ЧАСТЬ 1. ОБЩИЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О ЗАГРЯЗ-НЕНИИ МИРОВОГО ОКЕАНА

Загрязнением среды считается внесение в нее новых, не свойственных ей физических, химических, биологических составляющих или превышение естественного среднего уровня за многолетний период этих составляющих в среде.

С экологической точки зрения загрязнение поступая в экосистему, существенно изменяет особенности ее функционирования. Изменяются потоки энергии и вещества, продуктивность, численность популяций и т.п. Загрязнение природной среды может происходить от естественных источников (наводнение, извержение вулкана, падение метеорита и т.д.) и в результате человеческой деятельности. Таким образом, следует различать природные и антропогенные загрязнения. Загрязнение может иметь физическую, химическую, биологическую природу.

Приведем определение загрязнения, которое было сформулировано группой экспертов по научной проблеме глобального загрязнения морей при ООН. «Загрязнение означает внесение человеком прямо или косвенно, веществ или энергии в морскую среду, в результате чего возникают такие пагубные последствия, как ущерб живым ресурсам, опасность для здоровья человека, помехи морской деятельности, изменение полезных свойств водного объекта».

В биологическом энциклопедическом словаре загрязнение определяется следующим образом. К загрязнениям биосферы относятся как поступление и накопление стойких загрязняющих веществ, которые почти не разрушаются в природных средах (например, ДДТ) так и веществ, имеющих естественные механизмы разложения и усвоения (например, удобрения) в количествах, превышающих способность биосферы к их переработке и нарушающих сложившиеся в ходе длительной эволюции природные системы и связи

в биосфере и подрывающих способность природных компонентов к саморегулированию.

Первое определение является более широким, в частности, оно включает в загрязнения и энергию, поступающую в экосистему.

В соответствии с современными представлениями (Израэль Ю.А., Цыбань А.В., 1989) загрязнение - это:

привнесение в среду или возникновение в ней новых, обычно не характерных для нее, физических, химических, информационных, биологических или каких-либо других агентов;

превышение в рассматриваемое время естественного средневременного уровня и концентрации агентов (в пределах их крайних колебаний), приводящее к негативным последствиям.

В общем виде загрязнение — это все то, что не в том месте, не в то время и не в том количестве, какое естественно для природы возникает, поступает или превышает средневременный уровень содержания. Загрязнение выводит системы окружающей среды из состояния равновесия, отличается от обычных наблюдаемых норм и нежелательно для человека. Агент, вызывающий явление загрязнения называется загрязнителем.

Загрязняющие вещества — это химические соединения, концентрация которых в окружающей среде превышает некоторую пороговую величину, скорость их поступления превышает скорость их рационального усвоения соответствующими экосистемами или скорость их физической, химической и биологической трансформации. Присутствие загрязняющих веществ и рост их концентраций приводит к нарушению равновесия в объектах окружающей среды. Последствия воздействия загрязняющих веществ или загрязняющего вещества называется химическим загрязнением.

При оценке уровней загрязнения того или иного водоема или природного объекта вводится понятие предельно допустимых кон-

центраций (ПДК). Предельно допустимая концентрация (ПДК) является основной величиной экологического нормирования содержания вредных химических соединений в компонентах природной среды. ПДК — это норматив, максимальное количество загрязняющего вещества в окружающей среде, которое при постоянном контакте или при воздействии за определенный промежуток времени практически не влияет на здоровье человека и животных и не вызывает неблагоприятных последствий у потомства. При определении ПДК учитывается не только влияние загрязняющего вещества на здоровье человека, но и его воздействие на животных, растения, микроорганизмы и на природные сообщества в целом.

Физическое загрязнение связано с изменением физических параметров: тепловых, световых, электромагнитных, радиационных, звуковых и др.

Тепловое загрязнение обычно связано с промышленными выбросами теплой воды и различных газов. Тепловое загрязнение водоемов вызывает их эвтрофикацию, изменяется видовой состав в водоеме. Тепловое загрязнение атмосферы может происходить также в результате поступления в атмосферу парниковых газов. Такое тепловое загрязнение носит вторичный характер.

Электромагнитное загрязнение возникает в результате работы мощных электроустановок, линий электропередач, радиопередающих устройств, в том числе мобильных средств связи. Действие электромагнитного излучения во всем его спектре на человека еще не исследовано. В литературе описаны многочисленные факты отрицательного действия искусственных электромагнитных полей на человека и способность человека ощущать эти поля. Например, некоторые люди, находясь на расстоянии в десятке метров от линии электропередачи, способны определять момент ее включения или выключения. Электромагнитное излучение оказывает отрицательное воздействие не только на человека. Под линиями электропере-

дачи напряженность электрических и магнитных полей значительно превышает фоновый уровень.

Химическое загрязнение представляет собой поступление в экосистему тех или иных веществ, количественно или качественно чуждых экосистеме. При этом изменяются не только химические свойства среды, но может нарушиться функционирование экосистемы. Человек поставляет в окружающую среду соединения, которых раньше в ней не было. Поэтому отсутствует естественный (природный) путь их нейтрализации. Примерами химического загрязнения являются загрязнения тяжелыми металлами, пестицидами, хлорбифенилами и др. Отрицательные влияния химических загрязнений на метаболизм живых организмов называют «экологическими ловушками». В качестве такой ловушки можно упомянуть явление накопления метилртути в организме человека (болезнь Минамата – по названию местности в Японии, где эта болезнь была впервые обнаружена). Отходы производства, содержащие метилртуть, сбрасывались в залив, откуда с морепродуктами, выловленными рыбаками, поступали в организм человека. Более 40 лет понадобилось природе для того, чтобы устранить последствия сбросов ядовитых отходов в залив. Только в 1998 г. местным рыбакам была разрешена добыча морепродуктов в этом заливе.

Накопление химических веществ в пищевой цепи называется концентрированием в пищевой цепи или бионакоплением. Особенно опасно это явление в отношении некоторых устойчивых к разложению пестицидов и радионуклидов, которые используются в небольших концентрациях. Например, представим себе поступление ДДТ в водоем. По трофической цепи сначала ДДТ передается продуцентам (водным растениям), затем рыбе (травоядной), далее хищной рыбе и, наконец, хищной птице (скопа). При переходе с первого на второй трофический уровень концентрация ДДТ возрастает в 250 раз, при переходе со второго на третий – еще в 1200 раз, а

с третьего на четвертый – еще в 1800 раз. Сильное влияние ДДТ оказывает на популяции птиц. Поступление ДДТ в организм пернатых нарушает образование яичной скорлупы, что нарушает развитие птенцов и может привести к сокращению или даже гибели популяции. Это явление хорошо исследовано, например, на популяции розовых пеликанов в Калифорнии. Подобным образом следовые количества радиоактивных элементов, поступающих в водоемы с предприятий атомной промышленности, концентрируются в тканях рыб и птиц, и представляют опасность для человека.

Биологическое загрязнение является не менее опасным, чем химическое загрязнение. Эпидемии гриппа, других болезней являются примерами проявления микробиологического загрязнения, вызванного микроорганизмами. Распространение патогенных организмов со сточными водами часто являлись и продолжают являться причинами эпидемий.

Случайное переселение животных или растений в экосистемы может привести к значительному нарушению их функционирования. Гребневик мнемиопсис, попавший с балластными водами из Карибского бассейна в Черное море, где он оказался более живучим, по сравнению с местными обитателями в той же трофической цепи, нанес огромный ущерб экосистеме моря.

Разделение загрязнений на физические, химические, биологические имеет определенную условность и ограниченность. Например, тепловое загрязнение водоема, возникающее при использовании воды для отвода избыточного тепла, относится к физическому загрязнению. Однако тепловое загрязнение приводит к интенсификации и перестройке процессов биотической компоненты экосистемы, нарушаются процессы переноса химических веществ, изменяется видовой состав. Таким образом, возникает вторичное химическое и биологическое загрязнение.

Другой пример, иллюстрирующий условность разделения на виды загрязнений. Поступление нефтепродуктов на поверхность водоема – химическое загрязнение. Но распределение нефтепродуктов по поверхности нарушает процессы газообмена, испарения, теплообмена водоема с атмосферой. Поверхностные пленки изменяют параметры ветровых волн, как следствие происходит гашение или ослабление коротковолновых составляющих волнового спектра. Изменения параметров поверхностных волн в свою очередь изменяют структуру приводного слоя атмосферы и приповерхностного слоя водоема – изменяются профили скорости ветра и течения, вертикальные распределения пульсаций. При этом изменяются потоки энергии и импульса между атмосферой и водоемом, то есть имеет место изменение динамического взаимодействия пограничных слоев атмосферы и водоема. Напомним, что в основе этого сложного каскада изменений физико-химических процессов лежит химическое загрязнение водной поверхности.

Способность природной среды к самоочищению зависит от характеристик загрязняющего вещества и биоценоза. При загрязнении, например, водных объектов загрязняющие вещества можно подразделить на следующие группы (Скурлатов Ю.И.,1994). В первую группу входят консервативные загрязняющие вещества, которые не разлагаются или разлагаются в природной среде очень медленно. Снижение концентрации консервативных загрязняющих веществ происходит за счет процессов разбавления, массопереноса, сорбции, бионакопления и др. Самоочищение в этом случае имеет кажущийся характер, так как происходит только перераспределение и рассеяние консервативных загрязняющих веществ в окружающей среде. Локальное загрязнение уменьшается за счет расширения области загрязнения. Общее количество загрязняющих веществ не изменяется. Во вторую группу входят биогенные загрязняющие вещества, которые участвуют в биологическом круговороте. Самоочище-

ние природной среды происходит за счет биохимических процессов.

В третью группу могут быть отнесены водно-растворимые вещества, не участвующие в биологическом круговороте. Самоочищение от этих загрязняющих веществ происходит путем химической и микробиологической трансформации.

Реакция экосистемы на внесение разного вида загрязняющих веществ в экосистему будет различной. При увеличении концентрации загрязняющих веществ, участвующих в биологическом круговороте, наблюдается первоначальное увеличение биопродуктивности экосистемы, при дальнейшем росте концентрации загрязняющих веществ происходит падение продуктивности и возможно гибель экосистемы.

При поступлении в экосистему загрязняющих веществ, не имеющих природных путей утилизации, с ростом концентрации загрязняющего вещества происходит падение биопродуктивности экосистемы и ее гибель.

Антропогенные загрязнения имеют, как правило, локальный характер поступления в среду. Распределение по большей территории происходит за счет множественности путей миграции.

Загрязняющие вещества, поступающие в атмосферу, участвуют в глобальной атмосферной циркуляции. Осаждение атмосферных загрязняющих веществ на поверхность водных объектов приводит к их загрязнению. Осаждение атмосферных загрязнений на поверхность растений вызывает загрязнение биоты (внекорневое поступление загрязнений).

Загрязняющие вещества, поступившие в водный объект, участвуют в циркуляции водной массы. За счет испарения воды может происходить загрязнение атмосферы, переход загрязненной воды в почву или биоту вызывает их загрязнение.

Подобным образом можно перечислить, как загрязняющие вещества, поступившие первоначально в биоту или на поверхность суши, вызывают загрязнение атмосферы и гидросферы. Беглое рассмотрение процессов миграции загрязняющих веществ показывает, что физические процессы массопереноса играют важнейшую роль в распространении загрязнений. Особенно велика роль физических механизмов на границах раздела фаз, в пограничных слоях.

Множественность путей миграции загрязняющих веществ приводит к необходимости комплексного подхода к изучению этого процесса. Решить задачу переноса загрязнений только в рамках изучения физических, химических или биологических процессов невозможно.

Вода гидросферы составляет 0,03% массы всего земного шара и 8% массы земной коры. Подавляющая часть всей воды на Земном шаре содержится в океанах (98%). Океаны занимают 71 % всей поверхности земного шара и занимают объем 1,37 млрд.км³. В океан поступает 60 % всех осадков на Земле в виде дождя и стока рек.

Вследствие деятельности человека огромное количество загрязняющих веществ поступает в Мировой океан при прямом сбросе промышленных и бытовых стоков, захоронении (дампинг) токсичных и радиоактивных материалов, аварийных ситуаций, материкового стока судоходства, добычи полезных ископаемых, а также через атмосферу и с речными выносами.

Современное антропогенное воздействие на морскую среду заключается в основном в увеличении скорости поступления загрязняющих веществ в Мировой океан, которое происходит как на региональном, так и глобальном уровне. Этот процесс обуславливает изменение содержания различных химических соединений в Мировом океане.

Следует отметить, что не все вещества, поступающие в Мировой океан, несут угрозу морской экосистеме. Будучи универ-

сальным растворителем, морская вода сама по себе содержит широкий набор химических элементов, как в растворенном виде, так и в виде суспензий. Только в том случае, когда количество накопленного вещества превышает его расход, и содержание отдельного компонента становится настолько велико, что начинает воздействовать на всю систему или ее отдельные элементы, данный компонент можно считать загрязняющим.

Экономическая и хозяйственная деятельность приводит к растущему поступлению загрязнений в Мировой океан. Так как океан и моря занимают три четверти земной поверхности, это превращает их в естественные приемники загрязнений вследствие глобальной циркуляции океана и атмосферы. Моря активно использовались и продолжают использоваться для захоронения различного рода отходов. В шельфовых морях влияние загрязнений проявляется сильнее, чем в открытых частях океана. Особенно подвержены загрязнению внутренние мелководные моря, подобные Азовскому и Каспийскому морям.

Комплексный характер процессов, определяющих загрязнение океана, делает очень сложным проведение анализа экологического состояния морей, разработку эффективных методов борьбы с загрязнением. К концу прошлого века сформировалось устойчивое представление о глобальном химическом загрязнении Мирового океана. Загрязняющие вещества образуют области повышенной загрязненности в шельфовой зоне океана, в зонах фронтов, в эвфотическом слое, на границах разделов, то есть там, где протекают активные биологические процессы и сосредоточена основная масса живых организмов. Наибольшую опасность из множества веществ, поступающих в Мировой океан, представляют хлорированные углеводороды, радионуклиды, тяжелые металлы. Поступление многих видов загрязнений уменьшает, прежде всего, первичную продукцию фитопланктона. Следует отметить, что многочисленные пессими-

стические прогнозы уровня загрязнения Мирового океана, сделанные в конце прошлого века оказались ошибочными, вследствие недооценки ассимиляционного потенциала Мирового океана и примитивности прогностических моделей, использованных для прогноза и ненадежности данных об уровнях загрязнений, полученных в разное время.

Наибольшая часть загрязнений поступает в моря с суши (40-45%). Большую опасность для морских экосистем представляет не только поступление химических загрязнений, но и попадание с речным стоком большого количества биогенных веществ, что обуславливает эвтрофикацию морских вод. Вторым по значимости источником загрязнений, примерно равным доле поступления загрязнений с речным стоком, является атмосферный перенос. На третьем месте (примерно 20%) находятся местные источники загрязнения, включающие коммунальные стоки, дампинг (захоронение загрязнений), смыв промышленных отходов и т.п.

В таблице 1 представлены антропогенные и природные источники загрязняющих веществ, поступающих в Мировой океан (Израэль Ю.А., Цыбань А.В., 1989).

