бассейнов во многом определяется наличием в воде взвешенных веществ. Они уменьшают ее прозрачность, воздействуют на донные биоценозы и ихтиофауну, выступают в качестве сорбента и переносчика загрязняющих веществ, являясь тем самым источником вторичного загрязнения. Вислинский залив имеет свободный водообмен с морским судоходным каналом, что не исключает дополнительной поставки в акваторию залива водной взвеси, образованной движением судов и проводимыми в канале дноуглубительными работами. Сотрудниками лаборатории прибрежных систем АО ИО РАН на протяжении ряда лет проводятся исследования водной взвеси в акватории залива и морского канала. В 2003 г. на различных участках канала были проведены исследования фонового (в не возмущенной проходящими судами воде) содержания водной взвеси, а также изменений в ее составе, происходящих после прохождения судов и работы земснаряда.

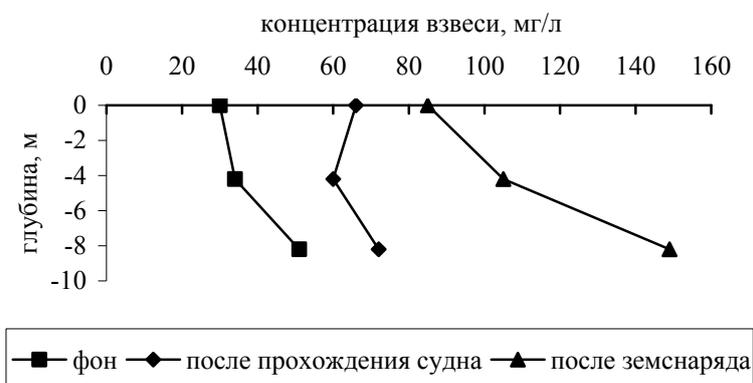
Фоновое содержание взвеси на различных горизонтах и разных участках канала варьирует в пределах 9,5—51 мг/л. Среднее фоновое содержание взвеси, рассчитанное для всех станций, составляет 26 мг/л, что превышает среднее значение для участка залива, прилегающего к зоне канала (21 мг/л. [2]). После прохождения судна в зависимости от типа донных отложений, подвергающихся взмучиванию, происходит увели-

чение концентрации взвеси по всем горизонтам на 10 ÷110%. Средние (для всего столба воды) значения в период исследований изменялись следующим образом:

Средние значения концентрации взвеси

№ станции	Концентрация взвеси, мг/л	
	фоновая	сразу после прохождения судна
1	27,5	33,3
3	11,2	21,4
4	25,9	35,6
5	24,4	48,7
6	28,6	66,0

После работы земснаряда количество взвеси увеличивается более чем в три раза по сравнению с фоновыми значениями и в два раза по сравнению с количеством, образующимся после прохождения судна. Так, в ходе эксперимента содержание взвеси в придонном горизонте после работы земснаряда возросло до 160 мг/л по сравнению с 72 мг/л после прохождения судна, а в промежуточном (5 м от дна) — до 105 мг/л по сравнению с 60 мг/л (см. рис.).



Пример вертикального распределения концентрации взвеси на одной из станций в Калининградском морском канале

Количество техногенно образованной взвеси напрямую зависит от типа грунтов, слагающих дно канала. На участках с легко взмучиваемыми илистыми грунтами после работы земснаряда в 1997 г. наблюдались «ураганные» содержания взвешенных частиц — от 100 до 2100 мг/л. В то же время на участке с осадками, представленными более крупными фракциями, после работы земснаряда в 2003 г. содержание взвеси возросло только до 100—160 мг/л. Во взвешенных частицах на этом участке преобладают фракции алевритовой (около 50 %) и песчаной (8—15 %) размерностей. Скорость осаждения таких частиц от 3 до 19 см/с [1], т. е. во взвешенном состоянии они способны находиться непродолжительное время, практически сразу же оседая на дно.

Для оценки эффективной скорости осаждения, или «самоочищения» вод от взвеси за счет ее осаждения, был применен интегральный подход, основывающийся на измерении максимальной концентрации и концентрации примеси в некоторый последующий момент времени (t_1) в одной точке. Предположив, что в ходе процесса осаждения взвеси ее концентрация $C(t)$ в фиксированной точке экспоненциально падает со временем до фонового значения:

$$C(t) = C_{bckgr} + (C_{max} - C_{bckgr}) \cdot e^{-\alpha t},$$

где C_{bckgr} (мг/л) — фоновое значение концентрации,

C_{max} (мг/л) — максимальное значение концентрации (в нашем случае — сразу после прохождения судна),

α (с⁻¹) — коэффициент эффективного осаждения («самоочищения»).

Имеем следующую зависимость для оценки характерного времени этой релаксации:

$$\tau = 1/\alpha = t_1 \cdot \ln \left(\frac{C_{max} - C_{bckgr}}{C_1 - C_{bckgr}} \right).$$

Именно за это время превышение концентрации над фоном спадает в e раз, т.е. приблизительно в 2,7 раза. Более интересным с точки зрения практики является время, за которое превышение концентрации над фоном уменьшится до 10%. Оно равно $\tau_{90\%} = \tau \cdot \ln(10) = 2,3 \cdot \tau$. По результатам обработки данных для участка канала с более крупными фракциями это время составило 30÷40 минут, для участка канала, где основную долю составляет мелкозернистый грунт, это время существенно больше (1,5 ÷ 3 часа).

На основе полученных результатов сделаны следующие выводы.

1. Фоновую концентрацию взвеси в Калининградском морском канале можно определить как природно-техногенную, часть которой формируется за счет твердого речного стока и взвеси, приходящей с акватории залива. Другая ее часть (техногенная составляющая), по нашим оценкам, около 20%, образуется за счет взмучивания осадков при движении судов и проведении дноуглубительных работ.

2. После прохождения судна повышается концентрация взвеси в 1,5—2 раза по сравнению с фоновыми значениями. Однако наибольшее увеличение содержания взвеси происходит после работы земснаряда, которое напрямую зависит от состава донных грунтов. На участках с песчаными и алевритовыми грунтами концентрация взвеси после земснаряда в среднем повышается в три раза, на участках с илистыми отложениями это повышение может составить десятки раз.

3. Стабилизация структуры воды по содержанию взвеси наступает быстрее при преобладании во взвеси частиц песчаной и алевритовой размерностей, медленнее — при преобладании более тонких, пелитовых частиц. Установлено, что при преобладании во взвеси крупнозернистых частиц через 20 мин после прохождения судна ее концентрация уменьшается на 75% по сравнению с концентрацией, образованной прохождением судна. В то же время при преобладании во взвеси тонкозернистых частиц уменьшение концентрации взвеси через 20 мин составляет не более 10%.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Айбулатов Н.А.* Динамика твердого вещества в шельфовой зоне. Л.: Гидрометеиздат, 1990.
2. *Чечко В.А.* Анализ пространственно-временной изменчивости взвешенного вещества Калининградского залива Балтийского моря // Водные ресурсы. 2002. Т. 29. №4. С. 425—432.

В.Н. ЯКОВЛЕВ

**ОПЫТ ИНСТРУМЕНТАЛЬНОГО ИЗМЕРЕНИЯ
СКОРОСТИ РЕЧНОГО ПОТОКА В ЦЕНТРЕ ГОРОДА**

В гидрометеорологические наблюдения, выполняемые на борту «Витязя» входит определение скорости течения реки поверхностными поплавками по времени прохождения вдоль борта отмеренной дистанции; в сентябре 2003 г. было осуществлено наблюдение скорости потока на различных от поверхности глубинах с помощью гидрометрической вертушки.

Гидрометрическая вертушка ВГ-I-120/70 (1988 г. в., ремонт) — это измерительный преобразователь для определения скорости водного потока с помощью винта $d=120$ мм (шаг 180 мм), фиксирующего скорость $0,06 \div 5,0$ м/с. Вертушка соединена сигнальным проводом с измерителем течения ИСТ 0,06/120/70. Тарировка, выполненная в АО ИО РАН А.Н. Соловьёвым в 2003 г., соответствует паспортной. Вертушка опускалась за борт на тросе лебедки, установленной на откидной площадке верхней палубы судна; вынос за борт 1,5 м; глубина реки в данном месте 5,5 м.

Перед наблюдениями за скоростью потока на различных заглублениях от поверхности (горизонтах) было выполнено около 100 сравнений скорости, измеренной вертушкой и поплавками.

Методика работы:

— вертушка находилась в слое 20—30 см от поверхности, измеряемая скорость автоматически осреднена на 100-секундном интервале,

- выполнялись 3—4 измерения и более,
- отсчеты, резко выпадающие из серии, выбраковывались,
- одновременно скорость течения измерялась поплавками.

Из предварительного анализа как будто следует, что скорость потока в слое 0,5—1 м мало отличается от поверхностной. Вертушка плохо фиксирует скорость менее 0,10 м/с. При увеличении скорости потока показания вертушки составляют до 0,9 скорости, измеренной поплавками.

Наблюдения за речным потоком от приповерхностного слоя до придонного (5 м) выполнены в октябре и в начале декабря; измерения были приурочены к потоку со скоростью поверхностного слоя 0,15—0,20 м/с и более.

Прямое (к устью) течение (6 серий) измерялось в следующих режимах:

— *развитие потока* (14X): скорость в слое 1—3 м превышает поверхностную в 1,05—1,32 раза; в придонном слое составляет 0,66 (на рис. — а);

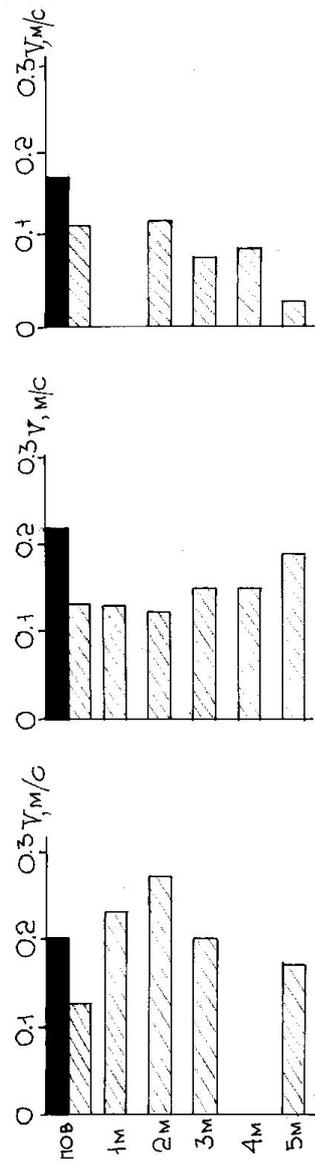
— *развитый поток* (15X, 8XII): скорость течения устанавливается практически одинаковой по всей толще (на рис. — б);

— *слабеющий поток* (12X, 17X, 9XII): более высокая скорость устанавливается от поверхности до 1—2 м горизонта, глубже ослабевает и в придонном слое составляет 0,2—0,3 (на рис. — в).

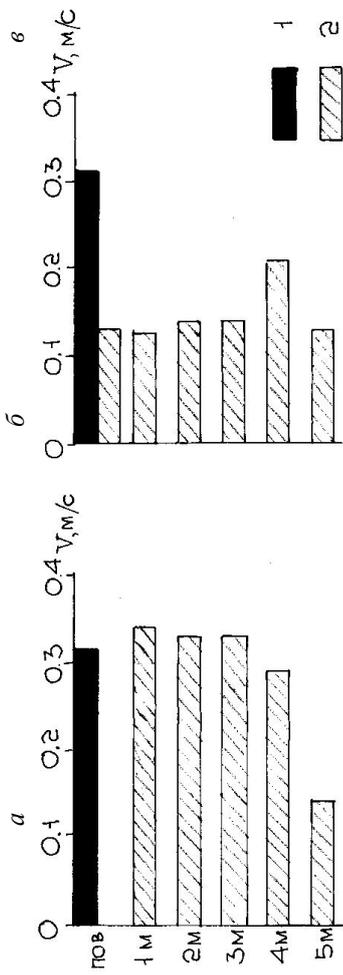
Обратное (к истоку) течение: в переходном режиме измерялось 11X двумя сериями с промежутком 1 ч. В первой серии скорость в поверхностном горизонте 0,27—0,32 м/с; наибольшие различия отмечались на горизонтах 1—2—3 м (1,29; 1,03; 1,03), в придонном слое уменьшение до 0,44 (на рис. — г).

Начало второй серии совпало с резким кратковременным увеличением «поплавковой» скорости в 1,5—2 раза. Вертушка зафиксировала низкие (0,2—0,4 м/с) скорости в поверхностном двухметровом слое, с постепенным увеличением к придонному слою (3—4 м — до 0,54—0,80, в придонном 0,44).

Полагая, что измерения, выполненные вертушкой, в общем отражают вертикальную структуру потока, считаем целесообразным продолжение измерений с целью накопления материала, пригодного для анализа.



14.X Развитие потока 15.X Развитый поток 17.X Слабеющий поток



Обратный поток (к истоку) 11.X (11—12 ч, 13—14 ч)

Скорость потока в различных ситуациях (1 — V поплавка; 2 — V на горизонтах)

ПРОБЛЕМЫ ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ЗОН РЕКРЕАЦИИ

И.И. Волкова, Т.В. Шаплыгина

ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ДЮННЫХ ПРИРОДНЫХ КОМПЛЕКСОВ (на примере Куршской косы)

В последние годы дюнные природные комплексы Куршской косы испытывают существенные природные и антропогенные воздействия. Ухудшение экологической обстановки связано прежде всего с увеличением загрязнения береговой зоны и прибрежной акватории Балтийского моря, в том числе нефтяного, усилением рекреационного воздействия и др.

Дюнные природно-территориальные комплексы (ПТК) обладают разной степенью чувствительности к формам и интенсивности воздействий. Наиболее уязвимы к волновому воздействию береговая зона моря и заливов, к ветру — авантюна, незакрепленные и слабо закрепленные дюнные массивы, к подтоплению — низкая и местами средняя пальве; к загрязнению моря и заливов — пляжевые зоны. Рекреационная деятельность оказывает влияние на все природные комплексы и приводит к изменению видового состава и нарушению структуры напочвенного покрова, верхних горизонтов почв, ухудшению их физико-химических свойств; повреждению и угнетению древесно-кустарникового яруса и др. [2; 4; 5]. На Куршской косе это наиболее ярко проявляется у поселков, стацио-

нарных баз отдыха, на пути традиционных рекреационных маршрутов (г. Зеленоградск — т/б «Дюны»), в районе 27-го км (т/б «Хвойное»), районе пос. Рыбачий, Морское.

Расчет чувствительности к рекреационному воздействию базируется на показателях устойчивости и дигрессии дюнных природных комплексов. В основу оценки устойчивости положен интегральный показатель, представляющий собой балльную оценку компонентов ПТК, выявленных с учетом особенностей прибрежно-морского типа ландшафта: рельеф, грунтовые воды, почвы, растительность.

На Куршской косе к сильно неустойчивым ПТК относятся авандюна, приморские дюнные гряды, дюнные массивы с неразвитыми или слаборазвитыми почвами под псаммофитным разнотравьем, сосняками мшисто-лишайниковыми; к неустойчивым — пляж с единичными галофитно-псаммофитными группировками; дюнные гряды и массивы с подзолистыми почвами под сосняками мшисто-разнотравными; к слабоустойчивым — высокая и средняя пальве, нижние мелкобугристые части склонов дюн с дерново-подзолистыми почвами под сосняками мшисто-разнотравными и березняками разнотравно-злаковыми; к устойчивым — низкая пальве и лагунная терраса преимущественно с болотно-подзолистыми почвами под ольшаниками влажнотравными [3].

Для определения дигрессии дюнных ПТК использованы интегральные показатели, основанные на балльной покомпонентной оценке 16 основных параметров изменений природного и антропогенного характера, выявленных с учетом особенностей прибрежно-морского типа ландшафта и преобладающих форм антропогенного воздействия. К основным параметрам отнесены: степень нарушенности рельефа, верхних горизонтов почв, напочвенного покрова, древесно-кустарникового яруса; площадь подтопления грунтовыми водами; наличие твердых бытовых и технических отходов; пирогенное воздействие, сенокошение, выпас скота, результаты мелиоративных работ [1].

Полученные в результате подсчета суммы баллов по каждому контуру урочища (группы урочищ) впоследствии про- нормированы относительно максимально возможных величин для каждого типа ПТК.

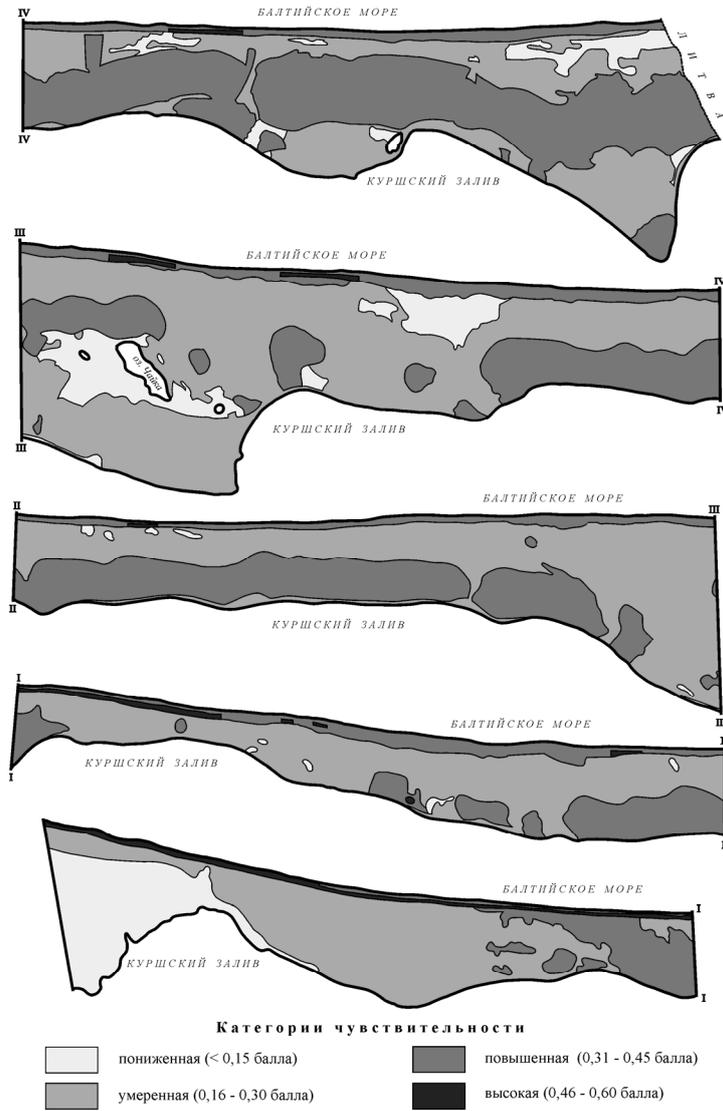
Комплексная оценка современного состояния (дигрессии) природных комплексов Куршской косы показала, что в настоящее время большинство ПТК находится на 2-й стадии дигрессии; 5-я на косе не отмечена. Незначительное распространение получили 1-я и 4-я стадии стадия: 1-я характерна преимущественно для ПТК призаливной палеве, 4-я — для авантюны, претерпевшей сильную деградацию (преимущественно участок г. Зеленоградск — пос. Лесное). Для природных комплексов вблизи населенных пунктов и зон стационарного отдыха (пос. Лесное, Рыбачий, Морское, турбаза «Дюны») отмечена 3-я стадия дигрессии. Переходные варианты (со 2-й на 3-ю стадию) частично зафиксированы в районах экологических маршрутов.

Усиление природного и антропогенного воздействия меняет естественный ход развития природных комплексов, а значит, способствует большей чувствительности дюнных ПТК к рекреационному воздействию. Таким образом, показатели дигрессии конкретного природного комплекса выступают в качестве корректирующих устойчивость каждого ПТК.

На основе полученных расчетов балльная оценка чувствительности дюнных природных комплексов выглядит следующим образом:

Категория чувствительности	Балл
Пониженная	< 0,15
Умеренная	0,16—0,30
Повышенная	0,31—0,45
Высокая	0,46—0,60
Очень высокая	> 0,60

Анализ чувствительности ПТК Куршской косы (см. рис.) показал, что высокой чувствительностью обладают нарушенная



Картосхема чувствительности природных комплексов Куршской косы к рекреационному воздействию

авандюна и пляж. Повышенная чувствительность характерна для участков пляжа и стабильной авандюны; дюнных гряд с несформированными почвами без растительного покрова и слаборазвитыми малогумусированными почвами под несомкнутыми культурами сосны; с подзолистыми и дерново-подзолистыми почвами под сосновыми лесами; призаливной террасы. К умеренно чувствительным относятся участки бугристо-волнистой, волнистой палеве с подзолистыми и дерново-подзолистыми почвами под сосновыми и мелколиственными лесами и перегнойно-подзолистыми почвами под черноольховыми лесами; дерново-глеевыми почвами под застарелыми разнотравно-злаковыми лугами и сельскохозяйственными угодьями. К участкам с пониженной чувствительностью отнесены территории волнистой и плоской палеве с почвами болотно-подзолистого ряда под мелколиственными, черноольховыми и еловыми лесами.

В целом для Куршской косы характерно преобладание природных комплексов умеренной и повышенной степени чувствительности к рекреационным нагрузкам.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Волкова И.И., Шаплыгина Т.В. Природно-антропогенные изменения природных комплексов Вислинской косы // Ученые записки Русского географического общества (Калининградское отделение). 2003. Т. 2 (CD-ROM версия).
2. Казанская Н.С., Ланина В.В., Марфенин Н.Н. Рекреационные леса. М.: Лесная промышленность, 1977.
3. Корневц Л.В., Волкова И.И. Оценка устойчивости дюнных экосистем Куршской и Вислинской кос // Проблемы региональной экологии. 1998. №4. С. 23—32.
4. Ретиас Э.А. Оптимизация рекреационного лесоиспользования (на примере Литвы). М.: Наука, 1994.
5. Тарасов А.И. Рекреационное лесоиспользование. М.: Агропромиздат, 1986.