Таблица 1 Антропогенные и природные загрязняющие вещества, Поступающие в мировой океан

Вид загряз-	Источники				
нения	природный	Антропогенный			
Нефтяные углеводоро- ды	Выходы нефти, газа; речной и терриген- ный сток, вулканы, бактерии в водной толще, атмосфера	Асфальтовые дороги, транспорт, добыча полезных ископаемых, аэрозоли.			
Взвешенные вещества	Речной и терригенный сток, взмучивание, вызванное течениями, высокая биологическая продуктивность, атмосфера	Сельское хозяйство, рыболовство (тра- ление), землечерпа- тельные работы (в портах, реках, кана- лах), промышлен- ные и бытовые сто-			



		ки, бурение.	
Тяжелые ме- таллы	Вулканы, речной и терригенный сток, трещины, разломы земной коры, дон- ные отложения, разложение организ- мов.	Промышленные и бытовые стоки	
Радиоактив- ные матери- алы	Речной и терригенный сток, вулканы, трещины, разломы земной коры, месторождения, атмосфера	Промышленные и бытовые стоки, атомные электростанции, испытания ядерного оружия	
Биогенные вещества	Речной и терригенный сток, взмучива- ние донных отложений, мутьевые пото- ки, биологические циклы, атмосфера.	Бытовые стоки, сельское хозяйство, жидкие глины.	
Термальные воздействия	Вулканы, трещины, разломы земной коры, перегретые тропические лагуны, эстуарии	Выбросы холодиль- ных установок, ис- пользование тепло- вой энергии океана.	
Рапа	Соляные линзы, трещины, разломы земной коры, мелководные лагуны.	Промышленные выбросы, включая поступление рапы из емкостей хранения соли.	
Биологиче- ское потреб- ление кисло- рода	"Красные приливы", эвтрофикация, окисление и трансформация	Бытовые и промыш- ленные выбросы, отходы консервной промышленности	

Многие процессы связывают Мировой океан с другими сферами природной среды. Это взаимодействие океана и атмосферы, прохождение биогеохимических циклов важнейших химических элементов, определяющих циркуляцию вещества и энергии в природных экосистемах, мощная фотосинтезирующая деятельность водорослей, регулирующая баланс кислорода и диоксида углерода и другие явления глобального характера. В.И.Вернадский писал "Мировой океан с происходящими в нем сложными процессами равновесия не является изолированным в земной коре. Его вещество находится в теснейшем обмене с атмосферой и сушей, и этот обмен имеет огромное значение не только для химии моря, но и для химии всей земной коры". Однако, в настоящее время антропогенная активность существенно влияет на поступление в морскую среду многих химических соединений. Недавние исследования по-

казали, что антропогенная составляющая стока ряда загрязняющих веществ в Мировой океан (свинца, нефти, ртути, мышьяка) сравнима, или даже превышает природную составляющую (таблица 2). (Израэль Ю.А., Цыбань А.В., 1989г.)

Таблица 2
Антропогенная нагрузка (т/год) на Мировой океан по основным загрязняющим веществам в сравнении с естественными потоками

Загрязняющее	Сток		Доля ан-	Поток в океан	
Вещество	есте-	антропоген-	тропо-ген-	Сток	Атмо-
	ственный	ный	ного сто-	с суши	сферное
			ка, %		осажде-
					ние
Свинец	1,8 [.] 10⁵	2,1·10 ⁶	92	(1-20)·10 ⁵	(2-20)·10 ⁵
Ртуть	3,0· 10³	7,0· 10³	70	$(5-8) \cdot 10^3$	(2-5)· 10 ³
Кадмий	1,7⋅ 10⁴	1,7⋅ 10⁴	50	(1-20)· 10 ³	(0,5-
					14)·10 ³
Нефть	6,0⋅ 10⁵	4,4· 10 ⁶	88	(3-4)· 10 ⁶	(3-5)·10 ⁵
Хлорированные					
углеводороды:					
ПХБ	-	8,0· 10³	100	$(1-3)\cdot 10^3$	(5-7)· 10 ³
Пестициды, ди-	-	1,1⋅ 10⁴	100	(4-6)· 10 ³	(3-7)· 10 ³
бензодоксины,					
дибензофураны					

В прибрежных зонах морей возрастание антропогенного воздействия привело к прогрессирующей эвтрофикации и микробиологическому загрязнению морской воды и гидробионтов. Одновременно здесь происходит быстрое увеличение концентраций химических веществ до критического уровня.

В открытых районах морей гидробионты и экосистемы в целом начинают испытывать воздействие факторов малой интенсивности — низких доз устойчивых химических соединений, опасность которых заключается в хроническом характере воздействия. Угрозу для экологического благополучия гидросферы в целом представляет как интенсивное загрязнение, так и факторы малой интенсивности.

Поступающие в гидросферу в целом и в Мировой океан в частности загрязняющие вещества неравномерно распределяются в нем, способствуя повышенному загрязнению прибрежных районов, эвфотического слоя и зон гидрофронтов, в которых сосредоточена основная продукция органического вещества. Загрязняющие вещества аккумулируются и воздействуют в первую очередь на экосистемы внешних контуров моря и поверхностей разделов так называемых критических зон, в которых протекают наиболее активные геохимические процессы и развиваются обильные по численности и разнообразию форм сообщества морских организмов. Так, поверхность раздела вода- атмосфера служит средой обитания для совокупности организмов, образующих нейстон и плейстон. Нейстоновые организмы обитают в поверхностной пленке, поэтому они в наибольшей степени подвержены воздействию нефтепродуктов и хорошо растворимых в них полихлорированных соединений, пестицидов. Большая часть загрязняющих веществ проходит через толщу воды и в составе взвесей может осаждаться на дне. Таким образом, в донных отложениях токсиканты могут накапливаться, и в определенных ситуациях, донные отложения могут стать источником "вторичного" загрязнения.

В последние годы была признана большая роль атмосферных переносов в загрязнении Мирового океана. В поверхностных водах и особенно в поверхностном микрослое океана обнаружены повышенные концентрации загрязняющих веществ. Органические природные и нефтяные пленки влияют на физико-химические свойства поверхности раздела океан-атмосфера. Они подавляют процессы обмена газами, гасят капиллярные волны, изменяют температуру поверхностного микрослоя и характер процессов образования пузырьков, способствующих естественному самоочищению водных масс.

Океан и атмосфера составляют единую "термодинамическую машину", деятельность которой отражается на состоянии климатической системы. Нарушение интенсивности и характера циркуляции газов и веществ между океаном и атмосферой вызывает изменения климата, которые носят специфический характер в полярных и экваториальных районах Земли.

Таким образом, поверхностная микроэкосистема как критическая зона накопления загрязняющих веществ в Мировом океане подлежит изучению для выяснения биогеохимических циклов и баланса элементов, а также прогноза последствий антропогенного воздействия на открытые океанические системы и климат Земли.

Контактная зона океан - суша является химико-геохимическим барьером между материковыми стоками и открытым океаном. Это область наибольшей биологической активности в Мировом океане. В прибрежных районах, занимающих 13 % всей площади океанов создается 40% всей первичной продукции органического вещества в морской среде. Важно отметить, что в прибрежных районах и зонах апвеллингов сосредоточено более 90% вылова рыбных ресурсов Мирового океана.

Прибрежные районы наиболее активно эксплуатируются человеком и приносят ему наибольшую экономическую пользу. Вместе с тем это- зона наибольшего антропогенного воздействия на Мировой океан. В настоящее время около 50% населения земного шара обитает вблизи океана или непосредственно связано с его прибрежной зоной. Около 50% крупнейших городов мира с населением, превышающим 1 млн. человек, располагаются вблизи эстуариев либо заливов океанов.

Помимо загрязнения речных вод, достигающих прибрежных и открытых районов Мирового океана, помимо прямых сбросов бытовых, промышленных и сельскохозяйственных стоков человек воздействует на морские экосистемы прибрежных районов при произ-

водстве портовых землечерпательных работ, при строительстве портов и причалов, при активном изъятии биологических ресурсов, при прокладке подводных трубопроводов и при проведении других подводных работ. Все эти воздействия, а также материковые стоки, включая речной сток, неизбежно ведут к изменению физических, химических и биологических процессов в контактной зоне океансуша.

Речной сток – важнейший путь поступления загрязняющих веществ в морскую среду. Оценка количества загрязняющих веществ, выносимых речными водами, исключительно важна для изучения ассимиляционной емкости прибрежных экосистем, а также для исследования биогеохимических циклов химических соединений. С речным стоком в Мировой океан поступает 20·10⁹ т взвешенных веществ и растворенных солей, включая металлы и органические загрязняющие вещества в растворенной форме, а также в ассоциации со взвешенными частицами. На пограничных фронтах в эстуариях и на шельфе они взаимодействуют с водой и взвешенным веществом открытого океана. Определенная доля растворенных и взвешенных загрязняющих веществ попадает в открытые воды и на большие глубины Мирового океана. Концентрация взвешенных частиц в прибрежных водах выше, чем в водах открытого океана. Это явление - одна из важнейших проблем геохимии и микробиологии пограничной зоны океан - суша.

Химический состав внутренних вод, на которые оказывает воздействие человек, зависит от осадков, температуры, типа почв и минерального состава пород дна водоема, морфологии, флоры и фауны, а также от длительности воздействия этих факторов. Загрязняющие вещества в гидросферу могут поступать с атмосферными осадками, с почвенными водами и со стоком рек, а также с хозяйственно-бытовыми, промышленными стоками, с дренажными потоками при сельскохозяйственной деятельности. Подкисление прес-

ных вод происходит в том случае, когда скорости замещения почвенных катионов водородом (H+) превышает скорость поступления катионов в результате выветривания. Подкисление пресной воды особенно заметно в горных областях с большим количеством дождевых осадков (и, следовательно, высоким потоком кислоты) на крутых склонах, (где результатом является короткое время пребывания воды в почве) и медленно идут процессы выветривания и снабжения катионами.

Критическая пограничная зона вода - донные отложения - конечное звено превращений и захоронения многих химических соединений, распространенных в биосфере. Эта зона является областью как накопления, так и трансформации химических веществ, в том числе загрязняющих, которые циркулируют в водной толще, поступают в океан с суши, из атмосферы и достигают ложа океана со взвешенным веществом или с нисходящими потоками воды. Эта зона является также критической зоной, в которой концентрации загрязняющих соединений достигают наибольших значений.

Действительно, загрязняющие вещества, распространенные в водных массах океана, либо разрушаются там, либо тем или иным образом достигают придонных слоев. Окончательное захоронение осадочных материалов наступает после того, как они пройдут пограничную зону вода — донные отложения. Именно здесь органический детрит, кальциевые, кремниевые остатки раковин и другие химически активные материалы подвергаются различным превращениям.

Несмотря на удаленность дна Мирового океана, особенно открытых областей, от районов антропогенной деятельности в верхних слоях грунта все чаще и чаще обнаруживают высокие концентрации высокомолекулярных органических веществ и тяжелых металлов. Загрязнение донных отложений особенно прогрессирует в

последние 30-40 лет и наиболее характерно для внутренних морей и прибрежных зон океана.

Поверхность раздела вода — дно и, прежде всего сами донные отложения представляют собой постоянно действующий источник вторичного загрязнения морской воды, которое происходит при взмучивании иловых отложений вследствие гидрологических явлений либо деятельности донных животных (биологическое взмучивание).

Характеризуя важнейшие природные процессы, происходящие на границе вода — донные отложения и определяющие элиминацию загрязняющих веществ либо их возвращение в водную толщу (вторичное загрязнение), нельзя не отметить биологическое взмучивание, которое рассматривается в настоящее время как глобальное океаническое явление.

Итак, критическая зона вода- донные отложения – динамическая среда, где скорость транспорта и быстрота протекания реакции влияют на условия значительно больше, чем химическое равновесие процессов. Многие химические соединения, которые достигают дна океана, затем вновь возвращаются в водную толщу и перераспределяются там.

В трансформации загрязняющих веществ морских экосистемах принимают участие различные процессы: физические – перенос, адсорбция, разбавление, концентрирование при испарении, протекающие без изменения состава загрязняющих веществ; физико-химические — химическое окисление, разложение, окислительно-восстановительные разрывы химических связей, цепей, образование новых соединений в результате взаимодействия загрязняющих веществ с компонентами гидросферы; в результате реакций гидролиза, комплексообразования, замещения, протекающих с изменением состава загрязняющего вещества. И, наконец, биологические процессы, связанные с включением загрязняющего вещества в трофический цикл, вызывающие хроническое или острое пораже-

ние биоценоза, и завершающих круговорот загрязняющего вещества либо путем возвращения в экосистему слагающих его элементов в случае полностью разлагающегося вещества, либо окончательного их захоронения в донных отложениях в случае неразлагающихся веществ (Совга Е.Е., 2005). Возможен также вынос загрязняющего вещества за пределы рассматриваемой экосистемы в результате действующей системы течений или ветровой деятельности.

Остановимся более подробно на физических процессах переноса загрязняющих веществ в Мировом океане. Вследствие большой зависимости элементов океанской экосистемы от крупномасштабной циркуляции локальное загрязнение и его негативные последствия приобретают в Мировом океане глобальный характер.

Вертикальное перемешивание и упорядоченные горизонтальные и вертикальные движения переносят токсичные вещества на большие расстояния и в глубокие слои океана. Мелкомасштабное же перемешивание водных масс хотя и не способствует их переносу на большие расстояния, однако, имеет существенное экологическое значение с точки зрения изменения свойств и локальной концентрации загрязняющих веществ. Даже при равномерном поступлении загрязняющих веществ на поверхность различных акваторий Мирового океана гидрологические факторы (диффузии, адвекция) предопределяют "пятнистость" распределения загрязняющих веществ.

Особенно тесная связь между физическими, химическими и биологическими процессами наблюдается в районах фронтальных зон, апвеллингов и нисходящих течений.

Функционирование системы приповерхностного биотопа океана в значительной степени определяется перемешиванием поверхностных вод, которое обусловлено силой и скоростью ветра, а также процессами теплообмена между океаном и атмосферой. Следовательно, метеорологические условия имеют самое непосред-

ственное влияние на поверхностный слой океана, в котором концентрируются загрязняющие вещества и развиваются нейстонные биоценозы, играющие важную роль в функционировании биотического компонента океана и разрушении органических соединений в его поверхностных пленках.

Таким образом, динамичность океанской среды, совокупность постоянно действующих важнейших физических явлений определяют основные закономерности распределения загрязняющих веществ в Мировом океане, а именно:

Перенос загрязняющих веществ интенсивными течениями на большие расстояния в открытые районы океана, его олиготрофные зоны, северные экосистемы, районы апвеллинга, корраловых рифов и др.

Сосредоточение загрязняющих веществ в областях схождения разнородных водных масс, структурных течений, в эстуариях и зонах квазистационарных круговоротов.

Перенос загрязняющих веществ в придонные горизонты, более глубокие слои океана и их накопление в морских организмах, взвешенном веществе и донных осадках.

Накопление загрязняющих веществ на поверхностях разделов океан- атмосфера, океан-суша, вода- донные отложения.

В настоящее время все глубже и сильнее укрепляются представления о необходимости оценки трансокеанских переносов загрязняющих веществ и выяснения их воздействия на олиготрофные и продуктивные экосистемы открытых районов Мирового океана.

В превращении загрязняющих веществ в водоемах большое значение имеют окислительно-восстановительные процессы. Кислотность рН и Еh окислительно-восстановительный потенциал могут определять поведение элементов и их соединений в окружающей среде. В сильно окисленных условиях Eh 0,6-1,2B вода распадается на ионы O и H_2 , а в восстановленных условиях Eh 0,0-0,6

вода восстанавливается до водорода. Диаграмма Eh-pH дает возможность оценить состояние того или другого элемента в условиях изменений кислотности и окислительно-восстановительных условий. В зависимости от Eh и pH могут образовываться различные формы элементов, например, Eh и Eh марганец и железо, потенциальные акцепторы электронов в окислительных условиях распространены в виде нерастворимых оксидов Eh и Eh и

Органическое вещество в водах морей и океанов. Органическое вещество является основным источником энергии процессов, протекающих в водной толще и в донных отложениях.

Если принять по Хорну (Хорн Р.,1972 г.), что состав органического вещества ориентировочно можно выразить формулой $(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4$, то в нормально аэрируемой морской воде окисление органического вещества осуществляется кислородом и его можно представить уравнением:

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4+138O_2=106CO_2+122H_2O+16HNO_3+H_3PO_4$$
 (1)

При дефиците кислорода в системе этот процесс можно представить уравнением:

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4+84,8HNO_3=106CO_2+42,4N_2\uparrow+148,4H_2O+16NH_3+H_3PO_4$$
 (2)

Дополнительно к реакции (2) может происходить окисление аммония:

$$5NH_3 + 3HNO_3 = 4N_2 + 9H_2O$$
(3)

После того, как количество кислорода падает до 0,11 мл/л и запас NO_2 и NO_3 исчерпывается, разложение органического вещества происходит за счет кислорода сульфатов в результате бактериальной сульфат редукции:

$$(CH_2O)_{106}(NH_3)_{16}H_3PO_4+53(SO_4^2)=106CO_2+53S^{2-}+16NH_3+106H_2O+H_3PO_4$$
 (4)

Основными источниками органического углерода являются планктон и макрофитный детрит. Органическое вещество естественного происхождения может присутствовать в морской воде, как в виде растворенного органического вещества, так и в виде взвешенного.

Растворенное органическое вещество (РОВ) в морской воде представлено растворимыми аминокислотами, полисахаридами и липидами. Продуцируется оно в морской воде в основном фитопланктоном, причем вклад первичной продукции РОВ эквивалентен вкладу от источников суши. В реках примерно половина растворенного органического вещества находится в виде высоко окисленных обедненных азотом (C/N = 15-85) растворимых гумусовых веществ, или обогащенных азотом органических веществ, связанных с минеральными взвесями. Особенность деструкции органического вещества в прибрежных зонах - это влияние взвешенного материала. В шельфовых зонах концентрация взвеси возрастает в несколько раз. Значительная часть взвешенного материала, в том числе органического, привносится в прибрежные зоны с речным стоком. Этот взвешенный материал способствует увеличению скорости деструкции органического вещества. На шельфе взмученный донный осадок оказывает большое влияние на скорости валовой седиментации взвешенных органического углерода и органического азота, составляя в среднем 80-90% от общего $C_{\text{орг.взв.}}$ и $N_{\text{орг.взв.}}$, осаждающихся на шельфе (Совга Е.Е., Жоров В.А., Богуславский С.Г., 1998г). Важной

особенностью деструкции органического вещества в прибрежных зонах является также влияние биологических процессов. Эффективность этих процессов зависит от формы органического субстрата и способности энзимной системы взаимодействовать с органическими соединениями. Комплексообразование органического вещества с металлами-загрязнителями, сорбция их на поверхностях коллоидов различной природы могут "защищать" органическое вещество от воздействия энзимов и тем самым замедлять его деструкцию. Скорость деструкции органического вещества в определенной степени зависит от уровня трофности мелководного района.

Известно, что, начиная с некоторого уровня трофности, источником вторичного эвтрофирования становятся донные отложения. Выделяются три группы водных экосистем в зависимости от величин первичной продукции и скорости накопления органического вещества в донных отложениях.

I-я - накопление органического вещества планктонного происхождения (водоемы с ненарушенной экосистемой) менее 20 %;

II-я - накопление от 20 до 50% (водоемы, где доля макрофитов составляет 25%);

III-я - накопление выше 50% (доля макрофитов и аллохтонного детрита в составе органического вещества донных отложений > 70%).

В воде олиготрофных (70 гС/м² в год) и мезотрофных (150 гС/м² в год) водоемов разлагается более 50% планктонного детрита, в эвтрофных (300 гС/м² в год) - эта величина уменьшается до 20-40%, т.е. основная часть детрита разлагается в донных отложениях. Аналогично с органическим веществом установлена скорость накопления азота и фосфора в донных отложениях водоемов в зависимости от их трофности. При этом более 90% азота в донных отложениях представлено органическими соединениями, из которых более 45% - аминокислоты. На круговорот элементов в прибрежной

экосистеме оказывает влияние высокая растворимость минеральных соединений азота и низкая - соединений фосфора. Причем наличие потоков азота и фосфора со дна в эвтрофированном водоеме определяется (при прочих равных условиях) ростом содержания органического вещества и интенсивностью его деструкции в отложениях.

Скорость разложения растворенного органического вещества в устьях рек зависит от солености воды и времени пребывания РОВ в приустьевой зоне. Обычно по компонентам скорости разложения растворенного органического углерода (РОУ) устанавливают, что в воде низкой солености содержание РОУ уменьшается на 5%, и на 0,8% в воде более высокой солености в течение периода пребывания (максимум 4 дня) речной воды в устье. Выяснено, что за такой малый период бактериальное разложение РОУ ничтожно. Если же время пребывания в устьевой зоне удлиняется до 80 дней, то 20% речного РОУ будет разложено, остальные 80% выносятся из устья. Таким образом, скорости разложения РОУ в приустьевых зонах являются относительно низкими.

На основании исследования поведения РОУ в эстуариях сделан вывод, что доставка РОУ в море реками может достигать 50% по отношению к РОУ открытого моря. В мелководных районах трансформация взвешенного органического вещества (ВОВ) имеет место в водной толще и на границе осадок - вода. ВОВ на дне - пищевой источник для бентосной фауны и гетеротрофов. Чистое осаждение взвешенного органического углерода (ВОУ) составляет 10% от основного ВОВ. Из осажденного ВОУ 50% углерода фитопланктона. Показано, что 88% взвешенных аминокислот при осаждении разлагается или трансформируется в растворимые формы, а 12% - осаждается на дне.

Исходя из общих представлений о поведении естественного органического вещества в мелководных районах морей и океанов и

используя данные наблюдений, полученные для северо-западного шельфа Черного моря, в работе (Совга Е.Е., Жоров В.А., 1998 г.) предложена схема круговорота органического вещества естественного происхождения для северо-западного шельфа Черного моря. Показано, что количество речного взвешенного органического вещества составляет значительную часть от общего содержания в морской воде, причем поступает оно неравномерно, около 50%- в течение весны. Северо-западный шельф Черного моря отличается от других районов Мирового океана тем, что доля растворимого органического вещества, поставляемого реками, составляет сравнительно небольшую часть от его содержания в морской воде. Установлено (Совга Е.Е., Жоров В.А., 1998г.), что примерно 50-70% производимой первичной продукции разлагается в водной толще и уносится течениями. Примерно 80% взвешенных аминокислот разлагается или трансформируется в растворимую фазу.

Количественными характеристиками микробиологического окисления органического вещества являются величины БПК и ХПК. БПК – показатель, используемый для характеристики степени загрязнения сточных вод органическими примесями, способными разлагаться микроорганизмами с потреблением кислорода.

Радиоактивное загрязнение вод Мирового океана. Радиоактивность — превращение атомных ядер одних химических элементов в ядра других элементов. Самопроизвольное превращение ядер называется естественной радиоактивностью.

В отличие от естественной радиоактивности, искусственная радиоактивность – это радиоактивность изотопов, полученных в результате ядерных реакций. Ядерные реакции – это искусственные превращения атомных ядер, которые вызываются их взаимодействием с различными частицами или друг с другом.

Радиоактивные и стабильные изотопы представляют интерес с точки зрения метеорологии и климатологии, поскольку их концентрация в природных объектах и, в частности, в атмосфере служат своеобразным хронометром. Такой хронометр позволяет оценить время пребывания изотопа в рассматриваемом объекте. Геохронологические оценки помогают выстроить картину динамики природных объектов в историческом плане, распространяя наше знание о развитии Земли на тысячи и миллионы лет назад за временные рамки периода количественных измерений.

В условиях естественной радиоактивности ядра радиоактивных изотопов одного химического элемента превращаются в ядра изотопов других химических элементов. При этом происходит испускание определенных частиц: α , β - излучений, электромагнитного γ -излучения. α – излучение – это поток ядер гелия, β – частицы являются потоком быстрых электронов, γ – излучение – жесткое электромагнитное излучение, обладающее наибольшей проникающей способностью по сравнению с другими радиоактивными излучениями.

Среди тяжелых нуклидов выделяются три семейства, характеризующихся естественной радиоактивностью: семейство урана ($_{92}^{238}$ U), семейство тория ($_{92}^{232}$ Th), семейство актиния ($_{92}^{231}$ Ac). В каждом естественно радиоактивном ряде цепочка радиоактивных превращений заканчивается на устойчивых ядрах изотопов свинца: на ядре $_{82}^{206}$ Pb для семейства урана, $_{82}^{208}$ Pb — для семейства тория, $_{82}^{207}$ Pb — для семейства актиния.

Искусственная радиоактивность изотопов связана с нарушением устойчивости (стабильности) атомного ядра, которое в результате ядерных реакции может оказаться «перегруженным» нейтронами или протонами.

В то время, как природные радиоизотопы постоянно поступают в атмосферу и выводятся из нее в цикле естественного кругово-

рота, интенсивность поступления искусственных радиоизотопов в атмосферу зависит от антропогенной деятельности и использования процессов, основанных на ядерных реакциях.

Радиоизотопы, присутствующие в морской воде, делятся на три класса:

Естественные радионуклиды с очень большими периодами полураспада, существовавшие со времени образования планеты, а также их дочерние радионуклиды с более короткими периодами полураспада, которые постоянно возобновляются за счет распада материнского элемента.

Естественные, сравнительно короткоживущие нуклиды, образующиеся при таких процессах, как космическая радиация в атмосфере.

Искусственные нуклиды, возникающие из-за заражения планеты в результате человеческой деятельности.

Изучение радиоактивности вод Мирового океана началось после Второй Мировой войны. Стимулировали проведение этих исследований интенсивное развитие атомной энергетики, взрывы атомных и водородных бомб. В 1954 — 1955 гг. японские ученые в районе атолла Бикини проследили путь водных масс, загрязненных радиоактивностью вследствие испытания атомной бомбы в атмосфере. Продукты взрывов вместе с загрязненными ими океаническими водами за 4 месяца проделали путь в 2000 км, а за 8 месяцев — 7000 км. Очевидно, что опасность грозит всем жителям планеты.

С развитием атомной промышленности встал вопрос и о захоронении радиоактивных отходов. В 50-х годах прошлого столетия считалось, что идеальным могильником для таких отходов может служить Черное море. Тогда бытовало мнение, что глубинные слои Черного моря спокойны и возраст придонных вод ~ 1000 лет, т.е. обмен с поверхностными слоями почти отсутствует. Для выяснения этого вопроса интенсифицировались исследования динамики чер-

номорских вод и было показано, что возраст глубинных водных масс Черного моря всего ~130 лет. В этих работах принимала участие и кафедра физики моря и вод суши физического факультета. Сотрудниками кафедры физики моря и вод суши были выполнены инструментальные измерения скоростей течения в придонном слое Черного моря, которые показали, что скорости у дна в некоторых районах достигают величины нескольких десятков см/с. Натурные измерения турбулентных характеристик вблизи дна позволили определить истинные значения коэффициентов обмена в придонном слое моря. В результате выполненных исследований проект захоронения радиоактивных отходов в Черном море в то время был закрыт. Однако проблема обезвреживания и захоронения радиоактивных отходов с годами становится все более и более актуальной и требует своего разрешения. В настоящее время захоронение радиоактивных отходов в море, как правило, происходит при международном контроле.

Изучение радиоактивности вод океана имеет не только чисто практическое значение. Это один из методов исследования процессов, происходящих в океанах.

Основные задачи современной ядерной гидрофизики заключаются в выявлении источников изотопов в океане, исследовании полей радиоактивности на поверхности океана, изучении глубинного распределения изотопов, создании методов прогноза радиационной обстановки в океане, разработки методов исследования и способов измерения радиоактивного фона Мирового океана.

Поверхностные загрязнения. В настоящее время почти 20 % площади Мирового океана покрыто органическими пленками. Сюда относятся вещества антропогенного и биогенного происхождения. Антропогенные загрязнения особенно велики в зонах экономических интересов человека — шельф, эстуарии рек, крупные судоход-

ные трассы. Нефть и нефтепродукты составляют основу этого вида загрязнений.

При изложении этого раздела мы следуем (Методы и средства борьбы с нефтяным загрязнением вод Мирового океана. Проблемы химического загрязнения вод Мирового океана,1989; Лазарев А.А., Показеев К.В., Шелковников Н.К., 1998). Кроме нефтепродуктов в прибрежных водах обнаруживаются синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). В промышленности и быту применяется большое количество детергентов, используемых как моющие средства, стабилизаторов пен и эмульсий, замедлителей испарения и т.д. Попадая со сточными водами в океан, они также участвуют в образовании поверхностно-активных пленок. Эти вещества разнообразны по составу и к ним относятся алкилсульфаты и сульфонаты, алкилбензолсульфонаты (с длиной цепи 12–16 атомов углерода), полиэфиры оксиэтилированных спиртов и т.д. В основном все эти вещества являются хорошо растворимыми в воде.

Еще одним источником поступления антропогенных загрязнений в океан является адсорбция из атмосферы, из так называемой эоловой взвеси – пылевых частиц, переносимых ветром. Для образцов, взятых в акватории Тихого океана, один кубометр воздуха содержит от 0,1 до 0,8 мкг органического вещества. Это производные карбоновых кислот с длиной цепи от 12 до 18 атомов углерода. Причем четные основания преобладают над нечетными, а максимум приходится на $C_{16:0}$ углерода(пальмитиновая кислота). Также обнаружены ненасыщенные углеводородные цепи, но их содержание понижено по сравнению с насыщенными. Для них максимум содержания соответствует группе $C_{18:1}$ (олеиновая кислота).

Образование натурных ПАВ может происходить биогенным путем за счет жизнедеятельности зоопланктона, фитопланктона и других морских организмов и растений. Несмотря на то, что биопродуктивность максимальна в толще морских вод, происходит

вынос взвешенных и растворенных биогенных ПАВ на поверхность пузырьками воздуха. Материал стенок пузырьков, насыщенных адсорбированными ПАВ, переходит в поверхностные пленки.