В.И. Сухорук

**ФОРМЫ ФОСФОРА И АЗОТА
В ВОДАХ ВИСЛИНСКОГО ЗАЛИВА
КАК ПОКАЗАТЕЛИ ЕГО ЭВТРОФИКАЦИИ**

Введение

Вислинский залив расположен в восточной части южного побережья Балтийского моря. Залив представляет собой узкую длинную лагуну, отделенную от моря Балтийской косой — песчаной пересыпью длиной около 50 км. Площадь зеркала залива около 838 км², из них 472,5 км² (56,2 %) акватория Российской Федерации. Средняя глубина всего залива 2,7 м, восточной части — 3,1 м. Наибольшая глубина залива к юго-востоку от Балтийского пролива — 5,2 м, который соединяет море с заливом. Отсюда начинается Калининградский морской канал длиной 32,4 км, предназначенный для захода судов в порт Калининград. От залива канал отделен земляными дамбами, ширина канала до 30 м. У входа в бухту Приморскую дамбы разрываются, и бухта соединяется с заливом широким проходом (5—6 км).

Восточная часть залива — Калининградский залив, на 28 км вдающийся в сушу, отделяется от моря Калининградским полуостровом. В Приморскую бухту сбрасываются коммунальные и технические стоки г. Калининграда по общегородскому коллектору. Калининградский залив имеет форму треугольника с вершиной в устье реки Преголя. Средний многолетний годовой сток реки составляет примерно 43 % среднего многолетнего годового стока в залив со всей площади его бассейна [1].

Цель статьи — на основе расчетов форм фосфора и азота по модели Редфилда обосновать причины и следствия эвтрофикации вод залива.

Материалы и методика

Сотрудниками Атлантического отделения Института океанологии РАН (АО ИО РАН) совместно с сотрудниками Атлантического научно-исследовательского Института рыбного хозяйства и океанографии (АтлантНИРО) в 1994—1995 гг. были проведены комплексные исследования в Вислинском заливе. В комплекс гидрохимических исследований входили определения форм фосфора (общего и неорганического) и азота (общего, аммонийного и нитратов) и растворенного в воде кислорода по стандартной сетке станций (рис. 1).

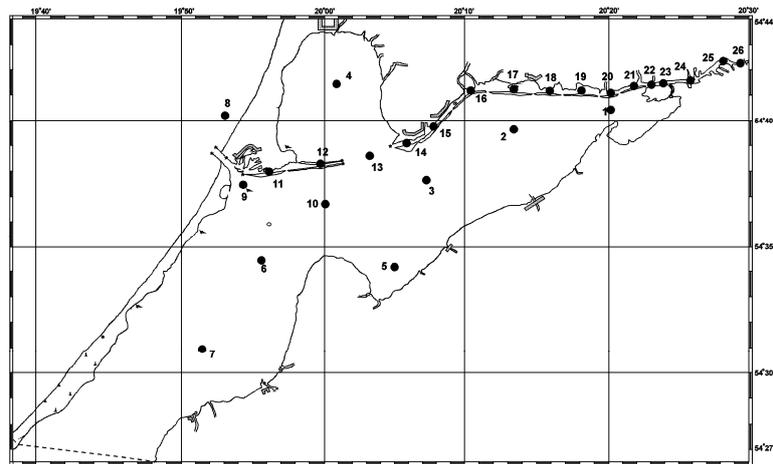


Рис. 1. Станции зондирований и отбора проб в Калининградском заливе, Калининградском морском канале и нижнем течении реки Преголи

Растворенный в воде кислород определялся по объемному методу Винклера с помощью микробюретки с ценой деления 0,02 мл. Точность определения в пределах $\pm 0,02$ мл/л.

Неорганический растворенный фосфор определялся по методу Морфи и Райли [13]. С помощью фотоэлектроколориметра

определяли оптическую плотность голубого окрашенного соединения при длине волны 885 нм. Общий фосфор определялся сжиганием пробы воды с персульфатом калия. Определения общего фосфора выполнялись так же, как описано для неорганического растворенного фосфора. Разность между общим и растворенным неорганическим фосфором представляла органическую растворенную форму фосфора. Пробы воды перед определениями фильтровалась через фильтр «синяя лента».

Определения аммонийного азота в воде проводились по методу Сэджи — Солорзано, нитратов — по методу Морриса и Райли в модификации Сапожникова, Гусаровой и Лукашева. Определение общего азота проводилось также сжиганием проб воды с персульфатом калия в щелочной среде океана. Точность фотоколориметрических определений была в пределах $\pm 10\%$.

Результаты и обсуждение

Фосфор и азот — основные биогенные элементы, управляющие ростом водорослей в природных водоемах. В большинстве фосфорных соединений фосфор находится в окисленном состоянии. Полагают, что неорганический растворенный фосфор фосфатов находится в природной воде в виде HPO_4^{2-} . Кроме растворенной неорганической, растворенной и взвешенной органической форм, вполне вероятно, что фосфор может находиться и в виде взвешенной неорганической формы (сорбированные фосфаты).

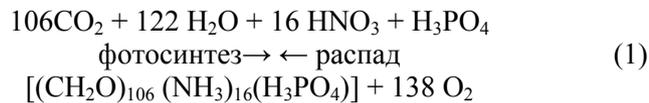
Азот в природных водах присутствует в форме ионных соединений (нитраты, нитриты и аммоний), а также органических азотных соединений — аминокислот и мочевины. Поглощенный фитопланктоном из ионного раствора неорганический фосфор фосфатов частично входит в состав структурных компонентов клетки и частично участвует в энергетических процессах организма (например, в составе АДФ и АТФ) [9; 11].

Азот, в отличие от фосфора, участвуя в качестве структурного элемента клеток, непосредственно не принимает участия в энергетическом цикле. Таким образом, азот и фосфор играют

в метаболизме водной экосистемы важнейшую роль. Азот и фосфор в любом водоеме находятся в трех основных формах: а) в составе растворенных неорганических соединений, б) в составе растворенных органических соединений и в) во взвешенной форме (живых организмах и детрите).

Принципиальным отличием цикла фосфора от азота является только то, что растворенный неорганический фосфор присутствует главным образом в виде фосфатов, а неорганический азот в результате многостадийности процесса минерализации органического вещества присутствует в трех соединениях: аммиака NH_3 , который окисляется сначала до нитритов —NO_2 и окончательно до нитратов —NO_3 . Фитопланктон способен усваивать различные формы связанного неорганического азота. Поэтому считают, что круговорот азота может продолжаться и без окислительных реакций, в процессе которых восстанавливаются нитраты. При потреблении нитратов они восстанавливаются в клетках фитопланктона до аммония и уже в этом виде вступают в процесс синтеза азотистых органических соединений [5]. Превращения аммиака в нитриты и нитраты могут происходить в любой среде в результате серии обратимых реакций. Аммиак окисляется в основном бактериями, а некоторые виды фитопланктона выделяют нитриты в процессе поглощения нитратов. Существуют доказательства, что аммоний является для фитопланктона наиболее хорошо усваиваемой формой связанного азота [5]. Кроме того, нитриты могут образовываться либо в результате окисления аммония (темновые реакции), либо вследствие восстановления нитратов (процесс, стимулируемый светом) [11].

Распад органического вещества и регенерация биогенных элементов в природной воде обусловлены микробиологическими процессами, т.е. обратная реакция затруднена. При этом разложении органического вещества расходуется определенное количество кислорода. Биохимический цикл согласно модели Редфилда и др. [13] записывается в виде:



Важным обстоятельством этого уравнения является то, что в биохимический цикл азот и фосфор включаются в определенных соотношениях: $C : N : P = 106 : 16 : 1$. Следовательно, для оценки содержания какого-либо биогенного элемента, образовавшегося в результате окисления органического вещества в данном водоеме, можно использовать величины кажущегося потребления кислорода (КПК). Эта величина определяется как разность между наблюдаемым содержанием и табличным (т. е. его величиной растворимости при температуре и солености *in situ*): $\Delta O_2 = O_2 \text{набл.} - O_2 \text{табл. (мл/л)}$.

Органические формы фосфора и азота, образовавшиеся в результате биохимических процессов (выделения метаболитов водорослями, разложения клеточного материала, гидролиза детрита), а также поступившие со стоком с суши при определенных условиях могут составлять значительную долю от их валового количества. Фосфаты и неорганические формы азота, которые не были полностью исчерпаны в эвфотической зоне фитопланктоном, могут далее трансформироваться по одному из трех путей: а) ассимилированы не участвующими в фотосинтезе бактериями и превращены в органическую взвешенную форму (Рвзв. орг и Nвзв. орг); б) химически осаждаются и связываются с частицами донных отложений, где формы фосфора и азота относительно недоступны для биосинтеза вследствие высокой сорбционной емкости донных отложений; в) притоку или оттоку всех форм фосфора и азота в результате турбулентных и адвективных переносов.

Следовательно, скорость изменения концентрации биогенного элемента в водной экосистеме проточного типа можно описать уравнением:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_0}{\partial t} = R + \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{Ax}{\rho} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{Ay}{\rho} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{Az}{\rho} \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] + \\ + \left[U_x \frac{\partial C}{\partial x} + V_y \frac{\partial C}{\partial y} + W_z \frac{\partial C}{\partial z} \right] + C'f(kx^n), \end{aligned} \quad (2)$$

где C_0 — концентрация биогенного элемента в воде *in situ*; R — скорость биохимических процессов (поглощения биогенов при фотосинтезе и их регенерация при распаде органического вещества; C' — концентрация биогенного элемента в наддонной воде; x — концентрация биогенного элемента, сорбированного твердыми частицами дна; k и n — постоянные, зависящие от различий сорбирующих поверхностей (их размера, сорбционной емкости и т. п.).

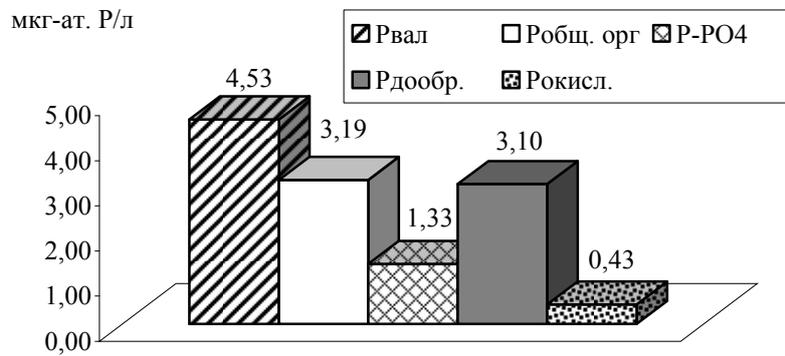
В первых фигурных скобках уравнения (2) описывается процесс диффузии вод, переносящий определенные концентрации биогенного элемента по осям x , y , z . Во вторых фигурных скобках описывается процесс горизонтального переноса (адвекции) вод с определенными концентрациями биогенного элемента также по осям x , y , z . Итак, биохимические процессы R , или, по В.И. Вернадскому, «биогенный ток атомов», определяет концентрацию биогенного элемента или любого химического элемента, участвующего в биохимическом цикле, а гидрофизические процессы перераспределяют химические элементы в водной толще.

Принимая во внимание, что любой природный водоем является открытой динамической системой, следует учитывать и то количество азота и фосфора, которое поступает извне и уходит из водоема в различных формах. Другими словами, цикл азота и фосфора в любом водоеме не является абсолютно сбалансированным.

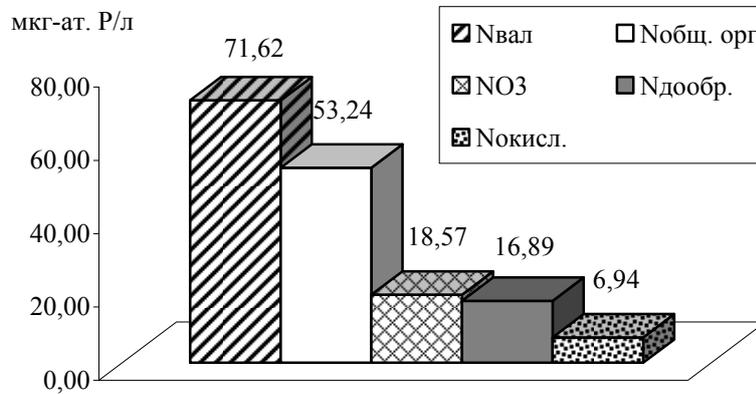
В соответствии с моделью Редфилда [14] были рассчитаны так называемые «*reformed*», или «дообразованные», формы азота и фосфора, которые поступают в водоем в неорганическом виде. Следовательно, их появление не связано с соответствующим расходом кислорода в отличие от их «окислительных» форм, образующихся непосредственно в водоеме и расходующих кислород в воде при разложении органического вещества. Схемы расчетов форм фосфора и азота представлены в приложении.

Анализ результатов расчетов позволяет прийти к следующим заключениям:

1. Преобладающей формой валового содержания азота и фосфора является общая органическая, что свидетельствует об интенсивности метаболических процессов живых организмов (фитопланктона и зоопланктона) и автолитических (детрита) в среднем 53 % по фосфору и 51 % по азоту (рис.2).



a



б

Рис. 2. Содержание различных форм фосфора (*a*) и азота (*б*) в водах Вислинского залива (1994—1995 гг.)

2. Из неорганических форм азота и фосфора преобладающими являются их «дообразованные» формы, что свидетельствует о существенном поступлении азота и фосфора в залив с пресным стоком в среднем до 29% по азоту и 47% по фосфору от валового их содержания (табл.). Относительно нитратов дообразованные формы азота составили в среднем 75%, а по фосфору дообразованные формы превышали неорганические фосфаты в 1,5 раза.

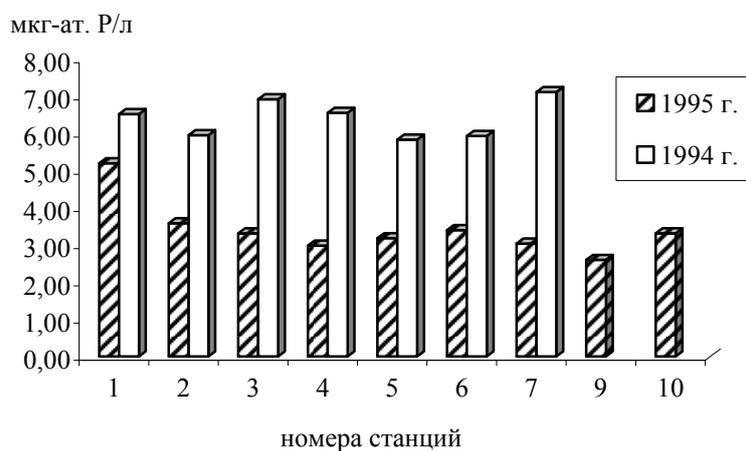
Таблица 1

Отношение азота к фосфору в Вислинском заливе 1994—1995 гг.

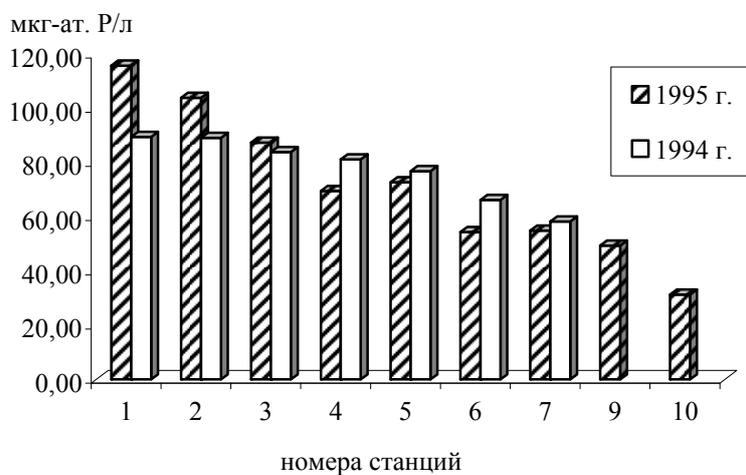
№ ст.	N : P (вал.)	N : P (общ. орг.)	N : P (неорг.)	N : P (дообр.)	N : P (окисл.)
1	17,19	16,26	20,31	10,41	16,27
2	20,23	20,46	19,12	8,94	16,05
3	15,99	16,81	14,00	8,16	16,05
4	15,47	18,09	9,60	5,03	16,04
6	12,52	16,77	3,99	2,73	16,09
9	19,06	17,08	23,29	3,50	16,10
10	9,45	10,50	8,98	1,49	15,88
Среднее	15,70	16,57	14,18	5,75	16,07
Пределы	20,23— 9,45	20,46— 10,50	23,29— 3,17	0,50—1,89	15,88— 16,27

3. Небольшие доли окислительных форм азота (в среднем 10%) и фосфора (в среднем 9%) свидетельствуют о том, что биохимические процессы окисления органического вещества менее интенсивны, чем метаболические и автолитические.

4. Подтверждением преобладания стока азота и фосфора над его окислительной формой является равномерное уменьшение валового содержания азота от ст. 1 до ст. 10 соответственно от 101,6 до 31,3 мкг-атN/л. По валовому фосфору картина не столь закономерна: максимальные концентрации отмечаются на ст. 1 (5,91 мкг-атP/л) и ст. 6 в центральной части залива (4,91 мкг-атP/л). И затем после снижения его концентраций в южных частях залива вновь некоторое повышение до 3,31 мкг-атP/л на ст.10 в Балтийском канале (рис. 3 а, б).



a



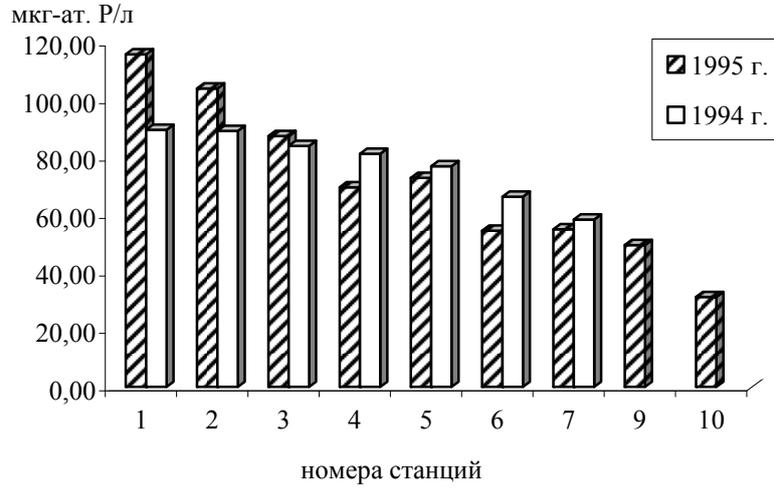
б

Рис. 3. Среднегодовое количество валового фосфора (*a*) и азота (*б*) в Вислинском заливе (1994, 1995 гг.)

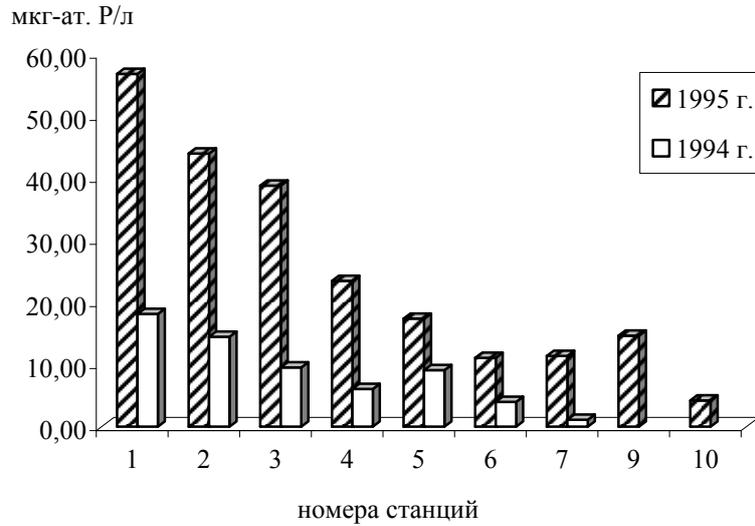
Такую «пятнистость» в максимумах содержания валового фосфора, вероятно, можно объяснить их приуроченностью к гидрологическим фронтам, где взаимодействуют пресные речные и солоноватые воды залива (ст. 1) и соленые морские с солоноватыми заливными водами (ст. 10). Максимум же фосфатов на ст. 6, расположенной в районе своеобразной халистазы, скорее всего, обусловлен гидродинамической аккумуляцией «дообразованных» форм фосфатов.

5. Из рис. 4 *а, б* видно, что даже по двум годам отмечается существенная межгодовая изменчивость различных форм азота и фосфора в заливе. Причем наибольшие амплитуды колебаний в концентрациях характерны для величин неорганических форм фосфора и суммы нитратов и аммония. При этом заметная изменчивость концентраций валового фосфора обусловлена вкладом изменчивости неорганических фосфатов, так как органическая форма остается практически неизменной. Такая относительная стабильность в содержании органических форм азота и фосфора свидетельствует о равных скоростях биохимических процессов распада органических веществ при близких среднегодовых температурах воды.

В то же время заметная вариабельность в концентрациях неорганических форм фосфора и азота, вероятнее всего, определяется годовыми различиями поступления их как с речным стоком, так и при водообмене с Балтийским морем. Примечательно, что 1994 г. отличался большим поступлением фосфатов и меньшим поступлением нитратов и аммония по сравнению с 1995 г., т.е. отмечается определенная асинхронность в их поступлении в залив. Не исключено, что причиной такой асинхронности может служить тот факт, что регенерация фосфора при разложении органического вещества почти всегда происходит быстрее, чем азота, так как последний более прочно входит в состав белка (рис. 5).

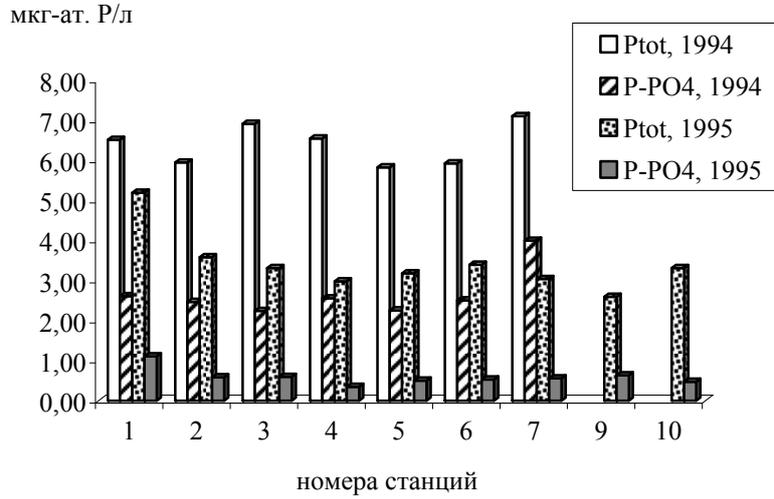


a

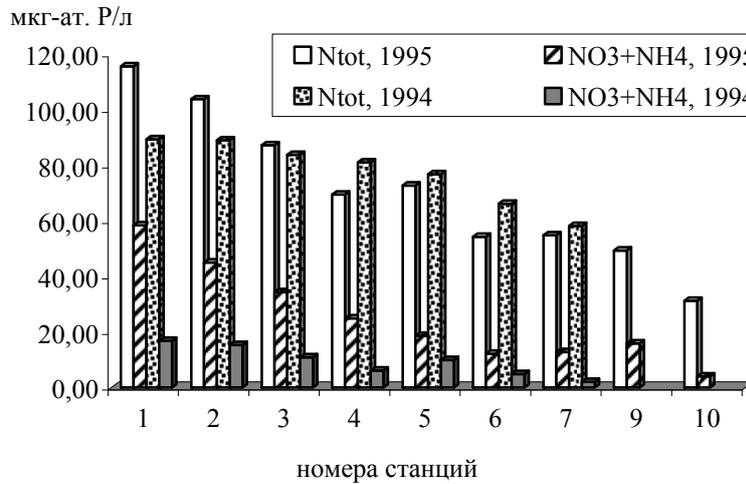


б

Рис. 4. Среднегодовое количество неорганического фосфора (*a*) и нитратного азота (*б*) в Вислинском заливе (1994, 1995 гг.)



a



б

Рис. 5. Среднегодовое количество валового и неорганического фосфора (а), валового, суммы аммонийного и нитратного азота (б) в Вислинском заливе (1994, 1995 гг.)

Многолетние наблюдения с помощью зонда «Idronaut» показали, что по гидрологическим параметрам (температуре и солености) ст. 6 приурочена к своеобразной циклонической халистазе из-за разнонаправленности потоков речных и солоноватых вод. Как известно, в зоне конвергенции пресных и солоноватых вод (ст. 10) усиливается процесс флокуляции в интервале солености 2—4‰. Это приводит к повышенной сорбции фосфатов по сравнению с нитратами и, следовательно, к уменьшению концентраций фосфатов в воде (до 0,47 мкг-ат/л). Напротив, в зоне халистазы (ст. 6) повышенные концентрации фосфатов можно объяснить гидродинамической аккумуляцией и повышенным обменом с донными осадками в процессе ветрового перемешивания. В результате уменьшения скоростей адвекции усиливаются процессы осаждения частиц крупнее 5—10 мкм по закону Стокса [6] и накопление сорбированного фосфора фосфатов на границе «вода-дно», вследствие чего концентрация фосфатов возрастает до 1,71 мкг-ат/л, а концентрация нитратов резко снижается почти вдвое по сравнению с соседними станциями (с 15 до 7 мкг-ат/л). Не исключено, что при минимальных скоростях адвекции скорость потребления нитратов превышает их приток.

6. Специфической особенностью отличается ст. 4, расположенная в Приморской бухте, куда поступают хозяйственно-бытовые городские стоки, соотношение величин общего органического и неорганического фосфора почти равное, в то время как на всех других станциях первый существенно преобладает над вторым.

7. Результаты расчетов величин отношений N : P выявляют два максимума: в районе ст. 1 с величиной 20,3 и в середине Балтийского канала на ст. 9 с величиной 23,4. В среднем это отношение было равно 10 : 1, что указывает на превалирование содержания азота над фосфором. Минимальное значение этого отношения было на ст. 6, где при почти равном по сравнению с другими заливными станциями содержании фосфора, содержание азота было минимальным — 6,8 мкг-атN/л (рис. 6).

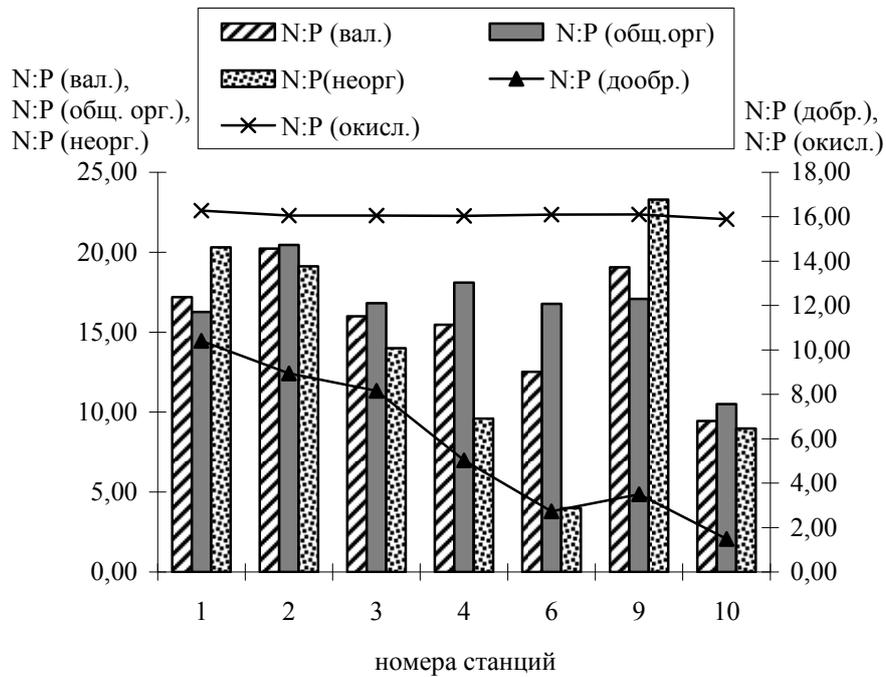


Рис. 6. Отношение азота к фосфору в водах Вислинского залива (1994—1995 гг.)

Причины максимумов отношения азота к фосфору, по-видимому, разные. Если на ст. 1 его можно объяснить преобладанием поступления азота над фосфором, то на ст. 9, где содержание азота было достаточно высоким, максимум вызван сорбцией фосфатов взвесью и ее осаждением на границе гидрологического фронта морских соленых вод и заливных солоноватых. При этом содержание фосфатов снижалось в 3—4 раза и составляло 0,63 мкг-ат P/л. В центре залива (ст. 6) отношение $\text{N} : \text{P}$ было минимальным (около 4).

Литературные данные позволяют наметить тенденции в оптимальности отношений N:P для крупных таксонов водорослей. Как известно, при высоких значениях $\text{N} : \text{P}$ (до 25) до-

минирует водоросль *Skeletonema costatum* [цит. по 12]. Ими показано, что при переходе от низкого отношения азота к фосфору к высокому меняется доминирующий вид сообществ. Для зеленых водорослей оптимальными являются отношения N : P больше 20—25, что характерно для ст. 1, 2, 9. Синезеленые, как правило, занимают доминирующее положение в сообществе при отношениях N : P = 5—10, что характерно для ст. 4, 10. Причем при больших значениях N : P доминируют мелкие виды водорослей, и наоборот. Пик зеленых приходится на отношение N : P равное 20 (ст. 1, 2). Синезеленые имеют монотонную тенденцию к снижению среднего объема клеток по мере роста отношения N : P.

Высокие отношения N : P (более 20) в основном благоприятны для зеленых водорослей, в частности для представителей массового рода *Scenedesmus*. В то же время для многих видов диатомей характерны оптимальные отношения в диапазоне 7—12, а для синезеленых — в пределах от 4 до 10, за исключением ряда таксонов, например родов *Anacystis* и *Synechococcus*, обладающих высокими стимулирующими отношениями N : P. По данным О.И. Крыловой в Вислинском заливе отмечалось два максимума: весенний и летний и два минимума между ними [2]. В период максимумом 70% sestона составляли синезеленые водоросли. В северо-восточной части залива в июле и сентябре преобладали процессы распада органического вещества и вся толща вод представляла собой трофический слой. В периоды минимумов первичной продукции разрушалось от 40 до 70% sestона при средней оборачиваемости — трое суток.

Заключение

1. Увеличение притока ранее образованных форм азота и фосфора в 1994 г. по сравнению с 1995 г. соответственно в 1,7 и 8,4 раза привело к росту уровня первичной продукции в 3,9 раза.

2. Рост величин азота и фосфора окислительного происхождения согласуется с ростом величин первичной продукции в

пропорциях: при росте этих величин в 1,6 раза первичная продукция возрастала в 3,9 раз. Средняя температура воды в 1994 и 1995 гг. была практически равной (18,9 и 19,1 °С). Поэтому можно полагать, что интенсивность «оборачиваемости» органического вещества в существенной мере зависит от уровня обеспеченности первичных продуцентов биогенными элементами.

3. 1994 г. характеризовался более высокими средними скоростями ветра по сравнению с 1995 г. соответственно 6,5 и 4,8 м/с с преобладанием западного переноса. При этом и вода была более соленой (4,89 ‰) и более теплой (15,38 °С) в июне-июле по сравнению с этими же месяцами в 1995 г. (4,16 ‰ и 13,34 °С).

4. Причиной эвтрофикации вод Вислинского залива является повышенное поступление в него с пресным стоком так называемых «дообразованных» форм азота и фосфора, приводящее к массовому развитию водорослей, главным образом синезеленых.

5. Процессы эвтрофикации залива можно представить в виде следующего цикла: → поступление дополнительного количества ранее образованных фосфатов и азота с речным стоком → увеличение первичного продуцирования → осаждение свежего детрита → усиление деструкции органического вещества → увеличение скорости обмена биогенов на границе «вода — дно» → увеличение скорости «оборачиваемости» биогенов.

Таким образом, ускорение круговорота биогенных элементов в эвтрофном Вислинском заливе самым непосредственным образом связано с повышенной первичной продукцией. К примеру, в июне — июле 1994 г. средняя величина первичной продукции составляла 3350 мгС/м² день (соответственно 1902 и 4798 мгС/м² день) и в эти же месяцы 1995 г. 860,3 мгС/м² день (971,1 и 749,5 мгС/м² день), измеренная на ст. 6.

Таким образом, вышеперечисленные заключения позволяют прийти к следующим выводам.

1. Причиной эвтрофикации вод Вислинского залива является повышенное поступление в него с пресным стоком так называемых «дообразованных» форм фосфора и азота, приводящее к массовому развитию водорослей, главным образом синезеленых.

2. Принимая во внимание, что величины энергии химических связей углерода с фосфором и азотом значительно выше по сравнению с другими химическими элементами, а средняя энергия химических связей этих элементов в органическом веществе на 86 ккал/моль больше, чем в неорганическом, логично утверждать: для водного биоценоза энергетически выгоднее не накапливать избыток поступления фосфора и азота в форме неорганических осадков, а создавать избыточное количество органического вещества на первом продукционном уровне

Другими словами, при избытке поступления биогенных элементов, в основном фосфора и азота, процесс эвтрофикации предопределен, что и наблюдается в Вислинском заливе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Баушиц И.М., Беляева М.П.* Гидрологический режим Вислинского залива. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 145 с.
2. *Крылова О.И.* Оценка величины первичной продукции Куршского и Вислинского заливов // Основы биопродуктивности внутренних водоемов Прибалтики. Вильнюс, 1975. С. 137—140.
3. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. М.: Наука, 1984. 160 с.
4. *Методы гидрохимических исследований.* М.: Наука, 1978. С. 213—216.
5. *Раймонт Дж.* Планктон и продуктивность океана. Т. 1: Фитопланктон. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. 568 с.
6. *Сафьянов Г.А.* Эстуарии. М.: Мысль, 1987. 135 с.
7. *Современные методы гидрохимических исследований океана.* М., 1992. С. 129—134.
8. *Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р.* Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 278 с.
9. *Хорн Р.* Морская химия (структура воды и химия гидросферы). М.: Мир, 1972. 277 с.
10. *Йоргенсен С.Э.* Управление озерными системами. М.: Агропром, 1985. 160 с.
11. *Парсонс Т.Р., Такахаши М., Харгрейв Б.* Биологическая океанография. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1982. 432 с.

12. Шилькрот Г.С. Евтрофирование как ускоритель круговорота органического вещества и биогенных элементов в водоемах // Изв. АН. Сер. географическая, 2001. №5. С. 51—58.

13. Morphy J., Riley J.P. Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters // *Analit. chem. acta.* 1963. V. 27. № 1. P. 25—30.

14. Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.W. The influence of organisms on the composition of sea water // *The Sea.* New-York, 1963. V. 2.

Приложение

СХЕМЫ РАСЧЕТОВ ФОРМ АЗОТА (А) И ФОСФОРА (Б) В ВОДОЕМЕ

Схема А

1. АЗОТ НИТРАТОВ, НИТРИТОВ И АММОНИЯ: $N_{\text{НЕОРГ.}}$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ.
2. АЗОТ ВАЛОВЫЙ: $N_{\text{ВАЛ.}}$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ ПОСЛЕ ОКИСЛЕНИЯ ПРОБЫ ВОДЫ.
3. АЗОТ ОРГАНИЧЕСКИЙ ОБЩИЙ: $N_{\text{ОРГ. ОБЩ.}} = N_{\text{ВАЛ.}} - N_{\text{НЕОРГ.}}$
4. АЗОТ ОКИСЛИТЕЛЬНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ: $N_{\text{ОКИС.}} = 5,179 \cdot \Delta O_2$, где ΔO_2 — разность между табличным и наблюдаемым содержанием кислорода в мл/л.
5. АЗОТ «ДООБРАЗОВАННЫЙ»: $N_{\text{Д.}} = N_{\text{МИН.}} - N_{\text{ОКИС.}}$
6. АЗОТ ОРГАНИЧЕСКИЙ РАСТВОРЕННЫЙ: $N_{\text{ОРГ. РАСТ.}}$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ ПРОБЫ ВОДЫ ПОСЛЕ ФИЛЬТРАЦИИ И ОКИСЛЕНИЯ.
7. АЗОТ ОРГАНИЧЕСКИЙ ВЗВЕШЕННЫЙ: $N_{\text{ОРГ. ВЗВ.}} = N_{\text{ВАЛ.}} - N_{\text{ОРГ. РАСТ.}}$

Схема Б

1. ФОСФОР НЕОРГАНИЧЕСКИЙ: $P\text{-}PO_4$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ.
2. ФОСФОР ВАЛОВЫЙ: $P_{\text{ВАЛ.}}$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ ПОСЛЕ ОКИСЛЕНИЯ ПРОБЫ ВОДЫ.
3. ФОСФОР ОРГАНИЧЕСКИЙ ОБЩИЙ: $P_{\text{ОРГ. ОБЩ.}} = P_{\text{ВАЛ.}} - P\text{-}PO_4$
4. ФОСФОР ОРГАНИЧЕСКИЙ РАСТВОРЕННЫЙ: $P_{\text{ОРГ. РАСТ.}}$ — ПРЯМОЙ АНАЛИЗ ПОСЛЕ ФИЛЬТРАЦИИ И ОКИСЛЕНИЯ ПРОБЫ ВОДЫ.
5. ФОСФОР ОРГАНИЧЕСКИЙ ВЗВЕШЕННЫЙ: $P_{\text{ОРГ. ВЗВ.}} = P_{\text{ВАЛ.}} - P_{\text{ОРГ. РАСТ.}}$
6. ФОСФОР ОКИСЛИТЕЛЬНОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ: $P_{\text{ОКИС.}} = 0,321 \cdot \Delta O_2$, где ΔO_2 — РАЗНОСТЬ МЕЖДУ ТАБЛИЧНЫМ И НАБЛЮДЕННЫМ СОДЕРЖАНИЕМ КИСЛОРОДА В МЛ/Л.
7. ФОСФОР «ДООБРАЗОВАННЫЙ»: $P_{\text{Д.}}$ ФОСФОР, ПОСТУПИВШИЙ В ВОДОЕМ В НЕОРГАНИЧЕСКОЙ ФОРМЕ — $P_{\text{Д.}} = PO_4 - P_{\text{ОКИС.}}$

С.В. Александров, О.А. Дмитриева

**ВОЗДЕЙСТВИЕ «ЦВЕТЕНИЯ» ФИТОПЛАНКТОНА
НА ПРИБРЕЖНУЮ ЧАСТЬ КУРШСКОГО ЗАЛИВА
БАЛТИЙСКОГО МОРЯ**

Куршский залив представляет собой полузакрытую пресноводную лагуну. Залив и его водосборная площадь расположены в густонаселенном районе с интенсивно развитой промышленностью и сельским хозяйством. Полученные в 2001—2003 гг. величины первичной продукции планктона, содержания хлорофилла *a*, биомассы фитопланктона, концентрации в воде общего фосфора и азота позволяют, основываясь на трофических классификациях, оценить Куршский залив как гиперэвтрофный водоем [1]. Эвтрофирование залива отражается на всех трофических уровнях, и прежде всего на низших (бактерио-, фито-, зоопланктон). В сочетании с пресноводностью, слабой проточностью и избытком биогенных элементов сильный летний прогрев воды создает условия для «гиперцветения» Куршского залива синезелеными водорослями. Характерно, что 6 из 9 «гиперцветений» синезеленых водорослей (биомасса выше 100 г/м^3) наблюдались в последние 10 лет [1; 3]. Доминирует потенциально-токсичный вид *Aphanizomenon flos-aquae* L. (Ralfs), биомасса которого быстро увеличивается до 1000 раз, когда температура воды достигает 20°C . «Цветение» обычно продолжается до конца октября. В годы с длительным интенсивным прогревом воды, каким был 2002 г., биомасса фитопланктона на протяжении нескольких месяцев (июль-октябрь) может быть на уровне $76\text{—}639 \text{ г/м}^3$ (в среднем по российской части залива), при котором наступает биологическое загрязнение водоема, сопровождающееся при нагонных явлениях гибелью гидробионтов.

В настоящее время комплексные экологические исследования Куршского залива выполняются в основном в открытой части. Прибрежные зоны, играющие важнейшую роль в функционировании экосистемы залива, в частности в воспроизвод-

стве рыб, изучены значительно слабее. Целью данной работы было изучение воздействия «цветения» и скопления синезеленых водорослей на прибрежную часть Куршского залива.

Изменение гидробиологических и гидрохимических параметров в прибрежной зоне изучалось в летний период 2002 г. и в апреле-октябре 2003 г. на научно-исследовательской базе АтлантНИРО (Куршская коса, район пос. Лесное). Исследования проводились на шести станциях: три располагались в разных по степени открытости бухтах, образованных зарослями камыша, и три — в открытой части залива (в 10, 100 и 500 м от зарослей камыша). Ежедневно (в период цветения ежедневно) определяли содержание растворенного кислорода, хлорофилла, биогенных элементов, прозрачность, рН, температуру и отбирались пробы фитопланктона. Периодически измеряли первичную продукцию и деструкцию планктона. Для получения фоновых характеристик состояния экосистемы Куршского залива были использованы данные гидробиологического и гидрохимического исследования открытой части залива, выполнявшегося на протяжении всего безледного периода с периодичностью 1—2 раза в месяц.

Результаты исследований прибрежной части Куршского залива и фоновых съемок открытой части водоема показали, что в июле-августе в период «цветения» в прибрежной зоне может наблюдаться мощное скопление фитопланктона, дефицит O_2 и замор рыб. В частности, в 2002 г. установившиеся с 28 июля постоянные ветра восточного направления (скорость ветра 4—5 м/с) привели к нагону фитопланктона из открытой части к западному берегу залива, в том числе в район исследования у пос. Лесное. Процессы, происходившие в прибрежной зоне залива в тот период, представлены на рис. 1, 2.

Вначале (30 июля 2002 г.), при относительно небольшом количестве фитопланктона, в прибрежной зоне залива была отмечена очень высокая продукция и дневное пересыщение воды O_2 (140%). Однако в образованных зарослями макрофитов бухтах, где происходила аккумуляция и разложение синезеленых водорослей, деструкция значительно превышала продукцию. Здесь

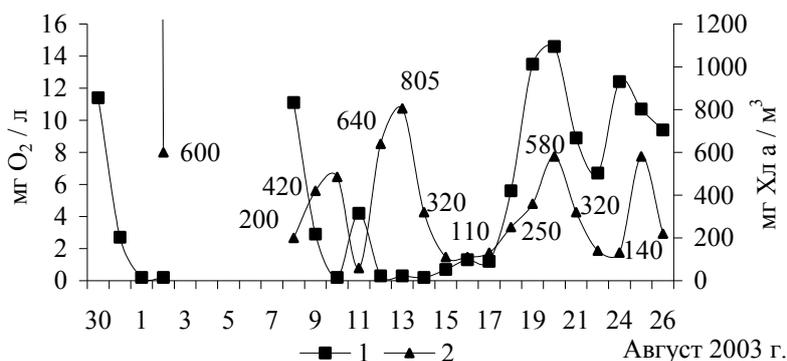


Рис. 1. Содержание кислорода (1) и хлорофилла *a* (2) в прибрежной зоне Куршского залива в период «цветения» воды

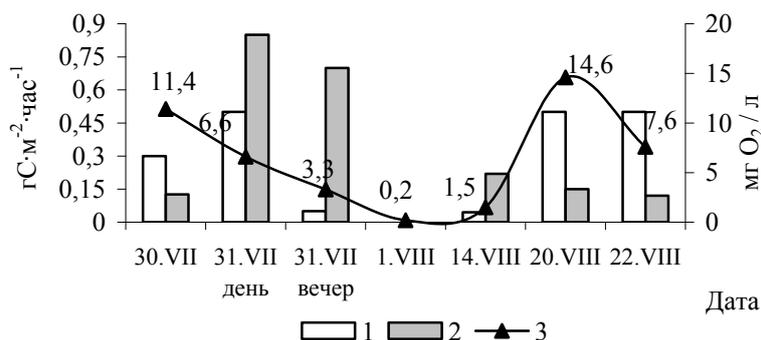


Рис. 2. Валовая первичная продукция (1), деструкция (2) планктона и содержание кислорода (3) в столбе воды в прибрежной зоне

произошло быстрое уменьшение содержания O₂ и замор рыб вечером. До этого дня здесь отмечалось высокое содержание O₂, и замор рыб не наблюдался. Особенно сильно пострадала небольшая (100 x 60 м) бухта, почти полностью отгороженная от залива зарослями камыша. Была зафиксирована гибель с явными признаками асфиксии нескольких сотен рыб (размером до 20—30 см). Содержание O₂ в этот момент было 0,4 мг/л (5%).