Детальные химические анализы биогенных органических ПАВ до сих пор не проведены. Хотя давно известно, что физические свойства естественных пленок из различных проб сходны. Это видно из зависимостей поверхностного давления, что, косвенно, может служить подтверждением идентичности их состава. С другой стороны, физические свойства типичных проб естественных пленок отличаются от свойств составляющих их соединений. Это может происходить за счет того, что естественные пленки представляют собой сложную смесь широкого набора ПАВ. Кроме того, естественные пленки часто представляют собой слой порядка нескольких десятков размеров молекул.

Из результатов анализа проб естественных пленок ПАВ известно, что их составляют сложные комплексы из основных классов органических соединений: липиды, протеины, углеводы и др. (например, стеролы, гуминовые вещества). Между классами обнаружено примерное распределение: протеины ~ 50 %, углеводы ~30 %, липиды ~12%. Разбиение по процентному составу носит условный характер, поскольку в естественной пленке органические вещества находятся не в чистом виде, а в виде сложных комплексов. Отмечается, что даже малая добавка липидов может оказывать существенное влияние на поверхностное давление в пленке. Сравнение естественных пленок с искусственно составленными из известных компонент показало, что наиболее стабильными компонентами являются жирные кислоты и их эфиры и в меньшей степени протеины, углеводы и углеводороды.

Преобладание в естественных пленках насыщенных карбоновых кислот говорит о том, что у поверхности раздела аккумулируются химически стабильные ПАВ. Несмотря на то, что они содер-

жатся в морских организмах в меньших количествах, чем ненасыщенные кислоты, их большая стойкость к микробиологическим и фотохимическим воздействиям приводит к наблюдаемому балансу. Заметим, что для биогенных пленок ПАВ в силу их происхождения характерны сезонные вариации состава.

Наряду с пленками особую опасность для водоемов представляют загрязнения, сконцентрированные в поверхностном микрослое воды, в котором сосредоточено огромное количество микроорганизмов. Концентрация загрязнений в микрослое более чем на порядок превышает концентрацию в нижележащих слоях, что может приводить к пагубным последствиям для экосистем морей. Повышенное содержание нефтяных загрязнений наблюдается также на границе раздела вода-взвесь, находящейся в придонной части водоема.

Поверхностные загрязнения проявляются в форме сликов участков выглаженной водной поверхности. Загрязнения уменьшают высокочастотные составляющие ветрового волнения, уменьшение высокочастотных компонент спектра поверхностных волн проявляется в выглаживании водной поверхности. Поверхностное натяжение в естественных пленках (в отсутствие видимого слика) понижено относительно чистой воды на 0,5-1,5 дин/см, а для видимого слика на 6-9 дин/см. В отдельных случаях больших загрязнений наблюдаются и меньшие значения коэффициента поверхностного натяжения. Так для акватории Нью-Йоркской бухты отмечено падение до 51 дин/см, а в отдельных районах Атлантики наблюдались значения коэффициента поверхностного натяжения 65 дин/см. Существенное понижение поверхностного натяжения обнаружено в прибрежных районах и в зонах интенсивного судоходства. Причем это понижение хорошо коррелирует с концентрацией синтетических ПАВ в поверхностном слое. Естественные пленки, в основном, существуют при поверхностных давлениях ниже критического. В натурных условиях они способны сохраняться при ветре до 5–7 м/с. При больших скоростях ветра пленка разрушается и может восстанавливаться при прекращении действия диспергирующего фактора, в зависимости от вида воздействия и состава пленки, через 10 с –10 мин. Учитывая тот факт, что средняя скорость ветра в океане составляет 6–8 м/с, по-видимому, можно считать, что пленки ПАВ в морской среде находятся в рассеянном состоянии, исключая, естественно, районы антропогенных загрязнений, высокой биопродуктивности и близких к штилю условий. В этом состоянии их упругость недостаточна для оказания гасящего воздействия на волны и образование сликов. Тем не менее, возникновение плотно упакованных пленок и появление сликов возможно в местах конвергенции течений (например, за счет внутренних волн или циркуляции Лэнгмюра) и ветровых нагонов.

Нефть в океане. Наряду с ПАВ антропогенного происхождения, естественными ПАВ, представляющими собой продукты жизнедеятельности морских организмов, и детергентами, нефть является основным источником загрязнения поверхности океана. Добыча нефти, особенно на шельфе, ее морские перевозки непрерывно растут. Растет и количество нефтепродуктов, попадающих в море. Общее количество нефти и нефтепродуктов, попадающих ежегодно в океан, оценивается разными исследователями от 6 до 12 млн. т.

Сырая нефть и ее производные – исключительно сложная смесь многих химических соединений. Она содержит около 300 углеводородов, индивидуальные концентрации которых варьируются по объему от 10^{-4} % до единиц процентов. Физические и химические свойства нефти существенно зависят от месторождения, и разные ее сорта отличаются по содержанию парафина, смол и серы. Сырые нефти значительно отличаются по плотности – от весьма легкой $(0.65-0.70 \text{ г/см}^3)$ до весьма тяжелой $(0.98-1.05 \text{ г/см}^3)$. Вяз-

кость нефти зависит от ее химического и фракционного состава, особенно от смолистости, и также изменяется в широких пределах.

При годовом объеме загрязнения Мирового океана в 6-11 млн. т. источники загрязнения распределены следующим образом: морской транспорт (промывные воды, докование, утечки, погрузочно-разгрузочные работы и т.д.) – 35 %; промышленные стоки – 13 %; морская добыча нефти -1.5 %; речной сток -32 %; поступление из атмосферы – 10 %; природные источники поступления нефти - около 10 %. Обращает на себя внимание относительно небольшое количество нефти, поступающей в океан непосредственно вследствие ее морской добычи и из природных источников. Анализ космических снимков морской поверхности показывает, что области глобального нефтяного загрязнения совпадают с трассами морских перевозок и устьями крупнейших рек. К крупномасштабным зонам загрязнения относятся не только шельф, но и некоторые районы открытой части моря. Средняя загрязненность таких морей как Баренцово, Балтийское. Черное, Каспийское, Средиземное превышает ПДК (предельно допустимую концентрацию) в несколько раз.

Нефть, как естественный продукт биоты, участвует в биогеохимических циклах миграции веществ на протяжении миллионов лет. Объем поступления нефти из недр в океан составляет около 0,6 млн. т. в год, причем основную ее массу составляют углеводороды. В Мировом океане ежегодно путем фотосинтеза производится 12 млн. т. углеводородов. В процессе длительной эволюции сложились механизмы ассимиляции, самоочищения водоемов от углеводородов. Однако в последние годы наблюдается значительное превышение природных объемов поступления нефти в океан. Ассимиляционная емкость целого ряда районов Мирового океана превышена. Другим важнейшим моментов является то, что изменилось качество нефтяного загрязнения. С судовыми льяльными водами, с нефтеперерабатывающих предприятий, в результате моечных операций

на танкерах в водоемы попадает не нефть и нефтепродукты, а продукты их переработки - парафиновые, асфальтосмолистые компоненты, нефтеостатки. Свойства и состав этих загрязнений отличаются от свойств и состава нефтей. В нефтеостатках концентрируются высокомолекулярные компоненты нефти, продукты полимеризации и поликонденсации углеводородов, продукты коррозии металлов и др. Основная масса нефтяных загрязнений поступает в океан именно в форме нефтесодержащих вод. По некоторым оценкам до 75 % нефти поступает в океан в эмульгированном состоянии. Нефть, попавшая на поверхность океана в результате аварийного выброса, подвергается механическому и тепловому воздействию, поэтому вид нахождения нефти в море сильно изменяется со временем. Нефть в воде может находиться в виде пленок различной толщины, эмульсии, в растворенном виде и в форме сгустков. Теоретически нефть может растекаться до мономолекулярных слоев, однако в реальных условиях нефтяные пленки содержат тысячи молекулярных слоев. Размеры частиц нефти в эмульсии менее 3 10-4 мм. Растворимость нефти зависит от многих факторов и лежит в пределах от 2 до 100 мг/л.

На чистой морской поверхности без ветра, волн и течений нефть растекается довольно быстро. Например, 1 м³ средневосточной сырой нефти за 10 мин распространяется в пределах круга радиусом около 25 м. Через 1,5 часа радиус увеличивается вдвое, средняя толщина пленки при этом составляет 0,1 мкм. В целом судьба нефтяного слива в море характеризуется совокупностью следующих процессов: испарение, эмульгирование, растворимость, окисление, образование агрегатов, седиментация и биодеградация, включающая микробное разрушение и ассимиляцию планктонными и бентосными организмами.

Испарение летучих фракций в значительной степени зависит от природы нефти, температуры, ветровой и волновой деятельности и может составлять до 40 % первоначального объема.

Низкомолекулярные углеводороды хорошо растворимы в морской воде. С увеличением молекулярного веса их растворимость уменьшается, что приводит к молекулярной дисперсии составных частей нефти в воде. При наличии кислорода и отсутствии ингибиторов углеводороды окисляются довольно быстро. Исследования показывают, что до 60 % нефти может разлагаться под влиянием физико-химического окисления. Большое влияние на скорость окислительных реакций оказывает температура воды. Так при снижении температуры с 20° до 5°C скорость реакций уменьшается в 2,5 раза, а при повышении температуры на 10°C скорость окислительных реакций увеличивается в 2 раза. На фотохимическое окисление нефтепродуктов под действием солнечного света заметное влияние оказывает толщина пленки и состав морской воды. Продукты фотохимического и микробиологического окисления уменьшают коэффициент натяжения углеводородной пленки, скорость испарения воды через пленку (до 10 раз) и увеличивают скорость растекания пленки на поверхности воды.

Некоторые компоненты нефти (асфальты, полужидкие смолы, воск) могут продолжительное время оставаться на поверхности моря. Эти соединения легко эмульгируются, образуя устойчивые нефтеводные эмульсии повышенной вязкости с содержанием воды до 80 %, известные под названием "шоколадного мусса".

Даже после исчезновения нефти с водной поверхности ее вредное действие на экосистемы продолжает сохраняться длительное время. В 1969 г. каботажная баржа с нефтью села на мель вблизи Вудсхолского океанографического института (Ревель П., Ревель Ч.,1995, Кн. 2). Ученые получили уникальную возможность для научного анализа последствий нефтяного воздействия на различ-

ные типы участков побережья. Хотя выброс нефти был непродолжительным, загрязненность нефтью на маршах (заболоченные затопляемые участки) сохранялась в течение 10 лет. Участок, покрытый крупной галькой, сохранил нефтяное загрязнение в течение 2 лет. Скалистый участок не содержал загрязнений через 2 месяца.

Рассмотрим кратко динамику нефтяного слика. Если разлившаяся нефть на поверхности моря не подвергается действию волн, ветра и течений, то основную роль в формировании области нефтяного разлива сначала играет сила тяжести. Затем начинают преобладать силы поверхностного натяжения, вязкости и инерции. В зависимости от соотношения сил, играющих главную роль в распространении нефти, выделяют три стадии в процессе формирования нефтяного загрязнения. На первой стадии (гравитационно-инерционный или инерционный режимы растекания) определяющую роль играют силы тяжести и инерции. На второй стадии — называемой гравитационно-вязким режимом — определяющую роль играют силы тяжести и вязкости, на третьей — силы поверхностного натяжения и вязкости.

Радиальный размер области растекания нефти на первой стадии имеет вид:

$$r = C_1 (gVt^2 \Delta)^{\frac{1}{4}},$$

где C_I — константа, примерно равная 1, $\,g$ — ускорение силы тяжести, $\,V\,$ — объем нефтяной пленки, $\,t\,$ — время,

$$\Delta = \frac{\rho_{\scriptscriptstyle w}$$
 - $\,\rho_{\scriptscriptstyle 0}}{\rho_{\scriptscriptstyle w}}, \rho_{\scriptscriptstyle w}, \rho_{\scriptscriptstyle 0} -$ плотность воды и нефти, соответственно.

В гравитационно-вязком режиме растекания

$$r = C_2 (V^2 g D n^{-\frac{1}{2}} t^{3/2})^{1/6}$$

где n — коэффициент кинематической вязкости воды, C_2 = 1,5. Наконец, в режиме поверхностного натяжения имеем

$$r = C_3 \left(\frac{s^2 t^3}{r^2 n}\right)^{\frac{1}{4}}$$

где
$$C_3 = 2,3$$
.

Величина является суммарной величиной поверхностного натяжения пленки на воде: $s = s_{wa} - s_{w0} - s_{a0}$, где $\sigma_{wa}, \sigma_{w0}, \sigma_{a0}$ соответственно коэффициенты поверхностного натяжения на границах раздела вода–воздух, вода–нефть, воздух–нефть.

Приведенное разделение режимов растекания нефти является первым приближением к изучаемому процессу. Исследования показывают, что вязкость нефти влияет на коэффициент сопротивления между слоями нефти и воды и скорость растекания нефти в гравитационно-инерционном режиме.

Продолжительность режимов растекания зависит от первоначального объема нефти. Причиной прекращения растекания нефти является уменьшение и изменение знака коэффициента поверхностного натяжения пленки на воде. Однако определение этой границы является очень сложной задачей ввиду того, что в состав нефти входит много органических веществ, влияющих на величину коэффициента поверхностного натяжения.

Перемещение (дрейф) нефтяной пленки как целого в отличие от растекания определяется внешними силами: ветром, течениями, поверхностными волнами. Если дрейф пленки нефти происходит под действием ветра и течений, не вызванных прямым действием ветра, скорость дрейфа равна арифметической сумме скоростей

$$U = Uw + 0.56 Uc$$
,

где Uw — скорость ветрового дрейфа, Uc — скорость дрейфа, вызванного течениями. Определяющую роль в дрейфе пленки играет ветровой дрейф. Скорость ветрового дрейфа составляет около 3 % от скорости ветра. Под действием силы Кориолиса направление дрейфа отклоняется от направления скорости ветра, угол отклонения составляет от 0 до 100° .

После прекращения растекания, дальнейший рост площади нефтяного загрязнения будет происходить под действием турбулентной диффузии. Диффузия нефтяных загрязнений отличается от диффузии консервативных пассивных примесей. Неконсервативность нефтяной пленки обусловлена испарением, растворением нефти и биодеградацией, в процессе диффузии происходит изменение химического состава пленки. Поэтому необходимо подходить с осторожностью к перенесению результатов опытов по горизонтальной турбулентной диффузии с различными красителями на диффузию нефтяного пятна. Следует отметить, что в случае нефтяной пленки имеет место горизонтальная диффузия, а для нефти в диспергированном состоянии — диффузия будет трехмерной.

Поверхностные волны оказывают значительное влияние на нефтяные загрязнения. Волны являются причиной волнового дрейфа, вызывают перемешивание нефти при обрушении волн, изменяют толщину нефтяного слика над различными участками волны. Волновое движение создает в приповерхностном слое волновое течение, обусловленное нелинейными эффектами. Скорость течения определяется формулой Стокса.

Исследование дрейфа нефти под воздействием волн и при совместном воздействии волн и ветра проводилось пока только в лабораторных работах. Оказалось, что в этом случае скорость волнового дрейфа превышает значение скорости Стокса. Скорость волнового дрейфа во всех случаях составляет менее 20 % от скорости ветрового дрейфа. Отметим, что эти результаты получены в лабо-

раторных условиях при малых разгонах. Соотношение между скоростью чисто ветрового дрейфа и скоростью волнового течения зависит не только от скорости ветра, но и от стадии развития волнения.

Поверхность океана при определенных ветровых условиях покрыта значительным числом обрушивающихся волн, которые влияют на перемешивание нефти и расплывание нефтяных сликов. В свою очередь нефтяные слики уменьшают частоту обрушения волн. Разрушение волны на нефтяном слике приводит к перемешиванию нефти в водяном столбе, плавучесть частиц нефти вызывает подъем ее частиц на поверхность. Баланс сил, приводящих к заглублению и к подъему нефти, определяет время нахождения ее частиц в воде. Непосредственно влияние загрязняющих веществ, в частности нефти, на обрушение волн сохраняется до тех пор, пока не нарушена целостность поверхностных пленок. При сильных ветрах поверхностный слик разрушается, в слое ветрового перемешивания образуется эмульсия нефти в воде, влияние которой на обрушение волн незначительно. Увеличение вязкости в приповерхностном слое из-за образования эмульсии приводит к незначительному ослаблению высокочастотных составляющих спектра волн. Проникновение нефти в глубину сопровождается пространственной дифференциацией частиц нефти по размерам и нефтяных углеводородов по химическому составу.

Волны способны изменять толщину нефтяного слика над ними. Измерения толщины слоя нефти над волновой поверхностью (если толщина слоя более 1 мм) в лабораторных и натурных условиях показали, что слой нефти становится более толстым над гребнями волн и уменьшается над впадинами. Этот эффект был установлен в случае волн без ветра. Исследования показывают, что напряжение трения и давления в ветровом потоке могут приводить к перераспределению слоя нефти над волновой поверхностью. Слик,

имеющий большие пространственные размеры, приводит к изменению характеристик пограничного приводного слоя — изменяется шероховатость водной поверхности, коэффициент сопротивления, скорость трения, скорость ветра в приводном слое. В результате изменяется поступление энергии от ветра к поверхностным волнам и течениям, нарушаются газообмен и влагообмен пограничных слоев. Использование в сельском хозяйстве ПАВ для уменьшения испарения с водоемов небольших размеров — хорошо известный факт. Таким образом, пленочные загрязнения значительных акваторий морей могут существенно нарушить механизмы взаимодействия атмосферы и океана.

Морские экосистемы. Геофизические процессы оказывают огромное влияние на функционирование морских организмов и их сообществ. Морские организмы, в свою очередь, оказывают сильное влияние на среду обитания, в частности формируя химический состав морской воды, донные отложения. Поэтому подлинное познание законов океана возможно путем комплексного изучения гидрофизических и биологических процессов, протекающих в океане.

Морские организмы являются неотъемлемой частью морской экосистемы, в которой все организмы связаны между собой и зависят от физических и химических условий окружающей среды. Морские организмы, как все другие живые организмы, живут, синтезируя органические соединения, обмениваясь веществом и энергией с окружающей средой. Изучение потоков вещества и энергии в морской экосистеме является главной экологической задачей океанологии.

Для морских организмов характерно сильное разнообразие размеров, форм и способов существования. Число видов, обитающих в океане, примерно на порядок меньше числа видов, обитающих на суше. Это обусловлено большим разнообразием экологиче-

ских условий на суше. Однако в океане встречаются виды, не существующие на суше, например, бурые и красные водоросли, иглокожие, щетинкочелюстные и другие.

По виду используемых источников энергии все морские организмы подразделяются на два типа: автотрофные и гетеротрофные организмы. Автотрофные организмы не поедают другие организмы, они потребляют неорганические соединения. Синтез углеводов и других соединений в автотрофных организмах происходит с помощью процессов фотосинтеза или хемосинтеза.

Только через эти процессы неорганические вещества вовлекаются в живые организмы. Основную роль играет фотосинтез, так как с его помощью создается основная масса органических соединений в океане. В реакции фотосинтеза углекислый газ, вода и энергия солнечного света создают сахар, воду и кислород, энергия в химической форме запасается в молекуле сахара.

Реакция фотосинтеза может протекать только в некоторых типах морских организмов (водоросли, травы, диатомеи, некоторые жгутиковые и др.).

В процессе хемосинтеза сахар образуется из углекислого газа и сероводорода. Энергия, необходимая для этой реакции, черпается из некоторых химических соединений, например, сероводорода, в процессе их окисления. На океанском дне около так называемых «черных» и «белых» курильщиков возникают удивительные сообщества морских организмов, в основе которых лежат органические вещества, возникающие именно в процессе хемосинтеза. Хемотрофы могут использовать не только сероводород, но и азот и сульфат. Изучение морских сообществ, возникающих на основе хемотрофных процессов, представляет значительный практический интерес, поскольку подобные системы, в принципе, могут быть созданы на суше искусственно для утилизации вредных веществ.

Кроме фотосинтеза и хемосинтеза в живых организмах протекают разнообразные процессы вторичного синтеза, в ходе которых создаются более крупные и сложные органические вещества.

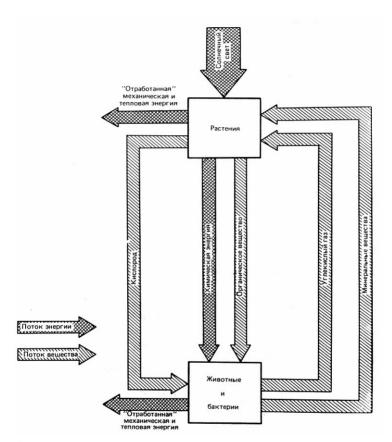
Гетеротрофы потребляют в пищу либо живые, либо отмершие ткани других организмов. Эта органика обеспечивает химической энергией гетеротрофные организмы для осуществления реакций вторичного фотосинтеза.

Поскольку основная часть органики на планете (и в океане) образуется в процессе фотосинтеза, можно сказать, что жизнь на Земле основана на энергии солнечного света, которая удерживается биосферой благодаря фотосинтезу и в химической форме переносится в составе пищи по трофической цепи от одного организма к другому.

Разделение морских организмов на автотрофные и гетеротрофные производится по источникам и методам получения энергии. Можно провести разделение морских организмов по их местообитанию. Существуют два основных места обитания морских организмов: морское дно, или бентическая зона, и вода над дном, или пелагическая зона. Организмы, обитающие в бентической зоне, называются бентосом. Бентос подразделяется на эпибионты, обитающие на поверхности дна, и эндобионты, обитающие в донных отложениях.

Организмы, обитающие в пелагической зоне, подразделяются на нектон (активно перемещающиеся организмы) и планктон (пассивно перемещающиеся организмы). Планктон подразделяется на фитопланктон (растительный) и зоопланктон (животный). Это разделение в значительной мере условно. Например, многие виды морских животных изменяют образ жизни на протяжении жизненного цикла. Взрослые особи некоторых видов животных могут вести различный образ жизни. Например, омары ползают по поверхности

морского дна и плавают над ним. Подобные животные относятся к нектобентическим животным.



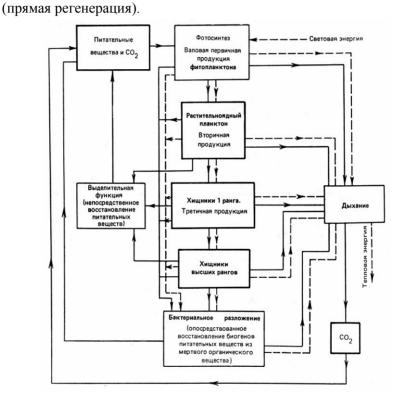
Puc. 1. Упрощенная модель потоков энергии и вещества в морской экосистеме

Как уже говорилось, важнейшим свойством экосистем является перенос энергии и вещества. Простейшая модель экосистемы, демонстрирующая это свойство, имеет следующий вид, приведенный на рис. 1. Как видно из схемы, солнечная энергия, поглощае-

мая растениями, предается от них животным и бактериям по пищевой цепи в виде химической энергии. Животные и бактерии обмениваются с растениями углекислым газом и минеральными питательными веществами. Поток органических веществ замкнут в том смысле, что между компонентами системы циркулируют одни и те же вещества, входящие в эту систему и пополняемые из океана. Поток энергии однонаправлен, вся приходящая энергия рассеивается, в конце концов, в виде тепла в результате механических и химических процессов. Необходимо уточнить, что биотические составляющие экосистемы содержат живое и отмершее вещество. Биогенные остатки (органический детрит) составляют значительную часть всего вещества морской части биосферы. Основными потребителями детрита являются донные организмы. Растения, образующие органику в результате фотосинтеза, называются первичными продуцентами, а общее количество вещества, образующееся при этом за какой-либо определенный отрезок времени называется валовой первичной продукцией. По способу питания выделяют 5 типов организмов: растительноядные; плотоядные (хищные); питающиеся падалью или трупоеды; питающиеся органическим детритом и, наконец, разлагающие мертвые органические вещества (редуценты) на минеральные вещества.

В процессе регенерации питательных веществ морские организмы-редуценты превращают сложные органические вещества в более простые, которые усваиваются растениями из воды. Биологическое взаимодействие между организмами, связанное с потреблением пищи, называются трофическим. Органическое вещество передаются по трофическим уровням, начиная с первого, на котором фитопланктон образует валовую первичную продукцию.

Второй трофический уровень образуется растительноядным зоопланктоном, продукция зоопланктона называется вторичной. Хищники 1 ранга, поедающие зоопланктон, формируют следующий трофический уровень и создают органическое вещество, называемое третичной продукцией. Далее следуют хищники более высоких рангов. Замыкают систему по питательным веществам процессы бактериального разложения (опосредованная регенерация) и обмен-



ные процессы, протекающие в организмах растений и животных

Рис. 2. Потоки энергии (пунктир) и углеродосодержащих соединений в морской экосистеме. Резервуары вещества и процессы показаны в виде прямоугольников, обведенных жирной и светлой линиями соответственно

Основные звенья трофической цепи изображены на рис. 2. Описанная схема трофических уровней является приближенной. С учетом реальности более правильно говорить не о пищевой цепи, а о пищевой сети. В этом случае на различных трофических уровнях находятся несколько различных организмов, и обмен веществ идет между организмами различных уровней. В этом случае появляются перекрестные трофические связи, образуется трофическая сеть. Экологическая эффективность трофического уровня определяется величиной энергии, передаваемой на следующий трофический уровень. В общем случае величина продукции, поступающей на какойлибо уровень, определяется произведением первичной продукции на экологическую эффективность всех предшествующих уровней. Значения экологической эффективности трофических уровней довольно низки, порядка 0,1, поэтому на высшие трофические уровни поступает относительно мало энергии.

В морской экосистеме пространственная организация потоков энергии и вещества имеет важную особенность. Зона, в которой протекает фотосинтез, расположена у поверхности океана, а в глубинных слоях фотосинтез отсутствует. В эти слои отсутствия фотосинтеза, которые отделены от зоны фотосинтеза значительным расстоянием, энергия поступает в химической форме. Перенос энергии в глубинные слои происходит по пищевой цепи и из-за оседания органического детрита.

Таким образом, возникает поток питательных веществ от поверхностных слоев, направленный вглубь океана. Если бы не существовали противоположные процессы, то верхний слой океана очень быстро лишился бы питательных веществ, и жизнь в океане прекратилась. Обратное поступление питательных веществ в поверхностные воды океана происходит вследствие нескольких физических процессов, прежде всего апвеллинга, экваториального подъема вод, подъема вод в высоких широтах при разрушении сезонного термоклина вследствие конвекции. В некоторых прибрежных районах Мирового океана интенсивность апвеллинга особенно велика. Высокая концентрация питательных веществ создает благоприят-

ные условия для развития фитопланктона и других организмов. Именно эти районы мирового океана являются наиболее продуктивными.

Параметры морских экосистем значительно меняются в пространстве и во времени. Установленный запас, или биомасса, определяют величину биомассы некоторых определенных организмов или суммарную биомассу всех организмов. В зависимости от целей исследования установленный запас выражается в виде числа особей на единицу площади (или объема) или в виде массы на единицу площади (или объема).

Как уже говорилось, общее количество вещества, образующееся при фотосинтезе за определенный отрезок времени, называется валовой первичной продукцией. Часть первичной продукции используется растениями в качестве источника энергии. Разница между валовой первичной продукцией и частью органического вещества, используемого растениями, называется чистой первичной продукцией, она доступна для потребления организмами более высоких трофических уровней. В табл. 3 приведены данные о продуктивности Северного моря. Суммарный общий улов рыбы содержит менее 0,1 % величины энергии в валовой первичной продукции. Этот, удивительный, на первый взгляд, факт объясняется большой потерей энергии на каждом уровне пищевой цепи и большим числом трофических уровней между первым трофическим уровнем и уровнем, продукция которого используется людьми, в данном случае рыбой. Отношение чистой первичной продукции к установленному запасу называется константой скорости обновления, которая показывает сколько раз в год происходит смена популяции.

Величина продукции морской экосистемы в значительной мере зависит от величины продукции первичного трофического уровня.



Таблица 3. Продуктивность экосистемы Северного моря (в единицах энергии, Дрейк и др., 1982)

Солнечная энергия, поступающая на поверхность моря, 250000 ккал/м² год					
Уровень продуктивности	ккал/м² год				
Валовая первичная продукция	500				
Чистая первичная продукция	350				
Растительноядные организмы	56				
Хищники третьего уровня	5				
Пелагические рыбы	0,14				
Демерсальные рыбы	0,25				

Перечислим факторы, влияющие на продуктивность первичного трофического уровня. Это освещенность верхнего слоя океана, температура воды, наличие питательных веществ, скорость потребления растительных организмов. Интенсивность солнечной радиации определяется географическими и метеорологическими условиями. С глубиной интенсивность солнечного излучения очень быстро падает. На глубине 10 м для фотосинтеза доступно 10 % энергии, поступающей на водную поверхность. На глубине 100м для фотосинтеза доступно лишь 1 % энергии. Поэтому зона фотосинтеза ограничена несколькими десятками метров. В шельфовых водах, где содержится больше взвешенных веществ, чем в открытом океане, поглощение света в верхнем слое воды еще больше и толщина слоя фотосинтеза еще меньше. Температура воды также сильно влияет на производство первичной продукции. Скорость фотосинтеза максимальна (при прочих равных условиях) в определенном интервале температур. Для большинства районов океана температура воды оказывается ниже температуры этого оптимума для многих

видов морских организмов. Поэтому сезонный прогрев воды приводит к увеличению скорости фотосинтеза.

Помимо воды и углекислого газа для развития растений необходимы питательные вещества (биогены). В океане к основным питательным веществам относятся азот, фосфор, кремний. Азот и фосфор — элементы, необходимые для построения клеток. Фосфор участвует в энергетических процессах обмена веществ. В растениях соотношение «азот: фосфор» составляет примерно 16: 1. В ряде прибрежных районов фосфор выступает как лимитирующий фотосинтез элемент. Много потребляют фосфора две группы фитопланктонных организмов — диатомеи и динофлагелляты. Быстрое извлечение кремния из воды при строительстве ими своих скелетов создает нехватку кремния и ограничивает их развитие.