На следующий день в прибрежной зоне залива (500 м от берега) за счет продолжающегося нагона фитопланктона была отмечена еще более высокая продукция (рис. 2). Однако при скоплении синезеленых водорослей происходит усиленное выделение метаболитов, что ведет к их аутоксикации и разрушению. В воде резко возрастают процессы разложения, идущие с поглощением O_2 , в столбе воды деструкция органического вещества стала превышать продукцию, а к вечеру деструкция многократно превышала продукцию, и содержание O_2 резко снизилось, практически до нуля. Вечером и ночью происходил массовый уход крупной рыбы (лещ, судак) из прибрежной зоны в открытую часть залива. Значительное количество рыбы (в основном молоди), которая не успела уйти из зоны замора, было выброшено на берег.

Утром 1 августа при продолжающемся нагоне водорослей в прибрежной зоне (500 м от пояса камыша) было отмечено аномально высокое содержание хлорофилла *a* — 22500 мг/м³ (при величине 100 мг/м³ водоем считается гиперэвтрофным). Вся толща воды (глубина 2,0 м) представляла насыщенную взвесь полуразложившихся трихомов *Aph. flos-aquae*, прозрачность воды была всего 3—4 см, а концентрация O_2 около нуля.

Чрезвычайно высокая концентрация фитопланктона в прибрежной зоне сохранялась недолго, водоросли сгонялись ветром. Отсутствие O_2 в прибрежной зоне (500 м от берега) отмечалось длительный период (до 8 суток) (рис. 1).

Ветровой нагон водорослей особенно опасен для гидробионтов, обитающих на участках, покрытых зарослями макрофитов, и в небольших бухтах. Здесь происходило накопление фитопланктона, и биомасса водорослей в зависимости от интенсивности их поступления из залива, колебалась от 1 до 400 кг сырой массы/м³, а содержание O_2 длительный период (месяц и более) оставалось на уровне, близком к нулю, и наблюдались условия, невозможные для жизни гидробионтов. Вызывающие «цветение» Куршского залива водоросли *Aph. flos-aquae* и *Microcystis aeruginosa* Kutz. emend. Elenk., за счет которых формировались нагонные массы, относятся к потенциально-токсич-

ным видам, продуцирующим биологически активные вещества, опасные для теплокровных животных и человека. При непосредственном контакте с этими водорослями, употреблении воды или рыбы, питающейся токсическими видами, у людей и животных может наблюдаться аллергия, желудочно-кишечные и другие заболевания [2]. Даже при отсутствии непосредственного контакта продукты разложения могут вызывать тошноту, головные боли у живущих на побережье людей, что наблюдалось в августе 2002 г. на Куршской косе.

Съемка всей акватории залива, выполненная 14 августа, когда в прибрежной части залива содержание O_2 было всего 0,2 мг/л, позволила оценить масштабы этого явления. В открытой части залива интенсивно шли процессы фотосинтеза, продукция превышала деструкцию, а насыщение воды O_2 кислородом было больше 100%. Лишь в изучаемом районе, вблизи п. Лесное, на расстоянии 1,5 км от берега, было отмечено очень низкое содержание O_2 (0,8 мг/л). Процессы деструкции здесь значительно превосходили продукцию. Эта съемка показала, что наблюдаемые в прибрежной зоне отсутствие O_2 и замора рыб носили достаточно локальный характер и были обусловлены соединением двух факторов: массовым развитием синезеленых водорослей и почти постоянным на протяжении всего августа ветром восточного направления, за счет чего у западного берега происходило формирование скоплений фитопланктона.

Во второй половине августа 2002 г. в прибрежной зоне вновь активизировался процесс фотосинтеза. Продукция органического вещества значительно превышала деструкцию (рис. 1, 2). Содержание O_2 в дневное время быстро увеличилось до 100% насыщения и выше. Фоновая съемка всего залива, выполненная 20 августа, показала очень высокие величины продукции и O_2 (до 200% и выше) во всем заливе. Таким образом потребовался трехнедельный срок, чтобы преодолеть последствия мощного нагона синезеленых водорослей и восстановить в прибрежной части Куршского залива структуру и биомассу сообщества фитопланктона и нормализовать ряд гидрохимических показателей (O_2 , pH), сходно с открытой частью залива. Для преодоления последствий

аккумуляции и разложения синезеленых водорослей в небольших бухтах, отделенных от залива зарослями макрофитов, потребовалось несколько месяцев.

Для побережья Куршской косы явления скопления фитопланктона и замора рыб не характерны, так как на акватории залива в течение года обычно доминируют западные ветра. В частности, это наблюдалось на протяжении всего 2003 г. Формирующиеся ветровые течения, которые преобладают по силе и продолжительности в южной части залива, обуславливали в 2003 г. «отгон» синезеленых водорослей от западного берега и их скопление вдоль восточного, малообжитого берега залива. Вдоль западного берега залива, в том числе в исследуемом районе, на протяжении всего 2003 г. отмечались благоприятные для гидробионтов условия. Наблюдалось высокое содержание O_2 с насыщением воды 90—120%, высокая прозрачность воды, низкое БПК₅, (рис. 3). В планктоне в большом количестве присутствовали интенсивно потребляемые зоопланктоном диатомовые водоросли при низкой биомассе синезеленых водорослей.

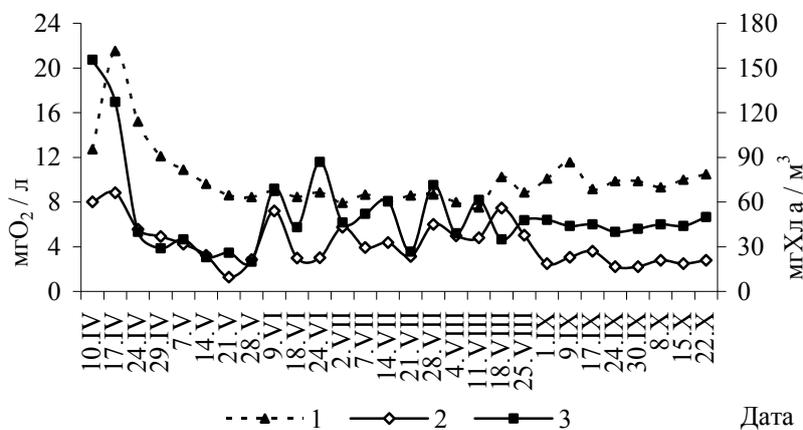


Рис. 3. Содержание кислорода (1), величина БПК₅ (2) и хлорофилла *a* (3) в прибрежной зоне Куршского залива в 2003 г.

Таким образом, исследования прибрежной части Куршского залива и фоновые съемки открытой части водоема показали, что в июле-августе в период «цветения» в прибрежной зоне может наблюдаться мощное скопление фитопланктона, дефицит O_2 (вплоть до полного отсутствия) и замор рыб. Данные явления носят локальный характер, и их формирование определяется направлением и скоростью ветра в период летнего массового развития синезеленых водорослей на акватории залива. Особенно неблагоприятны годы, когда в июле-августе отмечаются устойчивые ветра восточного направления, которые приводят к нагону синезеленых водорослей к западному, наиболее обжитому и используемому для рекреационных целей берегу (в район национального парка «Куршская коса» и г. Зеленоградска).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Александров С.В.* Первичная продукция планктона в Вислинском и Куршском заливах Балтийского моря и ее связь с рыбопродуктивностью: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб.: ЗИН РАН, 2003. 24 с.
2. *Маляревская А.Я.* Обмен веществ у рыб в условиях антропогенного евтрофирования водоемов. Киев: Наукова думка, 1979. 256 с.
3. *Olenina I.* Long-term changes in the Kursu Maros lagoon: Eutrophication and phytoplankton response // *Ecologija*. 1998. № 1. P. 56—65.

О.В. Басс

ВЛИЯНИЕ ОГРАДИТЕЛЬНЫХ СООРУЖЕНИЙ ПОРТА БАЛТИЙСК НА БЕРЕГОВУЮ ЗОНУ БАЛТИЙСКОГО МОРЯ

Существующий в настоящее время у г. Балтийска пролив является последним из шести известных в историческое время, через которые осуществлялся водообмен между Балтий-

ским морем и Вислинским заливом [3]. Впервые он образовался в 1376 году, но был искусственно перекрыт (засыпан) для защиты Вислинской косы от размыва и обеспечения судоходства по Лохштедскому проливу. Эти попытки не дали желаемого результата. В 1479 году, вследствие сильного шторма, пролив образовался вновь, а в 1510 году его впервые искусственно углубили [7].

Природные условия в районе Балтийского пролива. До образования пролива морской берег представлял собой плавную дугу Самбийского полуострова, дальнейшим продолжением которой стала Вислинская коса.

Водообмен между акваториями залива и моря через Пиллауский (Балтийский) пролив резко изменил условия перемещения прибрежно-морских наносов в этом районе. В проливе основным действующим фактором был режим входных и выходных течений под воздействием ветров и волнений различных направлений, при участии речного стока пресных вод с суши в акваторию Вислинского залива. Учитывая взаимное расположение водных акваторий, экспозицию береговых линий, при ветровом или штормовом воздействии на разных концах пролива образовывались разнонаправленные колебания уровня, который определял направление течений в проливе.

Режим входных и выходных течений резко изменил режим вдольберегового перемещения наносов в районе пролива и прилегающих акваторий. В результате перехвата части прибрежно-морских наносов при входных течениях в районе северного берега пролива (южная оконечность Пиллауского полуострова) стало образовываться надводное аккумулятивное тело из морских песков. Мощная аккумуляция в данном районе вызвала прирост значительных площадей суши. И как результат перехвата и аккумуляции наносов на северном берегу пролива на южном берегу активизировался процесс размыва морского берега в районе северной оконечности Вислинской косы. Режим выходных течений не компенсировал потерю прибрежно-морских наносов, но инициировал периодическое возникновение песчаных банок со стороны моря на входе в пролив [7].

История сооружения молов порта Балтийск (Пиллау).

По имеющимся данным, пролив был достаточно широким и мелководным. Для обеспечения необходимых для судоходства глубин в проливе начиная с первой половины XVI века начали проводиться дноуглубительные и берегоукрепительные работы. Учитывая благоприятное влияние выходных течений на увеличение глубин в проливе (так называемый промывной режим), принимались меры к его сужению для повышения их скоростей. При этом берега пролива укреплялись [6].

С целью защиты пролива от заносимости песком и для улучшения условий судоходства были предприняты попытки строительства молов из каменных глыб (южного в 1767—1768 гг. и северного в 1840 г.). В результате глубины в проливе увеличилась с 3 до 7 м. Молы были выдвинуты в море до глубин 5,0—5,5 м и не перекрывали зону массового перемещения прибрежно-морских наносов. Из-за отсутствия какого-то ни было крепления между каменными глыбами, эти примитивные молы просуществовали недолго. С 1871 года началось строительство нового северного мола, которое было закончено к 1883 году. После чего был построен южный мол (1883—1887 гг.). В конструкции новых молов был учтен негативный опыт предыдущего строительства. Молы были сооружены из бетонных блоков и каменных глыб, скрепленных цементом. Оконечности молов были доведены до глубины 10 м [4; 7].

Конструктивные решения. Ориентировка молов по направлению на северо-запад от берега и под углом (95—100°) к генеральному направлению береговой линии создавала наиболее благоприятные условия для режима выходных течений в проливе, обеспечивая их преобладание по повторяемости, что препятствовало заносимости фарватера Балтийского пролива прибрежно-морскими наносами. Для усиления скоростей выходных течений 175 м морской оконечности северного мола повернуты внутрь канала на 20°, что сократило ширину входных ворот более чем на 100 м относительно ширины Балтийского пролива. Принятое проектное решение является аналогом сопла или дюзы, применяемым к устройствам в гидро- и

аэродинамике и предназначенным для резкого увеличения скорости истечения жидкостей или газов. Эти все приемы вызвали размыв дна за входными молами более чем на 18 м. Морфологически эта зона размыва выглядит как котловина или ложбина размыва с максимальными глубинами более 28 м относительно уровня моря.

Заносимость морского канала. Результаты многолетних исследований (1972—2003 гг.) свидетельствуют о постоянном существовании ложбины (котловины) размыва. По данным подробных промеров, ее объем достигает 1,2 млн м³. Существенной особенностью этой формы подводного рельефа является то, что площадь и объем котловины размыва изменяется во времени в значительных пределах, а максимальная глубина остается практически неизменной.

В результате порт Балтийск не испытывал заносимости песчаными наносами за исключением периода с 1966 по 1978 год, когда в Морском канале производилось ремонтное черпанье для поддержания гарантированных глубин в объеме 66—140 тыс. м³/год (по данным Морской администрации порта). По времени это совпадает с периодом максимального сброса грунтов в море из горных выработок Янтарного комбината, техногенного фактора, о степени воздействии которого на береговую зону немецкие гидротехники не могли предполагать.

В остальном принятые проектные решения являют собой поразительный пример учета и использования природных условий и факторов для обеспечения главной функции ограждающих сооружений — предотвращения отсутствия заносимости порта Балтийск:

— ориентировка молов под острым углом относительно береговой линии позволяет максимально усилить скорости, а значит, и размывающее действие выходных течений. Именно в этом направлении был ориентирован Пиллауский пролив в естественном состоянии [7];

— котловина размыва, эта искусственная техногенная отрицательная форма рельефа является основой защиты пролива от заносимости. Наносы, огибающие молы, под действием ветров и

волнений северного, северо-западного и западного направлений с увеличением глубины оседают на бортах котловины размыва, так как с увеличением глубины наносодвижущая сила морских волнений (на глубинах свыше 15—20 м в условиях Балтийского моря) прекращается. Входные течения при пересечении створа входных ворот порта лишаются наносов;

— объем котловины размыва заведомо больше максимального объема вдольберегового перемещения прибрежно-морских наносов в районе оградительных сооружений (молов) в результате воздействия сильных штормов или серии штормов указанных выше направлений;

— чем дальше и интенсивнее происходит поступление водных масс с входными течениями через Балтийский пролив в акваторию Вислинского залива, тем создается большая разница в уровнях водных поверхностей залива и моря после прекращения действия ветра, что дополнительно ведет к увеличению скорости выходных течений;

— при ветрах северо-восточного, восточного и южного направлений генерируются выходные течения в проливе. Выходные течения по повторяемости (55% выходных, 38% входные, 7% без течений) и скорости превосходят входные (максимальная измеренная скорость выходного течения составляла 250 см/с) [1];

— выходные течения, минуя входные ворота порта, дополнительно усиливаются из-за изгиба северного мола, размывают ранее отложившиеся наносы по бортам котловины размыва и выносят их за ее пределы. При перемене направления ветра цикл повторяется.

Таким образом обеспечивается так называемый промывной режим Балтийского пролива, обуславливающий отсутствие заносимости Балтийского пролива.

Оценка воздействия молв на состояние морских берегов. После окончания строительства в 1840 году молы были доведены до глубин 5,5 м и не перекрывали зону массового перемещения прибрежно-морских наносов. Началась мощная

аккумуляция песчаных наносов севернее молв. Если до сооружения молв береговая линия находилась в непосредственной близости от рavelинов и люнетов крепости Пиллау, то в результате заполнения входящего угла у северного мола море отступило более чем на 250 м и вдоль берега севернее молв началось дюнообразование.

Размыв морского берега северной оконечности Вислинской косы также прекратился, и началась аккумуляция наносов, которая привела к приросту суши более чем в 180-метровой полосе и началось дюнообразование. Эти старые дюны и в настоящее время заметны в рельефе у западной границы построек пос. Коса. Примечательно, что форт «Западный» находится на этих возвращенных морем землях [5; 6].

Существующие молы постройки 1883—1887 годов и реконструированные в 1925 году выдвинуты в море до глубины 10,0 м. Они являются существенной преградой для вдольберегового перемещения прибрежно-морских наносов. В результате взаимодействия с природными процессами береговой зоны эти гидротехнические сооружения вызвали интенсивную аккумуляцию наносов по схеме заполнения «входящего угла» севернее порта (с момента завершения строительства молв прирост суши у их корневой части составил более 400 м). Южнее молв наблюдается низовой размыв, для борьбы с которым одновременно с сооружением молв была запроектирована и построена мощная система берегозащитных и берегоукрепительных сооружений [5]. Эти сооружения, по крайней мере, до начала 70-х годов XX века прекрасно справлялись с поставленной перед ними задачей. В настоящее время они почти полностью разрушены, в результате чего активизировался размыв Вислинской (Балтийской) косы на протяжении 3 км южнее молв. Море разрушает потерны форта «Западный».

Воздействие молв на состояние прибрежно-морских вод. Суммарный объем стока вод из залива в море, осуществляющийся между Вислинским заливом и Балтийским морем через Морской канал порта Балтийск, на порядок превосходит

объем прихода пресных вод с суши в акваторию залива [2] (табл. 1).

Таблица 1

Водный баланс Вислинского залива

Составляющие баланса	Приход		Расход	
	км ³	%	км ³	%
Сток вод суши в залив	3,60	17,0	—	—
Атмосферные осадки	0,50	2,4	—	—
Приток морских вод через проливы	17,00	80,3	—	—
Подземный сток	0,07	0,3	—	—
Сток избытка вод в море	—	—	20,52	96,9
Испарение	—	—	0,65	3,1
<i>Всего</i>	21,17	100,0	21,17	100,0

Молю порта Балтийск, выдвинутые в море на расстояние 1000 м (южный) и 650 м (северный), пересекают большую часть береговой зоны. Тем самым обеспечивают сброс загрязненных и бедных кислородом вод залива за пределы береговой зоны, что крайне благоприятно сказывается на экологическом состоянии приурезовой части морской акватории.

Двадцать седьмого мая 2003 при слабом восточном ветре (2—3 м/с) было прослежено распространение струи распресненных вод из акватории Вислинского залива на протяжении 20 км в северо-западном направлении, от выходных молов порта до траверза мыса Обзорный, с максимальным удалением от береговой линии в море до 12 км.

Вблизи морского канала и непосредственно в него осуществляется сброс сточных вод из системы водоотведения г. Балтийска и пос. Коса (выпуски 1, 3, 6). Параметры выходных течений, определяемые в большей степени конфигурацией молов, способствуют удалению сточных вод за пределы прибрежных рекреационных зон и стимулируют смешение и разбавление стоков ниже нормативных показателей (ПДК) (табл. 2).

Таблица 2

**Расчет ИЗВ прибрежных морских вод
по гидрохимической съёмке 2000 г.**

№ района	Концентрация, мг/л	ЛПВ токсикологический				ЛПВ санитарно-токсикологический					
		Азот аммонийный	Азот нитритов	Нефте-продукты	O ₂ раство-ренный	ИЗВ	O ₂ раство-ренный	Азот нитратов	Фосфор фосфатов	БПК ИЗВ	
Приурезовая часть											
1	Средняя часть Вислинской косы	$\frac{0,1^*}{0,39^*}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,01}{0,05}$	$\frac{6^{**}}{9,4^{**}}$	0,3***	$\frac{6^{**}}{9,4^{**}}$	$\frac{7,0}{9,1}$	$\frac{0,016}{0,2}$	$\frac{1,2}{3}$	0,47
2	Южнее порта Балтийск	$\frac{0,07}{0,39}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,005}{0,05}$	$\frac{6}{9,5}$	0,28	$\frac{6}{9,5}$	$\frac{4,0}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{1,35}{3}$	0,38
3	Севернее порта Балтийск	$\frac{0,04}{0,39}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,05}{0,05}$	$\frac{6}{9,3}$	0,5	$\frac{6}{9,3}$	$\frac{3,7}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{2,2}{3}$	0,4
4	Самбийский п-ов, севернее г. Приморск	$\frac{0,5}{0,39}$	$\frac{0,19}{0,02}$	$\frac{0,02}{0,05}$	$\frac{6}{9,2}$	2,9	$\frac{6}{9,2}$	$\frac{1,3}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{1,6}{3}$	0,3
На удалении от берега на 1200—1600 м											
1	Средняя часть Вислинской косы	$\frac{0,09^*}{0,39^*}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,008}{0,05}$	$\frac{6^{**}}{9,7^{**}}$	0,3***	$\frac{6^{**}}{9,7^{**}}$	$\frac{7,2}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{1,6}{3}$	0,5
2	Южнее порта Балтийск	$\frac{0,15}{0,39}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,04}{0,05}$	$\frac{6}{6,7}$	0,59	$\frac{6}{6,7}$	$\frac{4,8}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{1,45}{3}$	0,4

Окончание табл. 2

№ района	Концентрация, мг/л	ЛПВ токсикологический				ЛПВ санитарно-токсикологический					
		Азот аммонийный	Азот нитритов	Нефтепродукты	О ₂ растворенный	ИЗВ	О ₂ растворенный	Азот нитратов	Фосфор фосфатов	БПК ИЗВ	
На удалении от берега на 1200—1600 м											
3	Севернее порта Балтыйск	$\frac{0,07}{0,39}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,02}{0,05}$	$\frac{6}{9,0}$	0,38	$\frac{6}{9,0}$	$\frac{4,3}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{2,35}{3}$	0,5
4	Самбийский п-ов, севернее г. Приморск	$\frac{0,08}{0,39}$	$\frac{0,005}{0,02}$	$\frac{0,006}{0,05}$	$\frac{6}{9,3}$	0,29	$\frac{6}{9,3}$	$\frac{4,5}{9,1}$	$\frac{0,01}{0,2}$	$\frac{1,9}{3}$	0,4

Примечание: * В числителе указана концентрация вещества (С), в знаменателе ПДК;

С / ПДК = (концентрация относительно ПДК).

** О₂ растворенный является исключением; в числителе — ПДК, а в знаменателе — концентрация.

*** Индекс загрязнения вод (ИЗВ) = $(\sum C_n / \sum ПДК_n)$.

При входных течениях, благодаря выдвинутым в море молам, в акваторию залива поступает богатая кислородом и относительно чистая вода не из приурезовой зоны моря, а с акватории, удаленной от берега на 650—1000 м (глубина моря более 10 м).

Таким образом, воздействие молв на режим водообмена между заливом и морем оказывает благоприятное и положительное влияние на экологическое состояние прибрежных акваторий Балтийского моря и Вислинского залива.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Гидрометеорологический режим Вислинского залива*. Л.: Гидрометиздат, 1971. 279 с.
2. *Гидрометеорологические условия шельфовой зоны морей СССР*. Т. 1: Балтийское море. Вып. 3: Куршский и Вислинский заливы. Л.: Гидрометеоздат, 1985. 73 с.
3. *Гостюхин А.Ф., Горюнова Л.В., Кузнецов А.Н., Нагимова Е.В.* Балтийск: прошлое и настоящее. Калининград: Янтар. сказ, 2000. С. 112.
4. *Давыденко Л.* Калининградский морской канал. Калининград: ООО «Калининградский печатный двор», 2001. С. 79.
5. *Arbomeit J, Bock P, Jentsch A.* Handbuch des deutschen Dünenbaues. Berlin, 1900. 435 s.
6. *Haberland K., Lomber W., Arendt A.* Pillau — einst und jetzt — 1725—1925. Pillau, 1925.
7. *Schlicht O.* Das west. Samland. Erster Band. Dresden, 1922. 292 s.

Т.А. Берникова, М.Н. Шибяева, В.А. Шкицкий

ИССЛЕДОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ОЗЕРА ВИШТЫНЕЦКОГО ЛЕТОМ 2003 г.

В июле 2003 г. коллективом кафедры ихтиологии и экологии КГТУ выполнена комплексная гидролого-гидробиологическая съемка озера Виштынецкого. Взято 10 стандартных прибрежных станций в местах возможного загрязнения и 2

стандартные глубоководные станции (рис. 1) в северной (ст. 1, глубина 34 м) и в южной котловинах (ст. 16а, глубина 38 м).

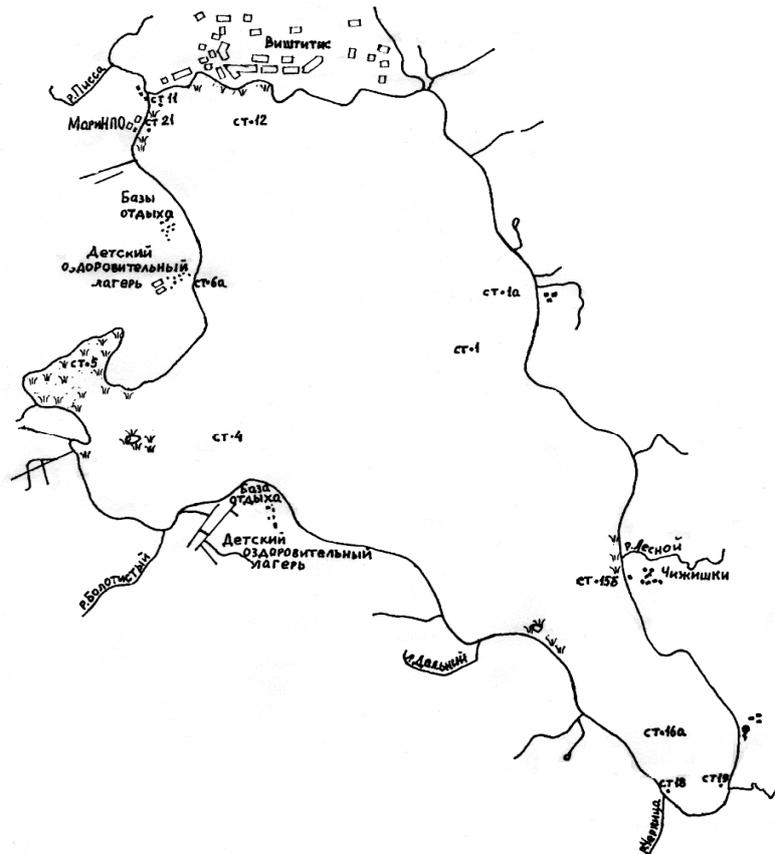


Рис. 1. Схема расположения станций на озере Виштынецком

Как и ранее [1—8], в июле 2003 г. в озере наблюдалась резко выраженная стратификация. Однако, в отличие от всех наших предыдущих наблюдений, не сформировался эпилим-

нион: слой скачка начинался сразу у поверхности (рис. 2). Нижняя граница слоя скачка в северной половине озера залегала на глубине 12—13 м (примерно на фоновом уровне), в южной опустилась до 19—20 м. Температура воды у нижней границы слоя скачка в северной половине составляла 14°C, в южной — около 9°C. Гиполимнион был более прогретым, чем в предыдущие годы, особенно в северной котловине. Температура воды на прибрежных станциях изменялась от 18,8°C на крайнем юго-юго-востоке (ст. 19) до 26,9°C у истока р. Писсы (ст. 11).

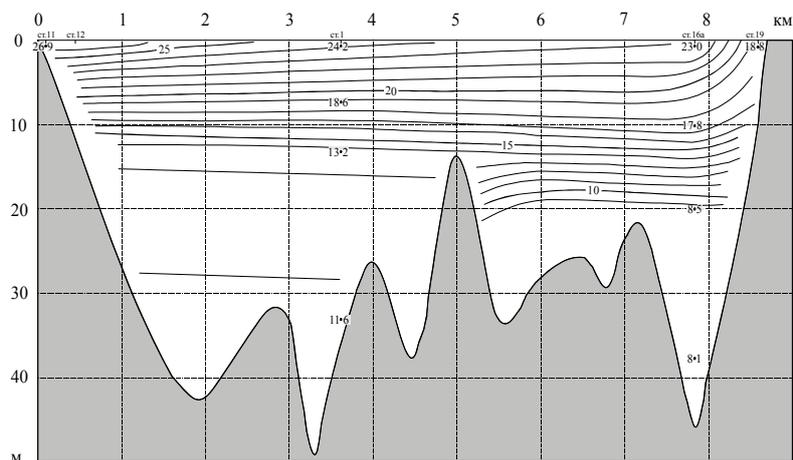


Рис. 2. Температура воды, °С
(продольный разрез оз. Виштынецкого), 30—31 июля 2003 года

Прозрачность воды, по сравнению со всеми нашими предыдущими наблюдениями, была аномально низкая (не более 1,9 м). Это можно объяснить большим скоплением планктона, который придавал воде собственные оттенки. Особенно ярко это проявилось в мелководной северо-северо-восточной части озера у пос. Виштитис (ст.12), где цвет воды был белесым, что означало проявление предельного влияния взвешенных частиц.

Дно озера вдоль берегов было покрыто густой водной растительностью, особенно в Утином заливе, сплошь заросшем телорезом; значительные площади там заняты тростником, рогозом узколиственным. Повсюду со дна залива поднимались пузырьки газа, что свидетельствует об активных процессах разложения органического вещества. Следует также добавить, что на западном побережье Утиног залива в последние годы поселились бакланы, наносящие большой вред прибрежной растительности.

Распределение растворенного кислорода (рис.3) во многом связано со стратификацией вод, а потому повторяло отмеченные при ее характеристике особенности. Максимум наблюдался у истока р. Писсы и на поверхности в Южной котловине (соответственно: 9,19 мг/л, 114% и 8,69 мг/л, 100%). Сразу же от поверхности происходило снижение концентрации кислорода. В полном соответствии с положением нижней границы слоя скачка дефицит кислорода в северной части озера начинался уже с 12—13, в южной — с 15—18 м. В то же время в глубоких слоях гипolimниона содержание растворенного кислорода в северной части было несколько более высоким, чем в южной. Например, на глубине 30 м насыщенность воды кислородом в северной котловине близка к 45%, в южной менее 40%. В мелководной северо-северо-восточной части (ст. 12) насыщение воды кислородом составило только 47%. При этом с глубиной содержание кислорода повышалось и в придонном слое (глубина станции 8,6 м) достигло 6,00 мг/л (64% от насыщения). Сниженное содержание кислорода (7,70 мг/л, 82% от насыщения) на крайнем юго-юго-востоке (ст. 19) связано, по-видимому, с действием родника на литовском берегу. Он приносит в озеро холодную, обедненную кислородом воду. На остальных прибрежных станциях кислородные условия были вполне благоприятными, местами наблюдалось даже перенасыщение. В целом кислородные условия в поверхностном слое в 2003 году были довольно близкими к фоновым [1—7].

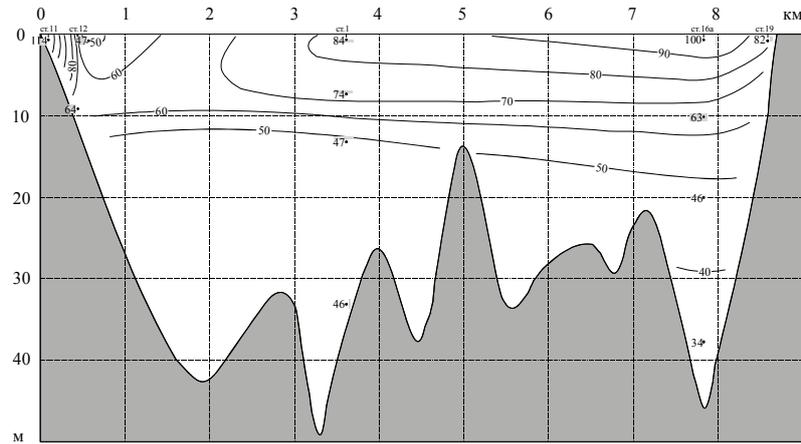


Рис. 3. Насыщенность воды кислородом, %
(продольный разрез оз. Виштынецкого), 30—31 июля 2003 г.

О количестве органических веществ дают представление такие показатели, как перманганатная окисляемость и ХПК. Величина перманганатной окисляемости (5,0—7,5 мгО/л) по классификации О. А. Алекина оценивается как средняя. С глубиной она в целом убывала. По площади озера величина перманганатной окисляемости менялась незначительно. Минимальные ее значения (5,65—5,83 мгО/л) отмечены у истока р. Писсы и у южного берега (ст.18), максимальные (7,10—7,50 мгО/л) — в центральной части озера (ст.1а) и в Утином заливе. До 6,83 мгО/л увеличен этот показатель и на поверхности южной котловины.

Величина ХПК и ее распределение подтверждают факт продолжающегося эвтрофирования озера. Высокие значения ХПК на поверхности озера (32,96—34,56 мгО/л) отмечены на юге (даже в Утином заливе значение ХПК (31,08 мгО/л) было более низким). Повышенное количество органических веществ обнаруживалось в этом районе и в предыдущие годы [6; 7]. Здесь на литовском берегу расположен кемпинг, сюда впадают две речки, одна из которых начинается на территории

Польши. В момент наших наблюдений в 2003 г. воды в ней не было, однако в предыдущие годы течение там существовало. Отрицательное влияние перечисленных источников загрязнения и неблагоприятное состояние этой части озера мы неоднократно отмечали и ранее [7; 8]. Еще одним не менее эвтрофированным районом является северо-северо-восточная часть озера. Здесь в придонном слое значение ХПК составило 62,72 мгО/л. Это может свидетельствовать о существовании застойной зоны, что подтверждается также отмеченным выше дефицитом кислорода и наличием черного ила на дне. С глубиной величина ХПК увеличивалась.

Содержание биогенных элементов в основном соответствовало характеру процессов их потребления и регенерации, а на некоторых станциях, по-видимому, и степени загрязнения. Аммонийного азота обнаружено довольно много, особенно в заросшем Утином заливе (0,100 мг/л) и в Южной котловине. Содержание аммонийного азота в поверхностном слое у берегов изменялось в пределах 0,034—0,038 мг/л. Концентрация нитратного азота вдоль побережья (0,036—0,038 мг/л) практически не менялась. Исключением были станции (15б и 1а) в центральном (0,048—0,054 мг/л) и северо-северо-восточном районах (0,022 мг/л). Фосфаты обнаружены в небольших количествах (0,002—0,003; в придонном слое центральной котловины — 0,005 мг/л). Исключением была южная котловина, где концентрация фосфатов составила 0,010 у поверхности и 0,055 мг/л в придонном слое.

В распределении зоопланктона по акватории определенной зависимости не наблюдалось. Общий уровень развития соответствовал мезотрофному статусу водоема и был повышенным, по сравнению с исследованиями семидесятых годов [4; 6]. Уровень развития зообентоса на всей акватории был катастрофически низким для этого периода. Не отмечено обычного видового разнообразия. Особенно это характерно для области литорали по российской и литовской стороне, примыкающей к пос. Виштитису.

В заключение необходимо подчеркнуть следующее.

Проведенные в 2003 г. наблюдения показали, что выявленная ранее неблагоприятная тенденция продолжается. Ухудшились практически все показатели, свидетельствующие об эвтрофировании водоема. В то же время нельзя не отметить значительно более высокий, чем в предыдущие годы, температурный фон, что наиболее показательно в гипolimнионе, особенно в северной котловине, а также не совсем обычное вертикальное распределение температуры и резко сниженную водность. Высокая температура не могла не ускорить ход всех естественных процессов в озере, включая фотосинтез, развитие планктона (свидетельство тому белесый цвет воды), разложение органических веществ, регенерацию биогенных элементов. Следовательно, некоторые отмеченные выше негативные показатели (в частности, концентрация растворенного кислорода) могли быть в значительной степени обусловлены высокой температурой и низкой водностью.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берникова Т. А. Гидрометеорологическая характеристика озера Виштынецкого // Вопросы географии: Сб. науч. тр. / Калинингр. ун-т; Калинингр. отд. Географического о-ва. Калининград, 1970. С. 104—111.
2. Берникова Т. А., Демидова А. Г. Температурные условия озера Виштынецкого в теплое время года: Записки КО ВГО // Изученность природных ресурсов Калинингр. области. Л., 1972. Вып. 1. С. 73—78.
3. Берникова Т. А., Демидова А. Г. Гидрологические условия и первичная продукция Виштынецкой группы озер Калининградской области // Системные географические исследования Калининградской области: Сб. науч. тр. / Калинингр. ун-т. Калининград, 1984. С. 106—112.
4. Биологические основы рационального рыбохозяйственного использования малых озер в климатических условиях Калининградской области: Отчет о НИР / Калинингр. техн. ин-т рыбн. пром-ти и хоз-ва (КТИРПХ); Рук. В.И. Скорняков; №ГР 76029502; инв. №Б 924011. Калининград, 1980. 194 с.

5. Орленок В.В., Баринова Г.М., Ульяшев Г.Л. Виштынецкое озеро: природа, история, экология. Калининград: Изд-во КГУ, 2001.

6. *Озеро Виштынецкое* / Н.К. Алексеев, А.Г. Демидова, Т.А. Берникова и др. — Калининград: Кн. изд-во, 1976. 47 с.

7. *Экологическое* изучение внутренних водоемов (озер и водохранилищ) Калининградской области: Отчет о НИР / Калинингр. техн. ин-т рыбн. пром-ти и хоз-ва (КТИРПХ); Рук. В.А. Шкицкий; №ГР 01910027713; инв №02910053924. Калининград, 1991. 190 с.

8. *Эколого-биологические* условия озера Виштынецкого в летний период 1997 года: Отчет о НИР / Калининградский государственный технический университет (КГТУ); Рук. В.А. Шкицкий. Калининград, 1998. 49 с.

О.А. Дмитриева

**ВИДОВОЙ СОСТАВ
И КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ
РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА РЕК ДЕЙМА
И ПРЕГОЛЯ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ**

Реки Дейма и Преголя — рыбохозяйственные водоемы высшей (особой) категории. Основной объем промышленно-бытовых и сточных вод поступает в р. Преголя в нижнем течении — промышленной зоне г. Калининграда. Осложнение гидрохимической обстановки на данном участке реки усугубляется вследствие сложных гидрологических условий, возникающих из-за перемены направления течения под воздействием ветров северо- и юго-западного направления [4]. Поэтому актуален вопрос исследования экологического состояния рек. Фитопланктон — необходимое звено в комплексном контроле качества вод. Видовой состав сообществ водорослей является самым существенным звеном в методах биоиндикации. На основе анализа состава сообществ и обилия водорослей можно дать интегральную оценку результатов всех природных и антропогенных процессов, протекавших в водном объекте. Все водоросли планктона участвуют в процессах самоочищения

воды, а также могут быть показателями степени загрязнения того или иного участка водоема. Целью настоящего исследования было изучение изменения видового состава и количественных характеристик развития планктонных водорослей рек Дейма и Преголя.

Реки Дейма и Преголя входят в систему водосбора Куршского и Вислинского заливов соответственно. У г. Гвардейска река Преголя разделяется на два рукава: Нижнюю Преголю, впадающую в Вислинский залив, и Дейму, впадающую в Куршский залив. Протяженность Преголи 127 км, площадь водосбора 13 600 км². Протяженность исследуемого участка Нижней Преголи — 49 км, Деймы — 37 км. Глубина рек (3—5 м), скорость течения уменьшается от 0,5 до 0,1 м/с в устье. Минерализация воды р. Преголя гидрокарбонатного класса, группы кальция. Сумма ионов летом составляет 497,6 мг/л [5]. Видовой состав фитопланктона, сезонная динамика его численности и биомассы исследовались ежемесячно с апреля по октябрь 2002 года на семи станциях: четырех в среднем и нижнем течении р. Преголи и трех вдоль всей р. Деймы. Наряду с отбором проб фитопланктона, биогенных элементов (нитраты фосфаты), определялись прозрачность и температура воды. Обработка 42 проб осадочного фитопланктона выполнялась в камере «Ножотта», объемом 0,01 мл по стандартной методике [2].

Всего за период исследования в реках было выявлено 265 видов и внутривидовых таксона водорослей фитопланктона из 8 систематических отделов. Наибольшим количеством видов был представлен отдел зеленых водорослей (132), в меньшей степени диатомовых (61) и синезеленых (30). Количественный состав остальных таксонов было малочисленным или представлен единичными видами: золотистых — 10, криптофитовых — 10, динофитовых — 10, эвгленовых — 9, желтозеленых — 3.

В р. Дейме было выявлено всего 182 вида водорослей фитопланктона. В весенние месяцы в составе сообществ доминировали виды диатомовых *Stephanodiscus hantzchii* Grun., *S. minutulis* (Kutz) Cleve et moller, *Nitzschia acicularis* (Kutz.)

W Sm., *Synedra ulna* (Nitzsch.) Ehr., *Synedra acus* (Kutz.), при этом от апреля к маю суммарная биомасса фитопланктона увеличивалась с 3 до 10 г/м³, доля диатомовых в суммарной биомассе фитопланктона составляла более 80% (рис. 1, а). Зеленые и криптофитовые в мае на отдельных станциях составляли до 10% суммарной биомассы фитопланктона. Из зеленых наиболее многочисленными были *Monoraphidium contortum* (Thur.) Kom.-Legn., *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., *Tetrastrum glabrum* (Roll) Ahistr. Et Tiff., а также жгутиковые, из криптофитовых *Chroomonas acuta* Uterm. К июлю средняя суммарная биомасса снижалась более чем в 5 раз (рис. 1, а). Криптофитовые при этом составляли уже более 70% от общей биомассы фитопланктона. В августе, с повышением температуры воды до 20°C, средняя суммарная биомасса фитопланктона увеличивалась в 5 раз за счет интенсивного развития в этот период на отдельных участках реки зеленых жгутиковых водорослей, рода *Chlamydomonas* (рис. 1, а). Биомасса представителей *Chlamydomonas monadina* Stein на станции в центре г. Гвардейска достигала 13,5 г/м³. От августа к сентябрю происходило снижение средней суммарной численности и биомассы в 4 раза, как и летом, в составе сообществ преобладали криптомонады, в сентябре их доля в общей биомассе составляла 25—54%. Доля диатомовых была невысокой: 5—15%. В сентябре развивались преимущественно *Stephanodiscus hantzchii* и *S. minutulis*. Наименьшие значения биомассы (0,1—0,4 г/м³) были отмечены при понижении температуры воды в октябре, при этом *Chroomonas acuta* оставался в числе доминантов.

В реке Преголе выявлено 216 видов водорослей фитопланктона. В весенние месяцы биомасса фитопланктона не превышала 3 г/м³. В этот период в составе сообществ фитопланктона, так же как и в р. Дейме, доминировали диатомовые водоросли — *Stephanodiscus hantzchii*, *Nitzschia aciculartis*, *Synedra ulna*, *Synedra acus*. Известно, что данные виды являются факультативными гетеротрофами и развиваются в среде, богатой органическими веществами и также характеризующиеся потребностью к высоким концентрациям фосфора [3]. Биомасса

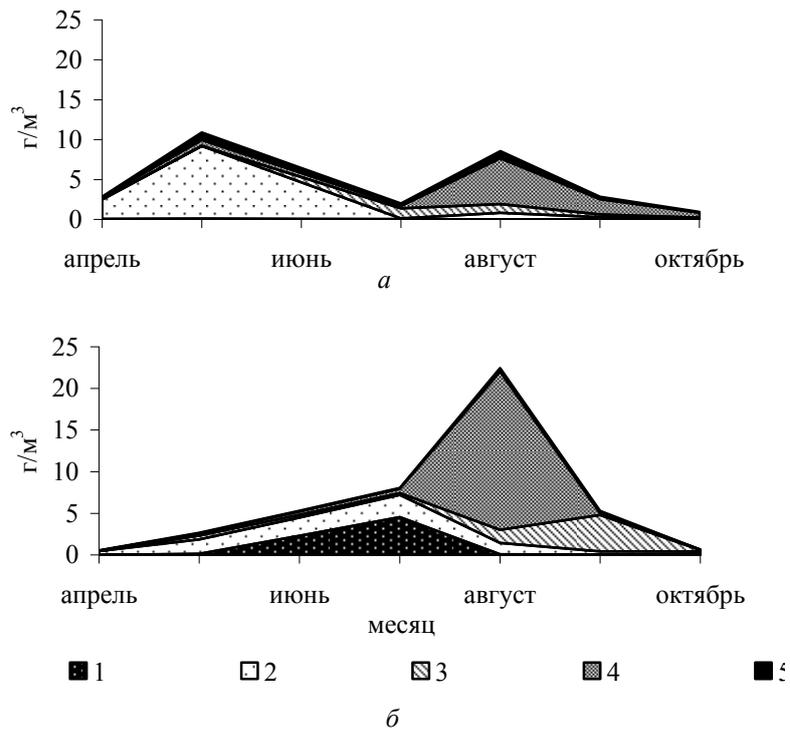


Рис. 1. Средняя суммарная биомасса основных систематических групп фитопланктона; а — р. Дейма; б — Преголя в 2002 году; 1 — Cyanophyta, 2 — Bacillariophyta, 3 — Cryptophyta, 4 — Chlorophyta, 5 — другие.