Выедание фитопланктона зоопланктоном сказывается на величине первичной продукции. Поэтому интенсивность выедаения является одним из важнейших факторов, определяющих величину первичной продукции.

Продуктивность морских вод сильно изменяется в пространстве. Высокая продуктивность характерна для шельфовых вод, зон апвеллинга, где происходит интенсивное обогащение поверхностных вод питательными веществами. Очень высокой продуктивностью характеризуются районы интенсивного прибрежного апвеллинга у берегов Перу, Орегона, Сенегала и Юго-западной Африки.

Высокая продуктивность отмечена в зонах пограничных течений, где имеет место хорошее перемешивание водных масс. Высокая продуктивность шельфов обусловлена тем, что в них вода содержит относительно много питательных веществ из-за речного стока, поступления биогенных веществ из донных осадков (благодаря относительной близости дна), лучшего освещения и относительной теплоты водных масс. В открытом океане площадь районов

с высокой продуктивностью незначительна, так как огромные участки океана занимают антициклонические круговороты, в которых происходит опускание поверхностных вод.

В высоких широтах (выше 50°) происходит разрушение сезонного термоклина с конвективным перемешиванием водных масс. В приполярных областях океана имеет место восходящее движение глубинных масс. Поэтому эти широты океана относятся к высокопродуктивным районам. По мере дальнейшего продвижения к полюсам продуктивность начинает падать из-за понижения температуры воды и уменьшения ее освещенности. Для океана характерна не только пространственная изменчивость продуктивности, но и повсеместная сезонная изменчивость. Сезонная изменчивость продуктивности обусловлена в значительной мере реакцией фитопланктона на сезонные изменения условий среды обитания, прежде всего освещенности и температуры. Наибольшая сезонная контрастность наблюдается в умеренной зоне океана.

В заключение раздела приведем некоторые сведения о продуктах питания, получаемых человеком из океана. Океан занимает около 71 % площади поверхности планеты, получает значительно большую часть солнечной энергии, чем суша, однако вклад океана в питание человека составляет около 1 %. С другой стороны, океан является важным источником получения животных белков — примерно 5–10 % их потребляемого количества поступает из океана. Многие районы океана по величине общей годовой первичной продукции не уступают суше. Однако общая низкая величина продукции, получаемой из океана, объясняется тем, что человек использует в пищу морские организмы, находящиеся на верхних трофических уровнях. Районы, богатые в промысловом отношении, совпадают с участками океана с высокой первичной продуктивностью. По величине первичной продуктивности в океане можно выделить три зоны: зона открытого океана, прибрежная зона, зона апвеллин-

га. Зоны апвеллинга примерно в шесть раз продуктивнее зоны открытого океана. Прибрежная зона занимает по продуктивности промежуточное положение. В табл. 4 приведены характеристики этих зон океана. Так как площадь зоны апвеллинга и прибрежной зоны много меньше площади зоны открытого океана, их общая продуктивность меньше продуктивности зон апвеллинга и прибрежной зоны. Однако число трофических уровней между уровнем первичных продуцентов и уровнем промысловых рыб и ракообразных в этих зонах существенно различаются (см. табл. 5). Если в открытом океане пищевые цепи, заканчивающиеся промысловыми рыбами, содержат в среднем 5 трофических уровней, то в зоне апвеллинга таких уровней один - два. Именно этим объясняется высокая рыбопродуктивность зон апвеллинга. Прибрежные зоны, значительно превосходящие по площади зоны апвеллинга, имеют примерно равную с ними рыбопродуктивность.

Таблица 4. Подразделение океана на провинции в зависимости от уровня первичной продуктивности (Дрейк и др., 1982)

Провинция	Процент от об-	Площадь,	Средняя продук-	Общая продуктив-	
	щей площади	KM ²	тивность на еди-	ность, 10 ⁹ тС/год	
	океана		ницу площади,		
			гС/м²/год		
Открытый	90	326·106	50	16,3	
океан					
Прибрежная	9,9	36·106	100	3,6	
зона*					
Районы ап-	0,1	3,6·105	300	0,1	
веллинга					
Всего				20,0	

^{*} Включая удаленные от берега участки высокой продуктивности.

Таблица 5 Расчетная продукция рыбы в трех океанических провинциях

(II)	рейк	и	др.,	1982)
\sim				

Провинция	Первичная про-	Число трофи-	Эффек-	Продукция
	дукция (тонны	ческих уров-	тивность,	рыбы (тонны
	органического	ней выше пер-	%	живого веса)
	углерода)	вого		
Открытый океан	16,3·10 ⁹	5	10	0,16·10 ⁷
		3	15	12·10 ⁷
Прибрежная зона	3,6·10 ⁹			
	_	1,5	20	_
Районы апвеллинга	0,1·10 ⁹			12·10 ⁷
	_			_
Всего	20,0·10 ⁹			24·10 ⁷

Это объясняется большим числом трофических уровней между уровнем первичных продуцентов и уровнем промысловых рыб в прибрежной зоне, чем в зонах апвеллинга.

В прошлом веке темпы прироста мирового улова рыбы превышали темпы прироста населения планеты. За период с 1950 по 1988 г. мировой улов рыбы вырос с 19 до 88 млн. т, что намного больше, чем рост численности населения. В расчете на душу населения улов вырос с 8 до 17 кг. Но после 1988 г. прирост уловов стал меньшим, чем прирост населения. Мировой улов на душу населения прошел свой пик в 1988 и сейчас имеется устойчивая тенденция к снижению. Прогнозируется, что к 2050 году улов океанической рыбы на душу населения упадет даже до 11 кг. Чрезмерный рост уловов ставит под угрозу устойчивое воспроизводство мировых запасов рыбы в ряде регионов. Уже сейчас (по данным ФАО) в 11 из 15 главных промысловых регионов вылова рыбы запасы серьезно истощены, а вылов 70% важнейших видов рыбы близок к биологическому пределу. Поэтому считается, что проблему обеспечения будущих поколений продовольствием можно решить или, по крайней мере, смягчить путем все более широкого освоения биологических ресурсов океана. Сейчас годовой улов рыбы во всем Мировом океане составляет около 100 млн. т. С практической точки зрения вряд ли удастся интенсифицировать промысел в такой степени, чтобы добывать 200 млн. т рыбы в год. Этот улов обеспечил бы только 3% из 6000 млн. т продуктов, необходимых, чтобы обеспечить 8 млрд. человек питание на современном уровне. Возможности любой экосистемы, даже такой огромной, как Мировой океан, имеют свои пределы. Хотя интенсификация промысла позволяет надеяться, что нехватка продовольствия будет смягчена, было бы нереально рассчитывать решить продовольственную проблему только за счет увеличения морского улова.

Приведем один из примеров биологического загрязнения океана. В 1987 г. в Черном море были обнаружены отдельные экземпляры гребневика мнемиопсиса. Гребневик мнемиопсис обитает в лагунах на Атлантическом побережье США. Численность его в этих естественных условиях ограничена. Вероятно, в Черное море он был завезен случайно с балластными водами судов. В Черном море у него нет естественных врагов, подобных тем, которые водятся в лагунах Атлантического побережья. Гребневик оказался на одном трофическом уровне с медузой аурелией и одержал победу в конкурентной борьбе. За 2-3 года плотность медуз в Черном море уменьшилась почти в 10 раз, уменьшились и средние размеры медуз примерно в 4-6 раз. Общая масса мнемиопсиса достигла 900 млн. т., что в 10 раз превышает весь годовой улов в море. Но гребневик нанес удар не только медузам, уничтожение зоопланктона гребневиком привело к сокращению пищевой базы промысловых рыб и других обитателей моря. В результате резко упал вылов промысловых рыб - хамсы, тюльки, шпрота и др.

Такая ситуация продолжалась до 1999 г. В 1999 г. произошла инвазия в Черное море нового гребневика - берое. Предположительно гребневик берое попал с теплыми водами из средиземноморского бассейна или был завезен подобно мнемиопсису с бал-

ластными водами. Гребневик берое питается гребневиком мнемиопсис. Внедрение и развитие берое привело к резкому уменьшению биомассы мнемиопсиса и, как следствие, к росту зоопланктона и личинок рыб, а позднее и запасов пелагических рыб. Массовое развитие берое в Черном море привело к снижению трофического пресса мнемиопсиса на планктонное сообщество. Парное существование гребневиков в других морских бассейнах мирового океана обеспечивает природное равновесие их численности. Например, у берегов Америки в Атлантическом океане обитают Mnemiopsis leidyi и Beroe cucumis, уничтожающий первый вид. Таким образом, в Черном море после инвазии гребневика берое развивается ситуация, подобная существующим в других регионах океана.

Подобные явления наблюдаются во многих водных бассейнах. В Финском заливе в последнее время резко возросло число «пришельцев». Появление рачка церкопагиса привело к падению улова рыбы. В реке Вуокса обнаружен китайский мохноногий краб, в Копорской губе - дрейссена. Все это является следствием неконтролируемого выпуска балластных вод. Планируемое расширение судоходства, связанное со строительством новых портов может нанести непоправимый вред экосистеме Финского залива.

Рассмотрим математическую модель этой системы, соответствующий тип парного межвидового взаимодействия - конкуренция. Пусть общая масса медуз M_1 , а масса гребневика M_2 . Общий запас пищи М₀. Тогда систему уравнений, описывающую изменение масс М₁ и М₂ можно записать в виде:

$$\frac{dM_1}{dt} = \gamma_1 M_1 M_0 - \varepsilon_1 M_1,$$

$$\frac{dM_2}{dt} = \gamma_2 M_2 M_0 - \varepsilon_2 M_2$$

$$\frac{dM_2}{dt} = \gamma_2 M_2 M_0 - \varepsilon_2 M_2$$

Члены $\boxtimes_{l} M_{l}$ и $\boxtimes_{2} M_{2}$, описывают убыль видов M_{l} и M_{2} ,соответственно. Разделим первое уравнение на $\boxtimes_{I} M_{I} M_{0}$, второе на $\boxtimes_{2} M_{2} M_{2}$, вычтем второе уравнение из первого и проинтегрируем. В результате получим:

$$\frac{M_1^{\frac{1}{y_1}}}{M_2^{\frac{1}{y_2}}} = const \exp\left[\left(\frac{\varepsilon_2}{y_2} - \frac{\varepsilon_1}{y_1}\right)\right].$$

Если
$$\frac{\mathcal{E}_2}{\mathcal{Y}_2} \frac{\mathcal{E}_1}{\mathcal{Y}_1}$$
, то M_I будет расти, M_2 уменьшаться. Если $\frac{\mathcal{E}_1}{\mathcal{Y}_1} \frac{\mathcal{E}_2}{\mathcal{Y}_2}$

,то с ростом времени преобладать будет масса M_2 , а M_1 будет стремиться к нулю. Именно этот последний случай реализуется в системе медуза аурелия - гребневик мнемиопсис (Рис.3). Гребневик, как имеющий меньшую смертность и потребляющий большее количество пищи, почти полностью вытеснил медузу аурелию. Вместе с тем, мы получили известную теорию Вольтера: если виды живут в одной экологической нише, то одни из них всегда вытесняют остальные.

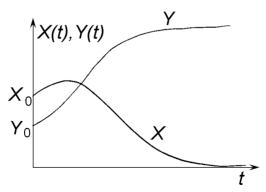


Рис. 3. Эволюция популяций двух видов в условиях конкуренции: медуза Аурелия-X, гребневик мнемиопсис – Y

туальной научной проблемой.

ЧАСТЬ 2. УРОВЕНЬ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ

Общая океанографическая характеристика Черного моря. По современным оценкам Черное море является одной из наиболее загрязненных акваторий Мирового океана. Уникальность этого полуизолированного от Мирового океана водоема заключается в значительном объеме пресного стока в него, 70 % которого поступает с индустриальных площадей Европы, принося с собой значительное количество различных загрязняющих веществ. Изучение миграции и времени пребывания загрязняющих веществ в Черном море поз-

Чёрное море отделено от Средиземного моря узкими проливами, глубина которых на мелководных местах не превышает 36 метров.

воляет оценивать способность моря к самоочищению и является ак-

Обмен вод через пролив Босфор является фактором, определяющим гидрофизическую и гидрохимическую структуру моря. Более высокий (примерно на 35 см) уровень Чёрного моря по сравнению со Средиземным обуславливает наличие сточного течения из Чёрного моря, выносящего поверхностные слабосолёные воды. В придонных слоях за счёт разности в плотности воды развивается компенсационный поток из Мраморного моря, несущий воды с солёностью 36%. Объём переноса каждым течением меняется от года к году и от сезона к сезону. В среднем из Чёрного моря через проливы ежегодно выносится около 370 км³, а привносится 180 км³, что составляет около 0,04 % его объёма. Солёные воды опус-

каются в котловину моря и поддерживают динамическое равновесие на пикноклине, отделяющем поверхностные распреснённые речным стоком воды от глубинных солёных вод. Объём поверхностных вод с пониженной солёностью не превышает 10% от общего объёма воды в море.

В галоклине, разделяющем опреснённые поверхностные и солёные глубинные воды, солёность меняется на 2,5-3,5%, а коэффициент вертикальной диффузии К_в уменьшается до 0,1-0,2 см²/с. Плотностная стратификация, не разрушающаяся даже в периоды зимнего охлаждения поверхностных вод, препятствует нормальному перемешиванию и проникновению кислорода в глубинные слои, где в результате процессов бактериальной сульфатредукции возникает сероводородное заражение. Количество сероводорода увеличивается с глубиной и ниже 1500-2000 м достигает 12-13 мг/л.

Захоронение огромных количеств недоокисленного органического вещества способствовало образованию здесь метановых, газогидратных и, возможно, нефтяных залежей.

Чёрное море может быть названо бактериальным морем. Около 80% его водной толщи и донных осадков, находящихся в пределах анаэробной зоны, лишены других форм жизни, кроме бактерий. Окружённое развитыми в промышленном и сельскохозяйственном отношении странами, Чёрное море служит естественным отстойником их стоков. Отношение площади водосборной суши к площади его зеркала (422000км²), равное 4,4 ,на порядок больше, чем в среднем для океана – 0,4. Реки выносят в море ядохимикаты с полей, пестициды, детергенты, предельные и ароматические углеводороды, соли тяжёлых металлов и другие токсические вещества. В него попадает большое количество смытых с полей удобрений и органических веществ, приводящих к переудобрению - эвтрофикации водоёма.

Кроме речного стока, все увеличивающееся стрессовое воздействие на прибрежные районы оказывают ливневые, бытовые и промышленные стоки расположенных на его берегах предприятий, населённых пунктов и рекреационных комплексов. Их локальное влияние часто оказывается катастрофическим. Через проливы ежегодно проходит около 180 тыс судов общим водоизмещением 125 млн тонн, при этом в море попадает более 12 тыс.т нефти.