диатомовых водорослей в апреле — мае составляла 80 и 65% соответственно от общей биомассы фитопланктона. Вклад в суммарную биомассу зеленых водорослей в мае составлял 3—12%, из которых, как и в р. Дейме, наиболее многочисленными были *Monoraphidium contortum*, *Scenedesmus quadricauda*, *Tetrastrum glabrum*. В июле вследствие нагона вод Вислинского залива отмечалось повышение средней суммарной

биомассы фитопланктона в 3 раза (рис. 1, б), главным образом за счет представителей отдела синезеленых водорослей *Woronichnia compacta* (Lemm.) Komarek et Hindak., *Anabaena sp.*, массово вегетирующих в Вислинском заливе. На станции в городской черте были отмечены также *Merismopedia tenuissima* Lemmermann, *M. warmigiana* Lagerheim, *Lynbia cicumcreta* G.S. West, *Coelosphaerium minutissimum* Lemmermann, из-за мелких размеров клетки эти виды составляли незначительный процент суммарной биомассы фитопланктона. В августе в среднем течении р. Преголи, как и в р. Дейме, была зафиксирована вспышка развития зеленых водорослей, представителей жгутиковых рода *Chlamydomonas* — показателей органического загрязнения воды. Водоросли развивались более интенсивно, чем в р. Дейме, биомасса *Chlamydomonas monadina* на ст. выше г. Гвардейска и у Берлинского моста достигала 40—20 г/м³ соответственно. За счет этого средняя суммарная биомасса фитопланктона увеличивалась почти в 3 раза (рис. 1, б). Массовое развитие этого вида, возможно, было обусловлено значительным прогревом воды (до 24 °С), а также высоким содержанием в реке в этот период нитратного азота, в среднем 366 мкг N / л.

В осенние месяцы среди доминирующих видов в фитопланктоне были отмечены криптонады *Cryptomonas sp.* *Chroomas acuta*, обильно развивающихся в водоемах, богатых органическими веществами. В сентябре за счет развития криптофитовых водорослей биомасса фитопланктона на станциях р. Преголи была 2,3—10,9 г/м³. К октябрю, несмотря на понижение температуры воды и снижение суммарной численности и биомассы фитопланктона в 4 раза, криптонады составляли 17—30% суммарной биомассы. Преобладающей группой в составе сообществ фитопланктона в октябре были диатомовые *Stephanodiscus hantzchii* и *S. minutulis*. Их доля в суммарной биомассе фитопланктона составляла 33—70% (рис. 1, б).

Массовое развитие отдельных представителей альгофлоры в весенние и летние месяцы, возможно, обусловлено высоким содержанием биогенных элементов. В исследуемый период в

реках отмечено высокое содержание нитратов и фосфатов, содержание которых достигало 1000—1800 мкг N / л и 170—200 мкг P / л. В период массового развития водорослей, главным образом в весенние месяцы, содержание биогенных элементов значительно снижалось. В Преголи от апреля к маю 806—181 мкг N / л, в Дейме 758—96 мкг N / л соответственно. На участке р. Преголя в районе г. Калининграда было отмечено уменьшение прозрачности и содержания кислорода, увеличение содержания фосфатов, преобладание в фитопланктоне видов — индикаторов загрязнения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Воропаева О.Г.* Экологическая альгология. Ярославль: Изд-во Яросл. ун-та, 1988. 56 с.
2. *Методика* изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М.: Наука, 1975. 240 с.
3. *Петрова Н. А.* Сукцессия фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л.: Наука, 1990. 182 с.
4. *Состояние* окружающей природной среды Калининградской области в 2000 году. Калининград, 2001. 160 с.
5. *Труды* Государственного океанографического института. М., 1960. С. 141—145.

В.П. Бобыкина, В.Н. Добрынин

АНТРОПОГЕННЫЙ ФАКТОР МОРФОЛИТОДИНАМИКИ БЕРЕГОВОГО СКЛОНА АВАНДЮНЫ ВИСЛИНСКОЙ КОСЫ

Морской берег Вислинской косы, как и Куршской, состоит из двух основных неразрывно взаимосвязанных элементов — авандюны (защитного пляжевого дюнного вала) и примыкающего к его основанию пляжа [4].

При современном дефиците наносов на подводном береговом склоне морфология и динамика морского берега Вислинской косы в значительной мере зависят от вида и активности деятельности человека на побережье. Основные из них из-

вестны — сброс в море пульпы Янтарного комбината, питающей наносами пляжи к югу от него, и влияние выступающих далеко в море входных молов Калининградского морского канала [1; 2; 3; 6]. В данном случае антропогенный фактор определяет наличие дефицита или положительного баланса наносов в береговой зоне и, соответственно, размыв, нарастание или стабильность морского берега, в том числе и склона авандюны.

В то же время авандюна, и особенно ее морской склон, испытывают постоянное непосредственное воздействие человека, что связано с возрастающим рекреационным значением Вислинской косы. Ее доступность привлекает отдыхающих, численность которых возрастает из года в год. Многократно увеличившееся неорганизованное посещение косы усилило деструкцию самой уязвимой ее части — береговой авандюны, особенно морского склона. Наибольшая антропогенная нагрузка начинается с мая: натаптываются старые и стихийно прокладываются новые тропы при спуске с авандюны на пляж и обратно. При каждом спуске к пляжу и затем подъеме происходит довольно значительное смещение рыхлого песчаного материала вниз по склону и его аккумуляция в верхней части пляжа. Тропа постепенно врезается в тело авандюны, ее продольный профиль выполаживается. Полностью уничтожается растительный покров в данном месте.

Таким образом, антропогенный фактор можно рассматривать как еще один, обуславливающий современные береговые склоновые процессы. Чтобы выявить его роль, проводились работы по определению среднегодового объема поступления наносов со склона авандюны на пляж за счет смещения по тропам рыхлых песчаных отложений на Вислинской косе. Детально был обследован 5-километровый участок берега к югу от Калининградского морского канала (местоположение пос. Коса), несущий наибольшую рекреационную нагрузку. Натурные наблюдения проводились в осенний период 2002 и 2003 годов.

Предпосылкой для постановки работы стало то, что во время осенне-зимних штормов происходит размыв и перера-

ботка пляжа и отступление в разной степени берегового склона авандюны, к которому примыкает пляж. По данным мониторинга берегов, проведенных АО ИО РАН, на исследуемом участке осенью 1999 — зимой 2000 гг. размыв склона авандюны был повсеместным и достигал 5 м [5]. В 2001—2002 гг. размыв берега наблюдался также везде, но был более мощным, составляя от 0,5 до 8 м. В 2002—2003 гг. размыв данного участка берега был локальным и достигал 2,7 м.

В результате штормовых размывов полностью исчезают или частично подрезаются в нижней части многочисленные тропы, проложенные через склон авандюны. Ранней весной часто встречаются тропы, заканчивающиеся при выходе на пляж уступами размыва высотой от 0,5 до 1,5 м. Штормами перерабатывается вся поверхность пляжа и, что существенно, смываются аккумулятивные образования (конусы смещения) в конце троп при выходе на пляж, сформированные в предыдущий рекреационный период. Формируется некая исходная поверхность, на которой затем идет накопление материала, смещаемого со склона авандюны за счет натаптывания троп (антропогенного фактора) в последующий рекреационный период. На старых, сохранившихся тропах рыхлый материал смещается, но в незначительных объемах, пока не выработается общий уклон и пологий профиль тропы в нижней части. Вновь прокладываемые тропы отличаются большой крутизной и скоплением максимальных масс обвального материала в основании.

Для подсчета антропогенной составляющей поступления наносов на пляж за счет деструкции морского склона авандюны за один рекреационный период была специально разработана методика. Натоптанная человеком тропа имеет, как правило, V-образную форму, заканчивающуюся в нижней части при выходе на пляж скоплением смещенного со склона по тропе рыхлого материала. Это аккумулятивное образование, которое назовем «конус смещения», может рассматриваться как тригонометрическая форма — преимущественно как поло-

вина усеченного конуса (встречаемость до 90%). Объем этой формы можно условно принять равной объему смещенного песчаного материала со склона за один рекреационный сезон. Объем смещенного материала по вновь проложенной тропе может быть условно принят как объем всей формы, врезанной в склон аванюны.

Исходя из этого, на местности у каждой тропы рулеткой измерялись параметры аккумулятивного образования в нижней части (ширина, длина, высота), а у вновь проложенных троп — параметры всей формы. При этом учитывалось, что состав отложений, слагающих склон аванюны, повсеместно на Вислинской косе однороден. Это преимущественно рыхлые пески размерностью 1—0,5 мм (более 50%), представленные на 87% кварцем.

Исследования 2003 г. показали, что в рекреационный сезон (май — сентябрь) на пляж со склона аванюны за счет антропогенного фактора в пределах 5-километрового отрезка берега поступило около 70 м³ песчаного материала. Здесь наблюдается максимальная частота повторяемости как вновь проложенных, так и старых троп, общее число которых, по данным обследования берега, составило 65. Смещение наибольших объемов наносов (до 5 м³) происходит на вновь проложенных крутых тропах, причем объем зависит от высоты аванюны. Минимальное поступление (около 0,5—1,0 м³) — со старых троп, имеющих небольшие уклоны при выходе на пляж.

Антропогенная деструкция аванюны происходит на всем протяжении морского берега Вислинской косы. Частоту повторяемости троп можно принять как примерно одна тропа на 1 км берега. Следовательно, на остальных 20 км берега существует, как минимум, 20 троп, проложенных человеком через аванюну к пляжу. Ориентировочно на всем 25-километровом отрезке косы в результате рекреационной деятельности в 2003 г. сместилось с морского склона аванюны на пляж около 100 м³ песчаного материала.

В 2002 г. за рекреационный период разрушительная роль антропогенного фактора была примерно в два раза больше и составила 220 м³. Это объясняется тем, что осенне-зимними штормами большая часть старых, более-менее коротких троп была смыта. В летний период было проложено много новых троп с большими объемами смещения песка со склона.

Стоит отметить, что в балансе наносов роль поступления песчаного материала на пляж за счет антропогенного разрушения авандюны, возможно, незначительна. Она сопоставима разве с объемом поступления песчаных наносов с пляжа на поверхность авандюны за счет эоловых процессов. Более важное значение имеют последствия этого процесса. Заключаются они не только в плане ежегодного уменьшения объемов авандюны. Постоянные и продолжительные нарушения целостности морфологии, увеличение расчлененности склона авандюны, уничтожение защитного растительного покрова на отдельных участках за счет антропогенного фактора снижают устойчивость системы. Именно проложенные человеком тропы в наибольшей степени подвержены дефляции и при сильных ветрах являются участками наиболее активной транспортировки пляжевых наносов и склоновых отложений на поверхность авандюны. Эоловые процессы разрушают борта тропы и расширяют ее. Создаются предпосылки для формирования и развития эоловых форм типа котловин выдувания. Старые, хорошо натоптанные тропы как раз сопряжены с такими котловинами.

Дюны размываются и на лагунном берегу. Древние дюны достигают здесь значительной высоты. Но эти лагунные участки берега в настоящее время не представляют интереса в плане рекреации. На склонах не было зафиксировано ни одной тропы. Характерно слабое развитие дефляционных форм. Таким образом, на берегу со стороны Вислинского залива влиянием антропогенного фактора на морфолитодинамику склонов дюн можно пренебречь.

Чтобы защитить авандюны, необходимо провести комплекс мероприятий по регулированию рекреационной нагрузки, организовать места отдыха и создать оборудованные спуски к морю.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Айбулатов Н.А., Басс О.В.* Антропогенный фактор в развитии береговой зоны Балтийского моря // *Водные ресурсы*. 1983. № 3.
2. *Блажчишин А.И.* Геоэкология Вислинской косы // *Проблемы физической и экономической географии Калининградского региона*. Калининград, 1995. С. 38—46.
3. *Блажчишин А.И., Шуйский Ю.Д.* Питание Балтийского моря терригенным материалом // *Литология и полезные ископаемые*. 1973. № 3. С. 141—145.
4. *Бобыкина В.П.* Современная морфология и динамика морского берега северной части Вислинской косы // *Экологические проблемы Калининградской области и юго-восточной Балтики*. Калининград, 1999. С. 65—69.
5. *Бобыкина В.П.* Об экстремальном штормовом размыве берегов Вислинской косы в декабре 1999 года // *Ученые записки Русского географического общества (Калининградское отделение)*. 2001. Т. 1. 8а-1—8а-5.
6. *Болдырев В.Л.* Эволюция западного побережья Калининградской области при интенсивном антропогенном воздействии // *Эволюция берегов в условиях поднятия уровня океана*. М., 1992. С. 212—225.

||| КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

Н.Ф. Тупикина, Н.С. Орлова, С.Н. Тупикин

ВЛИЯНИЕ ВЕТРОУСТАНОВОК НА ПРИРОДНУЮ СРЕДУ В ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЕ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

Начиная с 1998 года в Калининградской области используется ветроэнергетический потенциал прибрежной зоны, когда в соответствии с межправительственным соглашением между Министерством энергетики России и Министерством экологии и энергетики Дании в поселке Куликово Зеленоградского района была установлена первая ветроэнергетическая установка (ВЭУ) мощностью 0,6 МВт. Сегодня ветропарк насчитывает 21 установку. С момента пуска первой ВЭУ ветроэлектростанция выработала и отпустила в сеть энергосистемы 5,5 млн кВт·ч. Ветроэлектростанции суммарной мощностью 5,1 МВт расположены в три ряда, смещенных относительно друг друга под углом 8°, расстояние между установками в ряду 130 метров, между рядами — 150 м. Эксплуатация ВЭУ осуществляется в автоматическом режиме. Установка включается в работу при скорости ветра 3,5 м/с, а при 25 м/с установки автоматически выводятся из-под ветра.

Исследование работы первого ветропарка позволяет проверить на практике эффективность развития ветроэнергетики в регионе, ее удельный вес в решении экономических и экологических проблем. В экологическом смысле полезность использования энергии ветра очевидна. ВЭУ экологически чистые и безопасные для окружающей среды источники энергии,

они снижают общую величину техногенной нагрузки на окружающую среду. ВЭУ не используют органическое тепло, следовательно, они не производят тепловых и токсичных выбросов в атмосферу.

Кроме того, исследования показали, что ветроэнергетические установки играют роль своеобразной защиты почв от ветровой эрозии и разрушения берегов морем. Известно, что самой эффективной зоной для установки ветроэнергетических агрегатов является в основном побережье и шельфовая зона, а также территория Куршской и Вислинской кос, сложенных преимущественно песчаными породами. При монтаже ветроэнергетических установок строят достаточно глубокий фундамент, следовательно, создание ветропарка может сформировать своеобразную берегозащитную систему, которая будет препятствовать эрозионным процессам и способствовать укреплению побережья.

Однако некоторые ученые полагают, что, несмотря на относительную экологическую «чистоту» ветроэнергетики, строительство и эксплуатация ветроэнергетических установок все же порождает некоторые экологические проблемы. Одна из таких проблем — это нарушение среды обитания животных. Влияние эксплуатации ВЭУ носит длительный характер и пока еще неясно, какое негативное воздействие может проявляться в разных формах, например, звуковое (шумовое) от вращения роторов; механическое — в виде столкновения птиц с башней и ротором и визуальные — отпугивание птиц и животных вращающимися лопастями ветроустановок.

Имеющийся опыт эксплуатации ВЭУ в различных странах показывает, что ущерб птицам от работы ВЭУ значительно меньше, чем от высоковольтных линий электропередач или авиации. Предполагается, что воздействие ВЭУ на птиц сравнительно небольшое при условии расположения их в стороне от мест массового перелета птиц (миграционных путей). В результате изучения влияния ВЭУ на морских побережьях в западной части Дании были даны рекомендации избегать раз-

мещения ветропарков около мест концентрации птиц и в местах интенсивного пролета птиц на низких высотах.

В любом случае проблема влияния ВЭУ на биологические объекты заслуживает особого внимания и должна быть предметом специального исследования, в ходе которого следует учитывать особенности региона и конкретного места размещения ветроэнергетических установок, особенности местной орнитологической обстановки и ее сезонную динамику.

Ветроэнергетика Калининградской области набирает силу. Начинается исследование конкретных территорий и выбор площадок под ветропарки на Балтийской косе, мысе Северный, в районе поселка Окунево. Региональное природопользование предусматривает комплексный и в то же время дифференцированный подход к изучению прибрежной зоны Калининградской области с целью выбора наиболее оптимальных вариантов (площадок) для строительства ветропарков. Результатом исследования должна стать экспертная оценка прогнозируемого воздействия на окружающую среду. Необходимо учитывать специфику региона, особенности его географического положения, ветроэнергетический потенциал, своеобразие видового состава и структуру основных экосистем.

Публикация выполнена при поддержке грантов МО РФ №Е02-10.0-28; №Е02-8.0-46.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Тупкин С.Н., Орлова Н.С.* Ветроэнергетические ресурсы Калининградской области. Учебное пособие. Калининград: Изд-во КГУ, 1996. 52 с.
2. *Тупкина Н.Ф.* Роль ветроэнергетических ресурсов в решении экономических и экологических проблем Калининградской области // Экологические проблемы Калининградской области и Балтийского региона: Сб. науч. тр. Калининград: Изд-во КГУ, 2002. 124 с.
3. *Тупкина Н.Ф.* Экологическая оценка использования ветроэнергетических установок // Вестник КГУ. Сер.: Экология региона Балтийского моря. Вып. 1, Калининград: Изд-во КГУ, 2003. С. 38—40.

Е.И. Кукуев

**О СОСТАВЕ БИОЛОГИЧЕСКИХ ВКЛЮЧЕНИЙ
В БАЛТИЙСКОМ ЯНТАРЕ**

При тотальном просмотре и определении биологических включений в обрабатываемом в фирме «Альк» янтаре за период с 1993 по 2003 год обнаружено более 10 тыс. экземпляров различных организмов. Были идентифицированы представители 10 классов, 36 отрядов и более 100 семейств. Значительно преобладали представители типа членистоногих. Также обнаружены различные растительные остатки, среди которых низшие растения голосемянные и покрытосемянные.

Основная часть янтара, содержащего биологические включения, была получена в результате производственной деятельности фирмы «Альк» при обработке слоеного янтара-сырца, меньшая часть приобретена у частных лиц. Так, например, при обработке 9 тонн янтара-сырца получено около 100 кг образцов, содержащих биологические включения. Из этой категории янтара велся подбор образцов в коллекцию и постоянно проводился статистический учет представителей основных групп биологических включений по частоте встречаемости в % (табл.). Кроме этого просматривались различные частные коллекции, владельцам которых автор выражает глубокую признательность.

Предлагаемый в настоящей работе список животных, обнаруженных нами в янтаре, носит предварительный характер. Еще предстоит более детальное определение организмов до родов и видов. Предварительное определение организмов, составляющих биологические включения, проводилось с помощью определителей по рецентным [1] и ископаемым [6; 7; 8] насекомым, паукообразным и многоножкам. Просмотренный материал очень разнообразен по составу. В нем присутствуют представители многих таксонов из различных биотопов. Среди них встречаются формы, развивающиеся на растениях в

Таблица

Частота встречаемости различных организмов в балтийском янтаре

Биологические включения	Данные автора		Литературные данные									
	Экз.	%	Дамс, 1915 (цит. по 4)		Капинас, 1971		Кулика, 1993		Hoffeins, 2003		Sontag, 2003 (цит. по 4)	
			Экз.	%	Экз.	%	Экз.	%	Экз.	%	Экз.	%
Mutillidae (многоножки)	50	0,56	—	—	—	—	15	0,1	0,22	—	—	—
Acari (клещи)	—	—	—	—	—	—	—	—	15,9	—	—	23,8
Pseudoscorpiones (ложноскорпионы)	10	0,1	—	—	—	—	15	0,1	0,08	—	—	—
Amblypteri (пауки-фринты)	2	0,02	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Oribionei (пауки-сенокосцы)	28	0,3	—	—	—	—	19	0,13	0,15	—	—	0,15
Aganei (пауки арании)	566	6,4	—	—	—	—	853	6,1	5,76	—	—	4,88
Collembola (ногохвостки)	—	—	—	—	—	—	—	—	8,64	—	—	7,97
Tysanura (щетинкохвостки)	57	0,64	—	—	—	—	19	0,13	0,23	—	—	0,13
Blattoidei (тараканы)	74	0,18	—	—	—	—	41	0,13	0,39	—	—	0,10
Isoptera (термиты)	62	0,7	—	—	—	—	48	0,3	0,22	—	—	0,17
Mantodea (богомолы)	1	0,01	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Phasmoptera (палочники)	11	0,12	—	—	—	—	9	0,11	0,01	—	—	—
Orthoptera (прямокрылые)	34	0,38	—	—	—	—	9	0,11	—	—	—	—
Plesioptera (всаянки)	20	0,22	—	—	—	—	5	0,04	0,07	—	—	—
Dermatoptera (уховертки)	5	0,06	—	—	—	—	2	0,007	—	—	—	—
Embioptera (эмбии)	1	0,01	—	—	—	—	1	0,007	—	—	—	—
Ephemeroptera (поленки)	25	0,28	—	—	—	—	5	0,03	0,06	—	—	0,07

Окончание табл.

Биологические включения	Данные автора		Литературные данные							
	Экз.	%	Дамс, 1915 (цит. по 4)	Катинас, 1971	Кулика, 1993		Хоффманс, 2003	Сонтаг, 2003 (цит. по 4)	%	%
					Экз.	%				
Odonata (стрекозы)	3	0,03	—	—	—	—	—	—	—	—
Homoptera (равнокрылые)	110	1,24	7,1	4,1	699	5,04	—	—	—	—
Psocoptera (сеноеды)	23	0,26	—	—	59	0,43	—	—	—	0,55
Hemiptera (клопы)	32	0,36	—	—	17	0,12	4,5	—	—	4,43
Neuroptera (сетчатокрылые)	2	0,02	—	—	1	0,007	—	—	—	—
Mesoptera (вислокрылки)	1	0,01	—	—	1	0,007	—	—	—	—
Coleoptera (жуки)	546	6,2	4,5	7,2	414	3,0	4,57	—	—	2,93
Strepsiptera (веерокрылки)	1	0,01	—	—	5	0,03	0,1	—	—	—
Trichoptera (ручейники)	322	3,0	—	—	234	1,7	0,17	—	—	0,83
Lepidoptera (бабочки)	26	0,3	0,1	0,1	72	0,6	—	—	—	0,20
Hymenoptera (перепончатокрылые)	910	10,3	5,1	2,7	847	6,1	—	—	—	6,49
Diptera (двукрылые)	5912	66,7	50,9	68,3	9509	68,6	49,03	—	—	42,43
Larve insecta (личинки насекомых)	92	1,03	—	—	—	—	—	—	—	—
Стустacea (ракообразные, мокрицы)	3	0,03	—	—	2	0,014	0,04	—	—	—
Nematoda (круглые черви)	6	0,07	—	—	0,01	—	0,12	—	—	—
Aves (перья птиц)	4	0,05	—	—	—	0,06	—	—	—	—
<i>Всего</i>	8868	100	100	100	12568	100	100	100	100	100

древесине и почве. Особый интерес представляют насекомые, развивающиеся в водной среде. Это — ручейники (Trichoptera), поденки (Ephemeroptera), веснянки (Plecoptera), стрекозы (Odonata), жуки-плавунцы (Dytishidae), жуки-плавунчики (Halipidae), жуки-вертячки (Gyrinidae), комары-звонцы (Chironomidae), комары-мокрецы (Ceratopogonidae) и др. Встречаются также формы, обитающие в водоемах во взрослом состоянии, — это клопы-водомерки (Gerridae, Hydrometridae), жуки-плавунчики (Halipidae), жуки-вертячки (Gyrinidae). В янтаре не так редки фрагменты роя комаров-звонцов и мокрецов со спаривающимися самцами и самками. Все эти находки говорят о наличии в эоценовых «янтарных» лесах большого количества пресных водоемов. А преобладание среди двукрылых (Diptera) значительного числа грибных комаров (Mycetophilidae), откладывающих свои яйца в плодовые тела грибов, свидетельствует о влажном характере «янтарного» леса с избытком в нем грибов. Данные статистики встречаемости представителей 6 классов из 28 отрядов встреченных нами в просмотренном янтаре за период с 1993 по 2003 г., а также данные других авторов, приведены в таблице. При сравнении цифр частоты встречаемости (в %) представителей различных отрядов, полученных на наших материалах и на материалах других авторов [цит. по 4; цит. по 3; 4; 5], отмечено совпадение порядка значений этих цифр. Возможно, что цифры частоты встречаемости организмов в янтаре, полученные на большом фактическом материале, позволят предположить реальное соотношение видов различных организмов в экосистеме, ассоциированной с «янтарным» лесом эоцена Европы.

В заключение автор выражает благодарность генеральному директору фирмы «Альк» Ю.В. Педоренко, предоставившему возможность работать с коллекцией янтара с инклюзами, а также Н.И. Коганской (Кукуевой) за помощь при статистической обработке материала и Ю.А. Попову (Институт палеонтологии РАН, г. Москва) за уточнение в определении клопов (Heteroptera) и цикад (Cicadinea), а также немецкому обществу

Arbeitskreise Bernstein (Гамбург) за предоставление специальной литературы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Павильчиков Н.Н.* Определитель насекомых. М., 1994. 543 с.
2. *Сребродольский В.Н.* Янтарь. М., 1984. 107 с.
3. *Трофимов Ф.С.* Янтарь. М., 1974. 183 с.
4. *Von Hoffeins Ch., Hoffeins H.W.* 2003. Unthersuchung uber die Haufigkeit Aufsa von Inklusen in Baltishem und Bitterfelder Bernstein (Tertiar, Eoozan) aus unselektiertern Aufsammlungen unter besonderer Berücksichtigung der Ordnung Diptera. *Studia dipterologica* 10 (2003). Heft 2: 381—392.
5. *Kulicka R.* Uwagi o koleccji inkluzji zwierzecych w burstynie baltykum ze zbiorow Muzeum Ziemi PAN w Warszawie *Rocznik Muzeum Gornoslaskiego, Pryroda*, 1993. 13. S. 49—56.
6. *Poinar G.O.* Life in amber. Stranford. California, 1992. 350 p.
7. *Wunderlich J.* Spinnenfauna Gestern und Heute. Fossile Spinnen in Bernstein und heute lebenden Verwandten. Wisbaden, 1986. 283.
8. *Weitschait W., Wichardt W.* Atlas der Planzen und Tiere im Baltishen Bernstein, 1998. S. 256.

Е.Н. Лебедь, С.Н. Тупикин

ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЭНЕРГИИ ВЕТРА

Ветровой потенциал Земли в 1989 году был оценен в 300 млрд кВт · ч, но для технического освоения из этого количества пригодно только 1,5%. Мощные ветровые установки строят обычно в районах с постоянно дующими ветрами (на морских побережьях, в мелководных прибрежных зонах). Такие установки уже используются в России (в том числе на территории Калининградской области), Дании, Германии, США, Канаде, Франции и других странах.

Сегодня ветроэнергетические агрегаты надежно снабжают токком нефтяников, успешно работают в труднодоступных

районах, на дальних островах, в Арктике, на тысячах сельскохозяйственных ферм.

Основное направление использования энергии ветра — получение электроэнергии для автономных потребителей, а также механической энергии для подъема воды в засушливых районах, на пастбищах, осушения болот и др. В местностях, имеющих подходящие ветровые режимы, ветроустановки в комплекте с аккумуляторами можно применять для питания автоматических метеостанций, сигнальных устройств, аппаратуры радиосвязи, катодной защиты от коррозии магистральных трубопроводов.

Энергию ветра можно эффективно использовать там, где без существенного ущерба допустимы кратковременные перемены в подаче энергии. Использование же ветроустановок с аккумулярованием энергии позволяет применять их для снабжения энергией практически любых потребителей.

Строительство ВЭП малой мощности (от сотен до десятков киловатт) для энергоснабжения приморских поселков, маяков, опреснителей морской воды считается выгодным при среднегодовой скорости ветра 3,5—5 м/с.

Введение ВЭП большой мощности (до сотен мегаватт) для передачи электроэнергии в энергосистему страны оправдано там, где среднегодовая скорость ветра 4—5,5 м/с.

Выработка электроэнергии с помощью ветра имеет ряд преимуществ:

- экологически чистое производство без вредных отходов;
- экономия дефицитного дорогостоящего топлива;
- доступность;
- неисчерпаемость;
- энергоотдача начинается с вводом первой ветроэнергетической установки.

Во многих странах мира (США, ФРГ, Дания, Нидерланды, Великобритания, Италия и др.) на строительство ВЭП выделяются значительные государственные средства. Особое внимание при проведении этих работ уделяется повышению надежности установок, их безопасности и снижению шума.

В Дании в 1994 г действовало приблизительно 3600 ветровых энергетических установок суммарной мощностью 200 МВт. На п-ове Ютландия в бухте Эбельтофт с 1985 года действуют 16 ВЭП мощностью 55 кВт · ч каждая и один ВЭП 100 кВт · ч. Ежегодно они вырабатывают 2800—3000 МВт · ч. Общая мощность ВЭП в Дании к 2005 году может достигнуть мощности ВЭП Германии и Великобритании, вместе взятых, и превысит 1000 МВт.

На тихоокеанском побережье США в Калифорнии действует 15 тыс. ВЭП, обеспечивающих электроэнергией жителей Сан-Франциско. Планируется использовать энергию ветра в штатах Миннесота, Монтана, Нью-Йорк, Орегон, Техас, Вермонт, Вашингтон, Висконсин и др. ВЭП занимают в настоящее время 0,6% площади страны. При использовании ветра в 48 штатах может быть выработано до 20% потребности в энергии США. Теоретические расчеты показывают, что в трех штатах (Северная и Южная Дакота, Техас) потребность в электроэнергии может быть полностью обеспечена за счет энергии ветра.

В Северной Германии введены ВЭП общей мощностью 500 МВт.

Европейский союз предполагает довести мощность ВЭП до 8 тыс. МВт к 2005 году.

В Индии наибольший ветряной бум начался в 1994 году. Уже в середине 1994 года было введено в эксплуатацию ВЭП суммарной мощностью 120 МВт. В результате этой программы в некоторых районах Индии располагаемая генерирующая мощность возросла в десятки раз.

На Украине с помощью американских фирм предусматривается строительство ВЭП общей мощностью 500 МВт.

К странам, у которых есть возможность развивать ветроэнергетику, можно отнести Аргентину, Канаду, Китай, Россию, Мексику, Тунис, где возможно за счет энергии ветра покрывать до 20% потребности в электроэнергии. В 20 малых субтропических странах, где потребности в электроэнергии удовлетворяются за счет дизель генераторных установок, есть возможность использовать энергию ветра.

Ветровой режим Калининградской области, как показывают расчеты, весьма благоприятен для практического использования ветроэнергетического потенциала. Средние скорости ветра, по данным метеостанции в Балтийске, составляют в течение года от 4,8 до 6,1 м/с.

По оценкам специалистов, технические возможности современных ВЭП в районе Балтийска позволяют довести расчетную выработку электроэнергии до 8,8 МВт, а в районе Пионерского до 7,9 МВт в год.

Активная ветронасыщенная зона проходит вдоль всего побережья Балтийского моря. Она расположена на пути беспрепятственного проникновения ветра. Уровень потенциальных ветроэнергетических ресурсов составляет здесь от 400 до 700 Вт/м на высотах 10 и 50 м.

В Калининградской области (пос. Куликово) состоялся пуск самого крупного в России ВЭП мощностью 5,1 МВт в год. Ветропарк в Куликово — первый совместный проект ОАО «Янтарьэнерго» и SEAS Energi Service A.S., реализованный при поддержке Министерства энергетики РФ, РАО «ЕЭС России» и Министерства экологии и энергетики Дании.

ОАО «Янтарьэнерго» намерено с помощью датской компании SEAS Energi Service A.S. построить в Калининградской области ветропарк мощностью 50 МВт.

Планируется, что новый ветропарк будет возведен на шельфе бухты Приморская Балтийского моря. Предполагаемый объем инвестиций — 50 млн долларов. Как ожидается, период окупаемости проекта составит 10 лет.

Таким образом, преимущества использования энергии ветра к настоящему времени уже оценены и широко используются в различных странах мира. В Калининградской области (как в одном из наиболее ветронасыщенных регионов) следует оказывать содействие как в строительстве ветропарков, так и в развитии систем распространения локальных ветроустановок.

Публикация подготовлена при поддержке гранта МОиН РФ №Е 02-0.8-46.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абалкина И.* Экономика. Опыт охраны окружающей среды в США // Экономические науки. 1998. №4.
2. *Анапольская Л.Е.* и др. Ветроэнергетические ресурсы и методы их оценки // Метеорология и гидрология. 1978. №7.
3. *Борисенко М.М.* Основные направления климатических исследований для целей энергетики // Прикладная климатология: Сб. тр. Всесоюз. совещания. М., 1990.
4. *Ветроэнергетические агрегаты* // Хозяин. 1993. №1.
5. *Географический атлас Калининградской области.* Калининград, 2002.
6. *Орлова Н.С.* К вопросу исследования ветроэнергоресурсов в Калининградской области: Тез. докл. 2-й областной научно-практической конференции по проблемам активизации научно-технической деятельности в анклавном регионе России. Калининград, 1996.
7. *Козлов В.* Человек и природа. Нетрадиционные источники энергии. Возможности альтернативы // Знание. М., 1982. №3.
8. *Тушкин С.Н., Орлова Н.С.* Ветроэнергетические ресурсы Калининградской области. Калининград, 1998.
9. *Тушкин С.Н.* Погода и климат Балтийского моря // Проект «Моря СССР». Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 3: Балтийское море. Вып. 1: Гидрометеорологические условия. СПб.: Гидрометеоздат, 1992.

О.А. Дружинина

**ЧЕЛОВЕК И СРЕДА ОБИТАНИЯ
В КАМЕННОМ ВЕКЕ НА ТЕРРИТОРИИ
СОВРЕМЕННОЙ КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ**

Заселение региона в каменном веке.

Возможность посещения и заселения области у первобытных охотников появилась в раннем дриасе (примерно 14—13 тыс. л.н.). В это время вдоль края отступающего ледника в долинах крупнейших рек области — Немана, Преголи, Шешупе, Лавы — существовала система приледниковых озер, уровень которых в течение нижнего дриаса по мере деградации

ледникового покрова снижался от 80—60 до 20—6 метров. Местность, окаймляющая озера с юга, представляла собой чередование холмов различной высоты, покрытых своеобразной тундрово-степной (перигляциальной) растительностью, с множеством озер. Можно предположить, что именно на этой территории впервые после исчезновения Валдайского ледника вслед за стадами северных оленей пришли первобытные охотники. Они могли принадлежать одной из позднеледниковых культур, распространенных южнее, в Польше. По мере понижения уровня приледниковых озер появлялась возможность освоения и восточных районов области.

Еще более реальной становится возможность посещения данной территории первобытными людьми в беллинге (12,7—12,2 тыс. л. н.). В этот период уже вся территория Калининградской области и южная часть котловины Балтики были свободны ото льда. В беллинге наступило первое значительное потепление климата: июльские температуры составляли +10 ... +14 °С, средняя январская температура –5 °С. К этому времени произошел спуск приледниковых водоемов до отметки –30 м. Береговые очертания отличались от современных: суше принадлежала полоса шириной до нескольких десятков километров, ныне затопленная. В беллинге на равнинных пространствах Юго-Восточной Прибалтики появляются охотничьи группы, принадлежащие финальнопалеолитической гамбургской культуре. Стоянки этих групп обнаружены южнее и восточнее территории Калининградской области. Вероятнее всего, к культуре гамбурга можно отнести и самую раннюю находку рога северного оленя со следами обработки кремневым острием, обнаруженную в Славском районе Калининградской области. Стоянки этого периода могут быть обнаружены по берегам озер и рек на всей территории области; гипотетически они располагались и на затопленной прибрежной полосе. Несколько позднее в регионе могли появиться охотничьи коллективы культуры федермессер, ареал которой в целом совпадает с распространением гамбургской культуры. Последовавшее за беллингом похолодание в сред-

нем дриасе, возможно, сократило количество посещений области охотничьими группами, однако оно было сравнительно коротким.

Природные условия в аллереде (11, 9—10, 9 тыс. л.н.) были еще благоприятнее, чем в беллинге. Климатическое потепление (июльские температуры повысились до +13 ... +15 °С) привело к широкому распространению сосново-березовых лесов. Огромные пространства были заняты разнотравно-злаковыми степями. К началу периода море отступило еще на десятки километров, его уровень остановился на отметке примерно –50 м. С этого периода территория области, вероятно, стала постоянно обитаемой. В аллереде здесь могли существовать одновременно представители нескольких палеолитических культур. Можно предположить, что юго-западные, западные районы области активно посещались родовыми общинами, принадлежащими культуре броммелинги (характерные для этой культуры типы мотыг обнаружены на данной территории). С юга и востока по долинам крупнейших рек расселялось население свидерской культуры. Кроме того, в разных районах области обнаружены роговые и костяные изделия, присущие для культуры аренсбурга. Подобное разнообразие культур характерно для широкого пояса приледниковой Европы, в том числе для Литвы и северной Польши [11]. Похолодание в позднем дриасе было менее интенсивным, чем в раннем и среднем, и не препятствовало освоению области

В начале голоцена на территориях современной Калининградской области и Литвы появляются представители культуры маглемозе, которые стали осваивать южное побережье Балтийского моря. Здесь хозяйственно-культурные традиции пришедшего населения попали под влияние местных культур. Постепенно в рассматриваемом регионе сформировалась неманская мезолитическая культура, существовавшая на протяжении бореального и атлантического периодов.

Итак, в позднеледниковье территория области представляла собой своеобразную «контактную зону» охотничьих кол-

лективов, осваивавших постгляциальные пространства Европы и мигрировавших на территорию Юго-Восточной Прибалтики с запада, юга и, возможно, востока.

Поселения каменного века на территории области.

Выбор места поселения диктовался хозяйственными соображениями: максимальной эксплуатацией природных ресурсов при минимальной затрате сил, что было возможно в непосредственной близости районам коллективной охоты; характером субстрата; наличием минерального сырья.

Многие позднепалеолитические памятники приурочены к долинам крупных рек, но располагаются не на краю их террас, а в балках или устьевых зонах небольших притоков. Эти особенности расположения стоянок обеспечивали, с одной стороны, близость к местам массовых переправ оленей и, соответственно, охоты, с другой — были «спрятаны» благодаря особенностям рельефа и не видны животным. В мезолите — неолите приуроченность к водным объектам при выборе места поселения сохранилась.

Характер субстрата играл не последнюю роль при выборе места поселения. Безусловно, предпочтение отдавалось хорошо дренируемым пескам и песчано-гравийным участкам. Только такой субстрат мог защитить жилище от осадков. Древнее население старалось избегать участков с тяжелыми глинистыми почвами. На территории области такие участки встречаются в пределах моренных и озерно-ледниковых равнин. Поэтому прослеживается довольно четкая приуроченность памятников каменного века к ландшафтам приморских или внутриматериковых дюн, песчаных боровых террас рек и озер, песчаным участкам озерно-ледниковых равнин.

Минеральное сырье, наличие которого является важнейшей предпосылкой и необходимым условием при освоении территории, на схему расселения первых поселенцев региона, по-видимому, не оказывало серьезного влияния, поскольку кремень составляет 50—70% грубообломочной фракции Балтийской морены: он доступен и широко распространен по всей территории области.

В наиболее удачные для поселения места люди возвращались многократно, о чем свидетельствуют разновременные комплексы находок, обнаруживаемые на некоторых стоянках. Анализ природных условий позволяет выделить наиболее благоприятные районы для освоения древним населением и поэтому особо перспективные для проведения археологических разведок (см. рис.). Это, прежде всего, сложенные древнеаллювиальными песчаными отложениями террасы крупнейших рек области — Преголи, Немана, Шешупе, Инструча — и песчаные останцы, примыкающие к старичным озерам; районы распространения внутриматериковых дюн в междуречье Немана — Шешупе, в нижнем течении Немана, вдоль северного побережья Калининградского залива; гидросистемы Мазурских озер и р. Анграпа, оз. Виштынец — р. Писса и т. д.

Наиболее гипотетичным является вопрос о заселенности приморской полосы в финальнопалеолитическое — мезолитическое время. Судя по всему, затопленная ныне прибрежная территория, в том числе древние мысы и песчаные косы, была освоена и обжита. На памятниках, находящихся под водами Балтийского моря и его заливов на глубинах от 2—3 до 50 метров, вероятно, законсервирована уникальная информация о жизненном укладе первых поселенцев междуречья Немана и Вислы.

Начальный этап природопользования.

Безусловно, воздействие человека на компоненты ландшафтов современной Калининградской области началось с момента появления здесь первых охотничьих коллективов в позднеледниковье, около 13 тыс. лет назад. С их хозяйственной деятельностью и связывается начальный этап природопользования на территории региона. Недостаток фактического материала позволяет делать лишь гипотетические предположения о масштабах и результатах воздействия человека на среду обитания в конце плейстоцена — начале голоцена, однако можно выделить и охарактеризовать основные направления этого процесса.

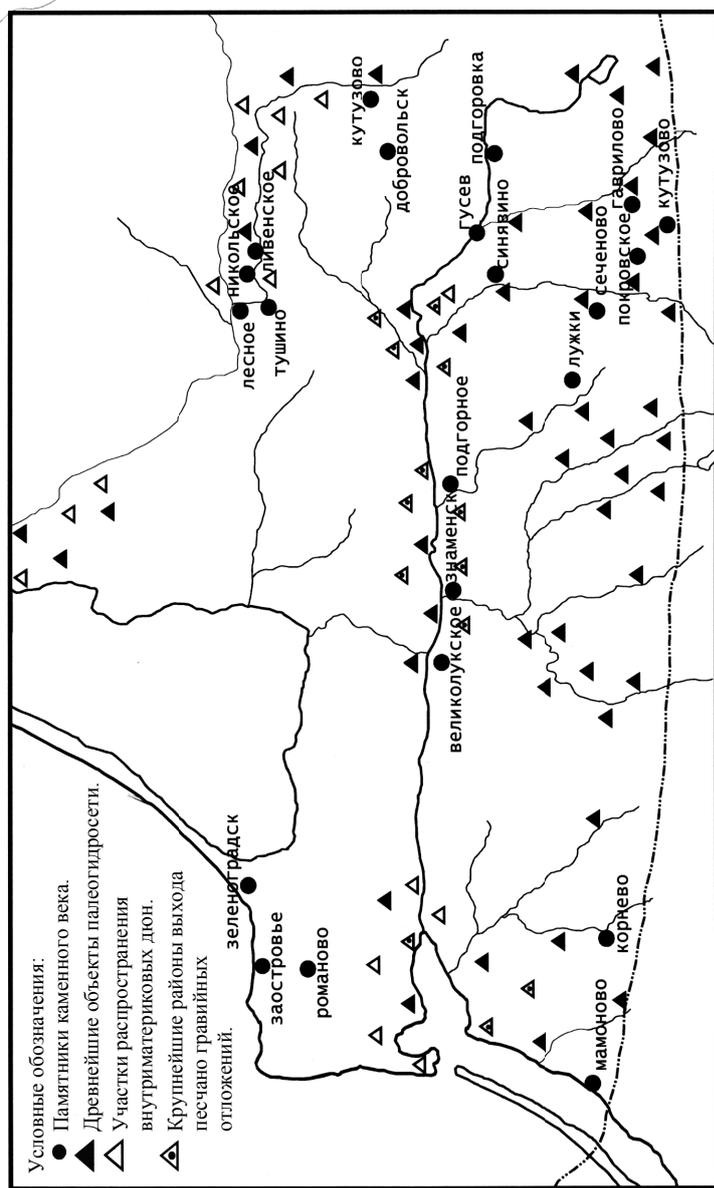


Рис. Наиболее благоприятные для освоения ландшафтные районы

В основе потребляющего хозяйства, сохранявшегося в жизненном укладе первобытного населения вплоть до неолита, лежат эксплуатация и присвоение природных ресурсов, реализующиеся через охоту, рыболовство и собирательство. Таким образом, максимальное воздействие первобытное общество оказывало на животный и растительный мир исследуемого региона. Несравнимо меньшему влиянию подвергались минеральные ресурсы и ландшафт как основа обживаемой территории.