Сильное воздействие на биологические сообщества моря и его промысловую потенцию оказывает нерациональный, превышающий допустимые объёмы, промысел, а в последние годы и занос из других районов мирового океана новых поселенцев, которые разрушают автохтонные сообщества Чёрного моря

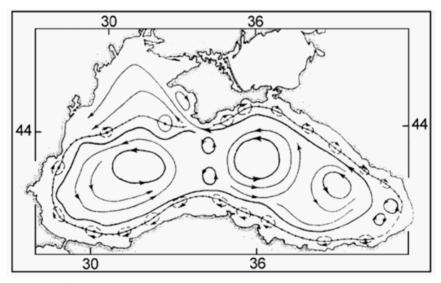


Рис. 4. Общая схема приповерхностной циркуляции вод Черного моря. (Виноградов М.Е. и др., 1992)

Состояние экосистемы Чёрного моря существенно различается в его прибрежных и открытых районах, что связано с особенно-

стями циркуляции. Циклоническое основное черноморское течение прослеживается в пределах всего моря, создавая в центральных частях западных и восточных районов обширные циклонические круговороты (рис.4) и ряд более мелких циклонических и антициклонических вихрей. В восточной части моря к востоку от основного прослеживается ещё циклонический, а в юго-восточной части у Батуми - интенсивный антициклонический круговороты. В циклонических круговоротах происходит подъём, а в антициклонических и на внешней периферии основного черноморского течения — их опускание.

В результате меандрирования основного черноморского течения и его бокового трения о материковый склон возникает антициклоническая завихренность течения в прибрежной зоне у кромки шельфа, где генерируются цуги антициклонических вихрей. В антициклонических вихрях происходит накопление вод и последующее их опускание, которое совпадает с опусканием вод на периферии циклонических круговоротов. Их сложение обуславливает активное погружение вод вблизи материкового склона и возникновение квазистационарной зоны конвергенции. В штилевую погоду конвергенция на внешней границе основного течения чётко проявляется на поверхности по сликам и скоплениям плавающего мусора. У Кавказского и Анатолийского побережий зона конвергенции находится на расстоянии 5-7 миль от берега, а на западе и, особенно на северозападе, вместе с кромкой шельфа она уходит далеко от него и выражена слабее

Существование за кромкой шельфа зоны конвергенции предопределяет компенсационный подъём вод по материковому склону, который усиливается при прохождении вдоль побережья антициклонических вихрей. Поднимающаяся из холодного промежуточного слоя вода способствует резкому понижению температуры у берега. Мористее зоны конвергенции также может происходить

компенсационный подъём вод. Таким образом, у материкового склона Чёрного моря образуется фронтальная зона, аналогичная присклоновым фронтам открытого океана.

Эта зона служит мощным гидрохимическим барьером, к которому приурочены максимальные концентрации Zn, Cr, Cu, Pb, Hg, Cd, а также хлор —фторорганических пестицидов и полиароматических углеводородов. При смешении прогретых и распреснённых прибрежных вод с более холодными и солёными водами основного черноморского течения происходит уплотнение и опускание воды. Гравитационное оседание органической и неорганической взвеси, а также турбулентные изопикнические движения приводят к обогащению взвесью вод вдоль материкового склона. Опускающиеся на конвергенции прибрежные воды уносят из поверхностных слоёв на глубину попадающие с берега загрязнения и в какой-то степени изолируют открытые воды моря от основного объёма прибрежного антропогенного стока. Глубинными водами эти загрязнения разносятся по акватории моря.

Гидрофизические характеристики экосистемы глубоководной части Чёрного моря. Наиболее специфическая черта гидрологии Чёрного моря - резкое отличие по плотности(солёности) глубинных вод от поверхностных. В общем отделение верхнего деятельного слоя от глубинных вод определяется перепадом солёности в 2,5-3,5‰

Глубже пикноклина плотность воды возрастает очень медленно, что делает неустойчивой глубинную стратификацию и облегчает конвективный обмен между водами различных глубин. На глубине более 1 км солёность составляет 22,31-22,36%, условная плотность 17,25-17,28 условных единиц. Коэффициент устойчивости вод (Е10⁻⁵) - всего лишь 0,006.0 Низкая устойчивость глубинных вод процессам зимнего перемешивания над куполами пикноклина в циклони-

ческих круговоротах приводят к тому, что перемешивание всей массы вод Чёрного моря идёт быстро и придонные воды достигают поверхности за 100-130 лет, свидетельствуя о интенсивной динамике процессов на границе аэробной и анаэробной зон моря.

Существование стационарного пикноклина, препятствующего перемешиванию верхних и глубинных вод, обуславливает формирование чрезвычайно резкого оксиклина(резкого падения концентрации кислорода от 5-7 мл/л, характерных для перемешиваемых поверхностного и холодного промежуточного слоёв, до 0,35-0,5 мл/л). Градиент концентрации кислорода в нём может достигать 0,2-0,55 мл/л и более высоких значений. Оксиклин образуется при окислении опускающейся мёртвой органической взвеси, которая задерживается на пикноклине, и за счёт поднимающихся с глубины восстановленных форм железа, марганца, азота. На окисление органики тратится около 30%, а на окисление восстановленных форм Fe, Mn, N -70% общего количества расходуемого в слое оксиклина кислорода. Глубже оксиклина количество кислорода продолжает уменьшаться и на глубине проявления сероводорода (более 0,005 мг H₂S/л) он ещё имеет концентрацию 0,1-0,3 мл/л.

Гидрохимические характеристики. Изменения гидрохимических условий на шельфе и открытом море связаны в основном с изменениями пресного стока. Все крупные реки, впадающие в Чёрное море, зарегулированы. Благодаря строительству многочисленных плотин уменьшен весенний паводок, выносивший за несколько недель до 70% стока и огромное количество взвешенного материала.

После образования водохранилищ (только на Дунае и Днепре их более 15) большая часть взвешенного кремния попадает в осадок, благодаря чему резко снизился вынос кремния в море. Сток в период паводка после этого не превышает 30% годового стока. Вода

в водохранилищах зацвела, и существенная часть фосфора теперь выносится не в форме фосфатов, а в форме органических соединений. Сократился вынос нитратов, но возросло содержание органического и аммонийного азота в речной воде. Резко возросло количество выносимого органического вещества.

В поверхностных кислородосодержащих водах происходит постепенное уменьшение концентрации органического азота. В сероводородной толще Чёрного моря из минеральных форм связанного азота присутствуют только аммоний, концентрация которого увеличивается с глубиной. Максимальные концентрации нитратов, наблюдаемые в океане, не превышают обычно 50 мкг-ат/л, а концентрация аммонийного азота в Чёрном море достигает 100 мкг-ат/л. Средняя глубина океана вдвое больше глубины Чёрного моря, поэтому суммарный запас минеральных соединений азота и там и тут практически подобен и достигает 140-150 г-ат/м².

Аммонийный азот. Сведения о пространственно-временной изменчивости аммонийного азота в Чёрном море свидетельствуют, что в поверхностном слое концентрация его близка к 0,8 мкг-ат/л и постепенно увеличивается с глубиной, достигая в слое 150-2000м величин 96 мкг-ат/л.

Данные зимне-весенних съёмок 1988 г. НИС "Атлантис" и 15 рейса НИС "Витязь" свидетельствуют, что глубже 75 метров выделяется центральный район моря с повышенной концентрацией аммонийного азота. В некоторых случаях пятна повышенных концентраций совпадают с центрами западного и восточного циклонических круговоротов. У внешнего края основного черноморского течения низкие концентрации аммония прослеживаются до 200 м.

Сравнивая количественные данные по концентрации аммония в поверхностном слое Чёрного моря с соответствующими широтными зонами Тихого океана, видно, что общий уровень содержания аммонийного азота (0,4 мкг-ат/л) практически одинаков, хотя в глу-

бинных водах Тихого океана аммония почти нет (0,1 мкг-ат/л), а в Чёрном море его концентрация достигает 100 мкг-ат/л. Разница на три порядка в подстилающих водах не сказывается не содержании аммонийного азота в эвфотическом слое. Следовательно уровень концентрации аммонийного азота (0,2-0,4 мкг-ат/л) определяется скоростями продукционно-деструкционных процессов, протекающих в самом эвфотическом слое, и мало зависит от подстилающих слоёв.

Нитратный азот. Понижение концентрации кислорода в оксиклине от 7-8 до 0,14-0,2 мл/л сопровождается падением концентрации нитратов до нулевых значений. В аэробных водах Мирового океана и высокопродуктивных районах (где концентрация кислорода в промежуточных водах понижается до 0,2 мл/л) также наблюдается заметное уменьшение концентрации нитратов, но этот процесс сопровождается образованием нитритов. В некоторых случаях восстановление нитритов происходит почти на 90%-100%. Осуществляют эти процессы бактерии денитрификаторы.

Мочевина. В открытой части моря (рис.5) наблюдается бимодальная вертикальная структура с двумя максимумами на глубине 5-20м и 60-90м, где концентрация азота мочевины достигает 1,0-2,0 мкг-ат/л. Минимальные концентрации(0,1-0,3 мкг-ат/л) наблюдаются в верхней части оксиклина на глубине 40м. Средняя концентрация мочевины в поверхностном слое открытой части Чёрного моря равна 0,4-0,8 мкг-ат/л. Над свалом глубин, в центральных частях мезомасштабных антициклонических вихрей, обнаружены скопления взвешенного вещества, что приводит к резкой интенсификации бактериальной деятельности и как следствие- накопление продуктов метаболизма(аммония, мочевины, фосфатов) и т.д.

На шельфе (глубины 0-100м) концентрация мочевины резко увеличивается до величин 2-2,2 мкг-ат/л. В районе мелководья на северо-западе особенно около устьев Дуная, Днепра, Днестра, кон-

центрация мочевины доходит до 5-8 мкг-ат/л. В иловых водах она увеличивается на порядок (до 10 мкг-ат/л), но при появлении сероводорода падает до нуля.

Аминокислоты. Представительный объём материала по распределению аминокислот впервые получен в 1989 г. в 24 рейсе НИС "Академик Книпович". В поверхностном слое Чёрного море концентрация их колебалась от 400 до 50 мкг-ат/л. Наиболее резкие изменения концентрации наблюдаются в зоне шельфа и континентального склона (рис.5). Максимальные концентрации наблюдаются над свалом глубин (до 350 мкг-ат/л). Концентрация валового азота к берегу увеличивается до 28 мкг-ат/л. С учётом увеличения к берегу концентрации нитратов до 5 мкг-ат/л и аммония до 1 мкг-ат/л на долю органического азота остаётся 22 мкг-ат/л..

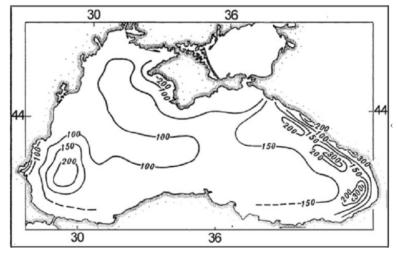


Рис. 5. Распределение аминокислоты (мкг-ат/л) в поверхностном слое (август 1989 г.). (Виноградов М.Е. и др., 1992)

Следовательно, большая часть азота в аллохтонном органическом веществе находится в связанном состоянии. Около побережья Болгарии к берегу происходит увеличение концентрации, что связа-

но с эвтрофированием прибрежных вод и сбросом хозяйственно-бытовых стоков.

Растворённое и взвешенное органическое вещество. По данным полученным в 24 рейсе НИС "Академик Книпович" выявляется уменьшение содержания органического вещества от устья Дуная до берегов Крыма. Основными источниками органики являются крупные реки (Днепр, Днестр, Буг, Дунай) и повышенная первичная продукция северо-западного шельфа Чёрного моря. Минимальные концентрации органического вещества наблюдаются в верхней части сосуществования кислорода и сероводорода (Сслой), особенно в зоне свала глубин, где С-слой расположен на глубине 100-200м. Концентрация органического вещества увеличивается ко дну до 30-50 мкг-ат/л. Максимальные концентрации его достигают у дна величин 22 мг/л, что на порядок выше, чем в Миро-Аккумуляция органического вещества в анаэробных вом океане. водах Чёрного моря закономерна. Его окисление за счёт сульфатов при деятельности сульфатредуцирующих бактерий протекает значительно медленнее, чем окисление органики за счёт кислорода при гетеротрофной активности целого ряда гидробионтов достаточно развитой пищевой цепи в нормальных аэробных водоёмах. Отсутствие бентоса в сероводородных водах приводит к накоплению больших количеств органического вещества в донных осадках, что, в свою очередь, должно приводить к современному нефте-газонакоплению

Верхняя граница сероводородных вод и тенденции к изменению глубины их залегания. Изменения глубины залегания верхней границы сероводородных вод связаны с подъёмом и опусканием пикноклина и могут происходить только под ним, как под крышкой огромного котла- глубоководной котловины Чёрного моря. В

поверхностные воды сероводород может проникнуть только в случае, если до поверхности поднимается пикноклин, а, следовательно, распреснённые речным стоком воды исчезнут или осолонятся не менее чем на 25‰.

Сторонники идеи подъёма сероводородной зоны обычно видят причины её подъёма в двух процессах - зарегулировании рек (следовательно, уменьшении их стока, повышении солёности поверхностных вод, снижении стока поверхностных вод через Босфор, увеличении притока вод из Мраморного моря и подъёма пикноклина и границы сероводородной зоны) и эвтрофировании моря (следовательно, увеличении количества органики, попадающей на его глубины, и более интенсивном продуцировании сероводорода).

Многолетние наблюдения за интенсивностью стока показали, что, начиная с 50-х годов, в результате увлажнения климата наступил многоводный период, и общий приток воды в Чёрное море, более чем на 80% обеспечиваемый стоком Дуная, имел устойчивую тенденцию к увеличению. При этом из-за невозвратного водозабора сток Днепра остаётся практически постоянным, а стоки Дона и Кубани уменьшились, что привело к осолонению Азовского моря. При такой ситуации может произойти некоторый подъём пикноклина при его обострении (увеличении градиента) и некоторый подъём сероводородных вод.

Что касается эвтрофикации моря, то имеются данные о тенденции к увеличению за последние 60 лет запаса сероводорода в анаэробной зоне моря и тем, что в центральных районах циклонических круговоротов увеличение количества органического вещества в 1989г. по сравнению с 1960г. обусловило увеличение образования сероводорода в 3-5 раз. Но одновременно увеличилась и интенсивность его окисления. При разном количестве органического вещества, попадающего в глубинные слои Чёрного моря, положе-

ние верхней границы сероводородного слоя стабилизируется на разных глубинах в пределах подпикноклинной толщи. Изменение положения границы сероводородной зоны может быть связано с климатическими изменениями интенсивности и характера атмосферной циркуляции, а также с долгопериодными изменениями уровня моря, происходящими синхронно с колебаниями уровня Мирового океана.

Глубина залегания верхней границы сероводородной зоны в глубоководных районах моря (за неё принимаются воды с концентрацией растворённого сероводорода более 0,05 мг/л) очень изменчива в пространстве и во времени. Она образует сложную поверхность, хотя и приурочена к узкому изопикническому слою с условной плотностью 16,1-16,4 единиц при градиенте порядка 0,013 усл.ед./м.