В хозяйственном укладе первых поселенцев Калининградской области центральное место занимала охота. Исключительную роль в хозяйстве финальнопалеолитических обитателей междуречья Вислы и Немана играл северный олень, единственный массовый крупный млекопитающийся перигляциальных ландшафтов. Ни один другой вид животных тундры и лесотундры не мог удовлетворить жизненные потребности человека в условиях холодного климата. Необходимо учесть, что главной тенденцией в развитии хозяйственной деятельности финальнопалеолитического населения можно считать непрерывное совершенствование присваивающих форм хозяйства, выражающееся в стремлении к максимально полному использованию всех доступных ресурсов осваиваемой территории. Поэтому вполне уверенно можно говорить, что помимо охоты на северного оленя (лесную и тундровую популяции) существовал промысел и других видов млекопитающих, например лисицы, зайца, куницы и других, костные остатки которых обнаружены в ряде стоянок Северо-Германской низменности [17].

Одним из вероятных способов охоты на северного оленя была коллективная погоня с берега во время массовых переправ оленей через реки и озера в процессе сезонных миграций. При этом способе охоты на оленей первобытными людьми использовались, прежде всего, гарпуны. Коллективная погоня осуществлялась весной и осенью. В другие сезоны на первое место выходили индивидуальные методы охоты, основным из которых являлась охота с помощью лука [7].

Описаны также способы охоты с помощью снежных ям и петель-ловушек [12].

Дополнительным источником пищи были многочисленные, особенно на приледниковых и послеледниковых водоемах, птицы, в том числе их яйца. Охотились на птиц, вероятно, с помощью петель, а также специальных орудий, сделанных из рога оленя. Главными объектами ловли были куропатки, гуси, утки и т.п. [17]. На многих финальнопалеолитических стоянках определены кости рыб: налима, лосося, сома и щуки, хотя значительную роль в хозяйственном укладе рыболовство стало играть только с мезолита с изобретением сетей. Добывали рыбу заколами, плетеными ловушками или ловили на костяные крючки [7; 14]. Вероятно, жители приморской полосы области занимались собирательством моллюсков на литорали. Существует мнение, что навыки охоты на северного оленя на воде легли в основу охоты первобытных людей на ластоногих, обитавших в водах Балтики до атлантического периода голоцена [7; 18].

Главной движущей силой развития хозяйства в мезолите была быстрая и радикальная перестройка среды обитания при переходе от позднеледниковья к голоцену. Те, кто не хотел менять прежний уклад, откочевывали вслед за тундровым оленем севернее, те, кто остался, неизбежно переориентировались на слабокочующего лося и других лесных животных — косуль, оленей, кабанов и т.д. Особенностью хозяйственного уклада мезолитического населения была высокая роль рыболовства, о чем свидетельствуют многочисленные находки рыболовного инвентаря и костных останков рыб. На мезолитических стоянках Юго-Восточной Прибалтики найдены рыболовные сети из лыка липы, с поплавками из древесной коры и каменными грузилами, остатки деревянных весел и лодок [11]. Еще более информативными, благодаря исключительной сохранности предметов, оказались раскопки затопленных поселений культуры эртебелле на шельфе Дании [19]. Обитатели стоянок использовали лодки-долбенки, каноэ для рыбной ловли вдали от берега и как транспортное средство. Много-

численными на поселениях оказались рыболовные ловушки, костяные крючки (один с сохранившимся обрывком веревки). На одном из поселений в отмели обнаружено большое количество колев от рыболовной верши и скопление частей угловатых острог.

Итак, основой экономики потребляющего хозяйства была охота в разных ее формах и проявлениях: от охоты в узком смысле этого слова до рыболовства, сбора моллюсков, птичьих яиц и т. п. В археологической и палеогеографической литературе неоднократно обсуждалась судьба отдельных групп млекопитающих и темпы их исчезновения [1; 3; 8; 15]. По вопросу о степени воздействия первобытной охоты на естественные зооценозы нет единства во мнениях. Ряд авторов недвусмысленно связывают исчезновение многих крупных млекопитающих мамонтового комплекса с высокой результативностью верхнепалеолитической охоты. Подтверждением служат так называемые «костища» — скопления костных остатков сотен и тысяч особей в культурном слое в непосредственной близости от многих поселений верхнепалеолитических охотников Западной и Восточной Европы. Значительный урон животному миру могла наносить и специализированная охота позднее, в финальном палеолите и мезолите. Нацеленная на добычу определенных видов (северного оленя, лося и т. д.), она отрицательно сказывалась на их поголовье. Сторонники противоположной точки зрения указывают на крайне низкую плотность палеолитического населения. Судя по всему, плотность финальнопалеолитического населения нашего региона была не более 1 человека на 100 кв. километров. В голоцене этот показатель вырос до 2—3 человек на 100 кв. километров в бореале и до 5 — в атлантикуме. Немногочисленные охотничьи группы при существовавшем тогда уровне вооружения и к тому же в условиях гораздо более высокой продуктивности перигляциальных ландшафтов вряд ли могли сыграть роковую роль в судьбе представителей позднеледникового териокомплекса и быть главной причиной их исчезновения.

Не изучена пока экологическая ситуация, сложившаяся при исчезновении тех или иных видов. Изменения во внутри-видовых отношениях и в структуре пищевых цепей не могли не менять направление действия механизма естественного отбора и эволюции в целом [1]. Эти проблемы ждут дальнейших комплексных исследований. Однако уже сейчас очевидна сложность процесса развития позднеплейстоценовой и раннеголоценовой фауны, в котором не последнюю роль играло воздействие на нее человека.

Влияние первобытного общества на растительный мир было, вероятно, намного слабее. Собирательство растений играло не последнюю роль в хозяйстве палеолитического и мезолитического населения, хотя объекты его и возможности до сих пор почти не изучены. Судя по этнографическим данным, сбору могли подлежать несколько десятков видов съедобных трав, корней, ягод. Специфическая растительность перигляциальной степи, а позднее хвойно-широколиственных лесов предоставляла в распоряжение человека немало растений, богатых белком, крахмалом и витаминами.

Реконструкция растительного покрова многих финально-палеолитических поселений позволила выделить группу растений, которые, вероятнее всего, употребляли в пищу первобытные люди [10]. Это лопух, крапива, хвощ, щавель, кипрей, рдест, рогоз, горец, эфедра, а также ягоды (брусника, черника) и, возможно, грибы.

Растительный рацион мезолитического человека мог стать еще разнообразнее благодаря появлению в составе растительности многих теплолюбивых видов. Например, на мезолитических стоянках Литвы обнаружены остатки плодов дикой сливы, калины. Во многих мезолитических очагах найдена скорлупа орехов, довольно крупных, с тонкой и мягкой скорлупой, по-видимому, близких орехам южных видов. В состав растительного рациона входил также водяной орех [11].

Как уже отмечалось, сбору могли подлежать несколько десятков видов съедобных трав, корней, ягод. Однако приме-

нительно к финальнопалеолитической и мезолитической эпохам вряд ли можно говорить о таком интенсивном собирательстве, при котором бы разрушались естественные биоценозы, прежде всего из-за малой численности первобытных поселенцев, а также подчиненной и вспомогательной роли обеспечения растительной пищей в охотничьих коллективах.

Интересная проблема для изучения — влияние финальнопалеолитического населения на древесную растительность. В суровых условиях позднеледниковья обеспечение топливом было не менее важно, чем обеспечение пищей. В перигляциальной области деревьев было немного. Возможно, человек собирал для костров ветки ольховника и ивы, сухие стебли ксерофитных полукустарников. Из этнографических данных известно, что в непосредственной близости от поселения уничтожались все доступные и годные для поддержания огня карликовые формы деревьев, кустарники [14]. Но в масштабах всего рассматриваемого нами региона, вероятнее всего, динамика растительного покрова не зависела или крайне мало зависела от жизнедеятельности людей.

Влияние потребляющего хозяйства на состояние минеральных ресурсов области было еще более ограничено. Сбор кремня и других видов камня, которые люди применяли для развития своей технической базы, на местах их поверхностных выходов не затрагивало объема их естественных запасов и лишь в ничтожно малой степени в сопоставлении с масштабом природных процессов влияло на перераспределение минерального сырья на земной поверхности.

Также мала степень изменения первобытными людьми и ландшафтов. В результате сооружения жилищ, когда при рытье основы под полуземляночные конструкции происходило нарушение целостности дернового и маломощного почвенного покровов.

Итак, можно со всей очевидностью утверждать, что финальнопалеолитический и раннеголоценовый этапы освоения природных ресурсов региона характеризуются крайне низкой степенью воздействия человека на среду обитания. При пере-

ходе от присваивающей экономики к производящей в конце мезолита мы сталкиваемся с гораздо более действенным влиянием на компоненты географической среды. Основные механизмы этого влияния — domestикация животных и земледелие.

Процесс приручения домашних животных, начавшись, видимо, в мезолите, растянулся на несколько тысячелетий. Уже на неолитическом поселении Цедмар (пос. Серово, Нестеровский район) обнаружены костные останки лошади, собаки, свиньи [16]. Но если рассматривать эти несколько тысячелетий в рамках всей мировой истории, то процесс domestикации — сравнительно короткий эпизод, имевший тем не менее колоссальные историко-культурные, экономические и экологические последствия. С самого начала появления домашней фауны она стала оказывать значительное влияние на диких животных, причем можно предположить, что оно было особенно интенсивным на ранних этапах одомашнивания ввиду поведенческой и морфофизиологической близости диких и одомашниваемых форм. Отсюда происходило вмешательство в жизнедеятельность естественных биогеоценозов, скрещивание диких и полудомашненных форм, приводившее к созданию гибридов поведенчески жизненно нестойких в условиях дикого проживания [1]. Некоторые виды прирученных животных, например собака, играли значительную роль в интенсификации охоты и способствовали усилению влияния человеческой деятельности на состояние животного мира.

Гораздо более сильные изменения с возникновением животноводства стал испытывать растительный мир. Стада домашних животных требовали больших пастбищных угодий и приводили к серьезным нарушениям естественного травяного покрова, заготовка кормов при стойловом содержании также усиливала эти нарушения. В процессах domestикации и разведения домашних животных сужались или разрушались естественные фитоценозы. Фактически с возникновением животноводства появился первый мощный фактор воздействия человека на растительный мир.

Возросла нагрузка и на ландшафт. Использование пастбищ во многих случаях приводило к эрозии и деградации почвенного покрова. Вытаптывание обширных площадей при этом меняло внешние характеристики ландшафта.

Однако наиболее мощным фактором антропогенного воздействия на среду обитания стало земледелие. В основе этого вида деятельности — собирательство, переработка и попытки возделывания многих видов растений, употребляемых человеком в пищу или для каких-либо технических нужд. По мнению большинства исследователей, на северо-западе Русской равнины устойчивые земледельческо-скотоводческие системы складываются только в начале нашей эры (субатлантический период; железный век) [4; 5]. Подобное длительное сохранение присваивающего хозяйства, основанного на охоте, рыболовстве и собирательстве, в лесной зоне Русской равнины объясняется спецификой природных условий этой зоны, которые, с одной стороны, лимитировали численность населения на невысоком уровне, с другой — в достаточном количестве обеспечивали население пищей, не стимулируя поиск новых хозяйственных стратегий. Это привело к возникновению устойчивого земледелия в лесной зоне только в VIII—X веках нашей эры. Однако археологические и палинологические данные позволяют утверждать, что антропогенная трансформация ландшафтов Юго-Восточной Прибалтики началась на несколько тысячелетий раньше — в неолите. По данным польских исследователей [9], в бассейнах Одера и Вислы земледелие возникло 7 тыс. лет назад, а спустя 2 тыс. лет уже играло серьезную роль в нарушении естественного равновесия хозяйственной деятельности и окружающей среды. Анализ природно-исторических предпосылок свидетельствует о том, что в междуречье Вислы и Немана земледелие появилось во второй половине неолита — в суббореальном периоде, в палинологических спектрах которого впервые фиксируется пыльца культурных злаков, главным образом пшеницы [6].

На территории региона земледелие, вероятно, возникло как очаговое мотыжное на плодородных аллювиальных почвах в непосредственной близости от неолитических поселений. При этом около 30 % земель в радиусе 0,5 км от поселка могли использоваться под сельскохозяйственные нужды [9]. Наиболее удобными для освоения деревянными и костяными орудиями были легкие песчаные и супесчаные почвы в пределах древнеаллювиальных равнин Немана, Шешупе, Преголи, а также склоны холмисто-моренных возвышенностей. Именно они, с их разнообразием почв и почвообразующих пород, различной степенью дренированности, множеством фаций создавали условия для эффективного действия механизма естественного отбора в отношении различных фенотипов хлебных злаков [13]. Лесная растительность под посевы уничтожалась двумя способами — подсекой и сжиганием. Об этом свидетельствует пыльца растений — индикаторов подсечно-огневого земледелия: полыней, вереска, маревых, щавеля, орляка [13]. Изучение обнаруженных на территории области остатков злаков позволяет сделать вывод, что земледельцы выращивали пшеницу мягких сортов, хорошего налива, по размерам мало уступающую современному невысоко-сортному зерну. Хороший налив и полное отсутствие сорняков свидетельствует, что злаки возделывались на достаточно плодородных неистощенных землях (например, на подсечных полях 1—2 года после подсеки), в которые не вносили удобрения. Экстенсивная земледельческая система, судя по всему, сложившаяся на территории области в неолите, заключавшаяся в технике выжигания и связанной с этим частой сменой полей, повлекла за собой обезлесение значительных пространств, прежде всего на возвышенностях.

Подводя итоги, следует подчеркнуть, что все сделанные выше выводы — это лишь первые шаги в изучении взаимодействия древних жителей Калининградской области с природой этой территории. Однако уже сегодня можно говорить о том, что на протяжении тысячелетий, с беллинга по

атлантический период, воздействие первобытных поселенцев на компоненты природной среды исследуемого региона оставалось минимальным. Заметное увеличение антропогенных нагрузок на окружающую среду произошло, по-видимому, в конце мезолита в результате возникновения животноводства, а в неолите степень антропогенной трансформации ландшафтов еще более возросла вследствие развивающегося земледелия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Алексеев В.П.* Некоторые аспекты палеоэкологических исследований // Археология и социальный прогресс. М., 1991. Вып. 1. С. 79—107.
2. *Бадер О.Н.* Проблема смещения ландшафтных зон в голоцене и археология // Первобытный человек, его материальная культура и природная среда в плейстоцене и голоцене. М., 1974. С. 225—230.
3. *Верещагин Н.К.* Охота первобытного человека и вымирание плейстоценовых млекопитающих в СССР // Материалы по фауне антропогена СССР. Л., 1971. С. 230—232.
4. *Гуман М.А., Хотинский Н.А.* Антропогенные изменения растительности центра Русской равнины в голоцене // Антропогенные факторы в истории развития современных экосистем. М., 1981. С. 35—36.
5. *Долуханов П.М.* История освоения ландшафтов Северо-Запада Русской равнины в голоцене // Антропогенная эволюция геосистем и их компонентов. М., 1987. С. 19—26.
6. *Дружинина О.А.* К вопросу о возникновении земледелия на территории Калининградской области // Материалы по археологии Беларуси. Минск, 2003. С. 155—158.
7. *Зализняк Л.Л.* Охотники на северного оленя Украинского Полесья эпохи финального палеолита. Киев, 1989. С. 11—90.
8. *Калечиц Е.Г.* Человек и среда обитания на этапе заселения Восточной Беларуси. Минск, 1996. С. 3—15.
9. *Крук Я.* Раннее земледелие как фактор формирования ландшафтов бассейнов Одера и Вислы // Палеогеографическая основа современных ландшафтов. М., 1994. С. 163—167.

10. Новенко Е.Ю. К вопросу об использовании растений в хозяйстве первобытного человека // Пути эволюционной географии. М., 2002. С. 301—307.
11. Римантене Р.К. Палеолит и мезолит Литвы. Вильнюс, 1971. С. 96—200.
12. Рогачев А.Н., Аникович М.В. Поздний палеолит Русской равнины и Крыма // Палеолит СССР. М., 1984. С. 162—272.
13. Савукинене Н.П., Сейбутис А.А. Основные фазы развития земледелия по Литве по палинологическим данным // Палинология в континентальных и морских геологических исследованиях. Рига, 1976. С. 98.
14. Симченко Ю.Б. Культура охотников на оленей Северной Евразии. М., 1976. С. 200—270.
15. Соффер О.А. Верхний палеолит Средней и Восточной Европы: люди и мамонты // Проблемы палеоэкологии древних обществ. М., 1993. С. 99—118.
16. Тимофеев В.И. Неолитические памятники Калининградской области и их место в неолите Прибалтики: Автореф. дис. ... канд. ист. наук. Л., 1980. С. 10—15.
17. Bodil B. A survey of the ahrensburgian faunal assemblage of Stellmoor // Tanged points cultures in Europe. Lublin, 1999. P. 47—60.
18. Daugnora L. Fish and seal osteological data at Sventoji sites. Lietuvos archeologija. Vilnius, 2000. Vol. 19. P. 85—103.
19. Hvass L. Digging into the Past. 25 Years of archaeology in Denmark. Orhus, 1993. P. 50—55.

СОДЕРЖАНИЕ

ЭКОЛОГИЯ

<i>Орленок В.В.</i> О неотложных мерах по сохранению и защите морских берегов Калининградской области	3
<i>Краснов Е.В., Рябкова О.И.</i> Типы берегов Балтийского моря	11
<i>Барينو́ва Г.М., Костина Т.В.</i> Экологический паспорт территории: подходы и содержание	16
<i>Салихова Е.В., Савостина О.А., Станченко Л.Ю.</i> Состояние городского ландшафта Калининграда как экологической ниши человека	20
<i>Гриценко В.А., Зацепин А.Г.</i> Экологические аспекты процессов перемешивания стоковых фронтов в прибрежной зоне море	30
<i>Орленок В.В., Романова Е.А., Виноградова О.Л.</i> Ландшафтно-экологическое планирование в Славском районе (2003 г.)	37
<i>Брусиловский П.М., Сухорук В.И.</i> Численное моделирование поведения планктонных сообществ в условиях случайного хронического нефтяного загрязнения	44
<i>Хабузова Д.О.</i> Оценка предрасположенности территорий административных районов Калининградской области к проявлению геологических опасных явлений	58

<i>Ельцина Г.Н., Михневич Г.С.</i> Природная защищенность подземных вод Калининградской области	67
<i>Гаева Д.В., Барина Г.М.</i> Роль медоносных пчел в системе геоэкологического мониторинга	73
<i>Рябой В.Е., Старовир С.В.</i> Экологическая и санитарно-эпидемиологическая оценка почв урбоценозов	83
<i>Солодовникова М.И., Зотов С.И.</i> Социозкосистема Калининградской области: история формирования и современное состояние	88

МЕТЕОРОЛОГИЯ

<i>Абрамов Р.В., Иванов С.Н., Стонт Ж.И.</i> К вопросу о наибольшей скорости местного ветра	96
<i>Голенко М.Н., Чугаевич В.Я.</i> Сравнение спутниковых и контактных измерений температуры поверхностного слоя в Балтийском море	100
<i>Абрамов Р.В.</i> Рабочая оценка интегрального атмосферного переноса над регионом	107
<i>Чечко В.А., Чубаренко Б.В., Курченко В.Ю.</i> Динамика концентрации водной взвеси в Калининградском морском канале в связи с движением судов и проведением дноуглубительных работ	112
<i>Яковлев В.В.</i> Опыт инструментального измерения скорости речного потока в центре города	116

ПРОБЛЕМЫ ОХРАНЯЕМЫХ ПРИРОДНЫХ ТЕРРИТОРИЙ И ЗОН РЕКРЕАЦИИ

<i>Волкова И.И., Шаплыгина Т.В.</i> Оценка чувствительности дюнных природных комплексов (на примере Куршской косы)	119
<i>Сухорук В.И.</i> Формы фосфора и азота в водах Вислинского залива как показатели его эвтрофикации ...	124

<i>Александров С.В., Дмитриева О.А.</i> Воздействие «цветения» фитопланктона на прибрежную часть Куршского залива Балтийского моря	142
<i>Басс О.В.</i> Влияние оградительных сооружений порта Балтийск на береговую зону Балтийского моря	148
<i>Берникова Т.А., Шибаета М.Н., Шкицкий В.А.</i> Исследование экологического состояния озера Виштынецкого летом 2003 г.	157
<i>Дмитриева О.А., Александров С.В.</i> Видовой состав и количественные характеристики развития фитопланктона рек Дейма и Преголя Калининградской области	164
<i>Бобыкина В.П., Добрынин В.Н.</i> Антропогенный фактор морфолитодинамики берегового склона авантюны Вислинской косы	169

КРАТКИЕ СООБЩЕНИЯ

<i>Тупкина Н.Ф., Орлова Н.С., Тупкин С.Н.</i> Влияние ветроустановок на природную среду в прибрежной зоне Калининградской области	175
<i>Кукуев Е.И.</i> О составе биологических включений в балтийском янтаре	178
<i>Лебедь Е.Н., Тупкин С.Н.</i> Основные направления использования энергии ветра	182
<i>Дружинина О.А.</i> Человек и среда обитания в каменном веке на территории современной Калининградской области	186

Научное издание

**ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ
КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ
И БАЛТИЙСКОГО РЕГИОНА**

Сборник научных трудов

Под редакцией профессора В.В. Орленка

Редакторы Л.Г. Ванцева, Н.Н. Мартынюк
Корректор Е.В. Владимирова
Оригинал-макет подготовлен И.А. Хрустальевым

Подписано в печать 15.04.2005 г.
Бумага для множительных аппаратов. Формат 60×90 ¹/₁₆.
Гарнитура «Таймс». Ризограф. Усл. печ. л. 12,8. Уч.-изд. л. 10,6.
Тираж 200 экз. Заказ .

Издательство Калининградского государственного университета
236041, г. Калининград, ул. А. Невского, 14