Граница сероводородной зоны вслед за пикноклином поднимается на куполах циклонических круговоротов и заглубляется на внешней периферии Основного черноморского течения, в зонах конвергенции и антициклонических круговоротах в юго-восточной части моря. Относительная амплитуда изменения залегания границы сероводородных вод достигает 160м, хотя в целом градиенты довольно сглажены и не столь резки как иногда бывают градиенты глубин пикноклина.

В 1988 г. у берегов Крыма положение границы за 20 дней изменилось с 65 м до 95 метров в одном и том же районе. В центра антициклонического вихря в районе Батуми пикноклин лежит глубоко и граница сероводородной зоны наблюдалась в июле 1987г. на глубине 220м, а в августе она поднялась на 30м вверх. В наиболее динамичном районе Чёрного моря - у южного берега Крыма было обнаружено, что глубина верхней границы сероводородной зоны в течение суток может меняться на 10м, а глубина нижней границы проникновения кислорода - на 50м. Было показано, что эти колеба-

ния целиком определялись гидродинамическими условиями, связанными с прохождением локальных циклонических вихрей и изменением градиента атмосферного давления. Последнее наблюдение дало возможность рассчитать, что подъём пикноклина (и, связанной с ним, границы сероводородного заражения) в районе Ялты может случиться и при падении давления в течение 2 суток до 800 мб. Отметим, что минимальное давление, зарегистрированное в тропических ураганах составляет 883 мб, а в районе Ялты за 100 лет наблюдений- 989,5 мб.

Глубина границы сероводородных вод закономерно изменяется по сезонам, поднимаясь зимой и заглубляясь летом и осенью. В областях подъёма вод весной в начале 80-х годов граница находилась на глубине 95м, а осенью-105 м. В областях опускания вод 148 и 158 м, соответственно. Тем самым сезонные колебания средней глубины границы в одном и том же гидрологическом районе составляли около 10м.

Годичные изменения положения верхней границы сероводородной зоны связаны с чередованием более холодных и более тёплых зим, влиянием зимнего выхолаживания, смещением основных циркуляционных систем в пространстве. В 1988г. в восточной халистазе граница сероводорода поднялась на 30м, а в западной опустилась на 10м в сравнении с летом 1984г. Определённое представление о вариациях положения границы сероводорода во времени и пространстве даёт рис.6.

Данные свидетельствуют, что наименьшая глубина залегания анаэробных вод (95-100м) характерна для локальных циклонических круговоротов в западной части моря, а наибольшая (160-180м) находится в области континентального склона. Нижняя граница слоя сосуществования кислорода и сероводорода (С-слой), т.е. поверхность полностью анаэробных вод совпадает с изопикническим слоем со средней плотностью 16,55 усл.ед. и достаточно хорошо

очерчивается изосульфидой 0.5мг $H_2S/л$. Положение этой изосульфиды в районах северо-восточного и юго-западного склонов черноморской котловины и в западной халистазе приходилось в 1985-1986г. в среднем на 10-20м выше, чем 60 лет назад. В целом нельзя отрицать наличия в Чёрном море слабо выраженного тренда подъёма границы анаэробных вод во времени

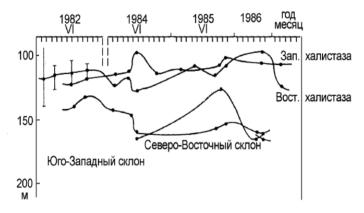


Рис. 6. Изменение глубины залегания верхней границы сероводородных вод во времени в различных районах моря. (Виноградов М.Е. и др., 1992)

Биотические характеристики (макропланктон). В планктоне Чёрного моря важную роль играет медуза Аурелия. Её численность сильно возросла в 70-е годы, в 10-100 раз превысив численность 60-х годов. Её популяция за год выедала 34-67% всех годовых запасов кормового планктона Чёрного моря. В начале 80-х годов в Чёрное море в балластных водах идущих из США зерновозов был занесён хищный гребневик мнемиопсис. Наиболее высокая биомасса гребневика наблюдается на шельфе северо-западной части моря. Появившиеся личинки и молодые особи разносятся основным черноморским течением по всей периферии моря, более крупные особи распространяются в открытые районы.

В связи с развитием гребневика произошли заметные изменения в структуре сообществ мезо – макропланктона. В первую очередь его вселение привело к резкому снижению биомассы кормового для мнемиопсиса и рыб высококалорийного зоопланктона. Благодаря этому гребневик выступает как серьёзный трофический конкурент промысловых планктонных рыб – хамсы, ставриды, тюльки. Общий улов рыб в системе Мраморное-Чёрное-Азовское море, достигавший в 1985-1986г. 856-906 тыс. т в 1989 г. упал до 640 тыс. т. Улов хамсы в северной части Чёрного и Азовского морей в 1980-1988г. колебался от 240 до 126 тыс. т., а в 1989 он снизился до 70 тыс. т, улов ставриды- с 110-115 тыс. т упал в 1989г. до 3 тыс. т, уловы тюльки в 1970-1987г.г. составляли 77-130 тыс. т, а в 1988-1989 г.г. снизились до 36-40 тыс. т. Очевидно, наблюдавшееся катастрофическое падение уловов прямо связано с подрывом мнемиопсисом кормовой базы и, возможно, непосредственным выеданием личинок рыб во время нереста.

Таким образом, вселение гребневика мнемиопсиса в воды Чёрного моря оказало катастрофическое воздействие на промысел планктоноядных рыб.

Мелководная часть Чёрного моря. Северо-западный шельф. Наиболее продуктивными районами Чёрноморского бассейна были обширные мелководья его северо-западной части, Азовское море и западные прибрежные районы. Здесь была сосредоточена основная часть запасов водорослей, беспозвоночных и рыб. Северо-западная часть моря - важнейший нерестовый и нагульный район массовых промысловых видов (ставрида, шпрот, хамса).

Биомасса промысловых рыб Чёрного моря в 1959 г. была оценена в 5,7 млн т, а их годовая продукция в 2,5 млн т. Но уже в 1969г. оценки снизились в 10 раз. Для промысловых рыб- биомасса 0,55-

0,60 млн т, а продукция — 0,25 млн т. От конца 50-х до 80-х годов на северо-западном шельфе произошло десятикратное снижение значений показателей средней концентрации икринок и личинок хамсы, а икра ставриды, губана, пеламиды, морского языка практически исчезла.

В наиболее продуктивной северо-западной части моря коэффициент удельного водосбора, т.е. отношение площади водосбора к воспринимающей площади поверхности моря, равен 22, что на порядок выше, чем для моря в целом. Объём речного стока в этот регион составляет 70% всего пресноводного стока, поступающего в Чёрное море. Естественно, эта акватория оказывается наиболее загрязнённой. Сюда впадают Дунай, Днепр, Днестр- реки текущие через районы с интенсивными промышленностью и сельским хозяйством и вносящие различные токсиканты, включая полихлорированные ароматические углеводороды, соли ртуги, свинца и других токсичных металлов, а также различные эвтрофикаторы.

В дельтовой зоне Дуная была отмечена рекордная для природных морских вод численность бактерий (26 млн/мл) и количество сапрофитных бактерий (104 кл/мл) при коли-индексе до 40 тыс кл/л. Средняя концентрация ДДТ в дельте Дуная оказалась в 35 раз выше, чем в открытом море, где она тем не менее в несколько раз превышает допустимую норму.

Количество загрязнителей, попадающих в море, сильно колеблется в зависимости от межгодовых различий интенсивности стока, но в целом остаётся весьма высоким. В последние годы многими странами принимаются меры по сокращению загрязнения стока, однако соответствующие работы выполняются плохо и уровень загрязнённости прибрежной зоны крайне велик.

Влияние тех или иных загрязнителей на естественные биологические сообщества обычно остаётся неизвестным, но их совокупное действие привело к существенному изменению структуры биоты. Из планктона почти исчезли копеподы, понтеллиды, резко снизилась численность центропагеса, псевдокалянуса, ветвистоусых (пенилии, эвадны), но главное- резко сократилось количество организмов, занимающих верхние уровни трофических цепей, а именно многих промысловых рыб. В последние 20-25 лет значение северо-западного шельфа Чёрного моря как нерестилища морских рыб снизилось примерно на порядок.

Радионуклиды, пестициды и тяжёлые металлы, попадая в воду, концентрируются в тканях тел живых организмов, и степень концентрации возрастает по трофической цепи, оказываясь максимальной в её конечных звеньях. У долгоживущих животных воздействия могут быть очень сильными, что ведёт к летальному исходу.

Неблагоприятная ситуация сложилась и для черноморских дельфинов. В послевоенные годы популяция дельфинов в Чёрном море насчитывала 2-2,5 млн. голов. Косяки в 5-6 тысяч голов не были редкостью. К 60-м годам численность стала снижаться, что связывали с их широким промыслом. К 1966 г. численность дельфинов снизилась до 500 тыс. голов и наш отечественный промысел был прекращён. На следующий год он прекратился в Болгарии, Румынии, а потом и в Турции. Но увеличения численности дельфинов не последовало. Учёт с судов и самолётов, проведенный в 1983-1984 годах дал близкие цифры: черноморское стадо дельфинов насчитывало 50-100 тыс. голов, т.е. в 5-10 раз меньше, чем их было к моменту прекращения промысла. Многие дельфины страдают тяжёлыми формами дерматозов. В последние годы численность стада дельфинов, видимо, не изменилась.

Среди антропогенных составляющих речного стока по своему трансформирующему действию на экосистему выделяются те, что вызывают эфтрофикацию. По сравнению с условно незагрязнённым стоком 1948-1959гг. в последующие десятилетия количество биогенных элементов в воде северо-западной части моря сильно уве-

личилось. Особенно резко это возрастание проходило в период интенсивной химизации сельского хозяйства в 1975-1980 гг.

Вслед за этим отмечалась некоторая стабилизация в использовании удобрений, что привело к стабилизации или незначительному нарастанию уровня эфтрофирования моря.

Резкое увеличение концентрации аммонийного азота свидетельствует об адвективном характере загрязнений аллохтонным аммиаком, который выносится р. Дунай или поступает из других источников. На открытых участках северо-западного шельфа концентрация аммония уменьшается на 1-2 порядка по сравнению с прибрежными участками. Резко увеличилась продукция фитопланктона, биомасса которого в летнее время существенно возросла по сравнению с прошлым периодом. В районе Констанцы в 30 милях от берега среднее количество фитопланктона в 1971-1975 гг. составило 720 мг/м³, в 1978-1979 гг. оно возросло до 2240 мг/ м³, а 1983-1988 гг. достигло 4780 мг/м³. В северной части шельфа максимальная биомасса фитопланктона в 50-60 гг. составила 52 г/м², а в настоящее время она превысила 800 г/м². Площадь зоны цветения увеличилась в 8-10 раз.

Развитие фитопланктона стало достигать уровня "красного прилива" т.е. 30 г/м³ . "Красный прилив" формируется за счёт миксотрофных перидиней и диатомей. Изменился и групповой состав фитопланктона. Большую роль сыграла ещё одна форма антропогенного воздействия - дампинг грунта, вынутого при дноуглубительных и строительных работах. Наибольшее значение имеют дунайская и одесская свалки грунта. Уровень биомассы фитопланктона в районе одесской свалки на 1,5-2 порядка стал превосходить уровень биомассы для этого же района до начала дампинга в 70 годах.

Изменения суммарной биомассы водорослей, вызванные обогащением воды содержащимися в грунте биогенными веществами,

в свою очередь, обуславливают резкое изменение концентрации растворённого в воде над термоклином кислорода и возникновение гипоксийной зоны в придонных слоях. Годовое развитие фитопланктона вместо бицикличного, свойственного невозмущённой системе морских водоёмов на тех широтах, делается полицикличным. Меняется видовой состав фитопланктона, прерываются идущие сукцессии, возникает пульсирование фитоценоза и как следствиенестабильность всей экосистемы.

Органическая взвесь не успевает потребляться и минерализоваться в сообществах поверхностных слоёв, отмирает и опускается ко дну. В многоводные и мало ветренные годы (именно таким режимом характеризуются последние десятилетия) в мелководной северо-западной части моря летом образуется резкий сезонный термоклин с градиентами температуры до 15° С.Такой пикноклин, образующийся на глубинах 5-15 м блокирует обмен между поверхностными и более глубокими водами и не разрушается даже при штормовых ветрах 15-17 м/с, дующих в течении 2-3 суток. Благодаря этому в придонных (до глубины 20 - 40 м) обогащённых взвешенной органикой слоях быстро расходуется наличный кислород, на обширных пространствах мелководья наступает глубокая гипоксия и появляется сероводород. Обычно гипоксия начинается в мае и продолжается до сентября, захватывая всё более глубокие участки шельфа.

В МГИ НАН Украины изучение гипоксии осуществлялось с использованием методов математического моделирования (Беляев В.И., Совга Е.Е., Любарцева С.П, 1997г.) Следует отметить, что изучение гипоксии на северо-западном шельфе, кроме природоохранных имеет также и научное значение, поскольку в очень короткий период (примерно три месяца) происходит смена окислительных условий на восстановительные и наоборот, демонстрируя сжатую во времени модель геологического прошлого Земли, когда

"сульфатное" и "нитратное" дыхание микроорганизмов сменялось на "кислородное" и обратно. На рис.7 представлена заложенная в модель причинно-следственная схема гипоксии и возникновения сероводородных линз на северо-западном шельфе моря. Поскольку процессы, сопровождающие гипоксию, схожи с процессами, происходящими в зоне контакта аэробных и анаэробных вод в Черном море, при моделировании гипоксии был использован опыт математического моделирования экосистемы сероводородной зоны (Belyaev V.I., Sovga E.E., Lyubartseva S.P.1997).

При анализе динамических условий возникновения гипоксии и заморов было установлено, что в период летней стагнации адвективный перенос ослаблен, и воды прибрежных районов можно считать в значительной степени изолированными от вод открытого моря. Это дает основание ограничиться турбулентным механизмом обмена. Исключение было сделано для органической взвеси, которая оседает с постоянной скоростью w_4 = 3 10^{-3} см/с.

Для моделирования гипоксии использовался измеренный сезонный ход первичной продукции для шельфовой зоны, который характеризуется наличием единственного летне-осеннего максимума, в котором значение первичной продукции достигает $0.6 \text{ rC/(M}^2\text{-сут})$. Учитывался также поток органического вещества аллохтонного происхождения, поступающими с паводковыми речными водами $(0.1 \text{ rC/(M}^2\text{-сут}))$ в своем максимуме).

В результате расчета были получены временной ход и пространственное распределение компонент экосистемы (Беляев В.И., Совга Е.Е., Любарцева С.П, 1997г.) (расчеты выполнялись С.П. Любарцевой). Были получены распределения концентраций кислорода и сероводорода, которые иллюстрируют изменения состояния экосистемы во времени.

Как показали результаты расчета (Беляев В.И., Совга Е.Е., Любарцева С.П, 1997г), несмотря на дефицит кислорода в первые

пять суток гипоксии, в результате определенной инерционности биологической системы, уменьшения концентрации живых организмов на дне не происходит.

Отметим, что согласно результатам расчетов гипоксия возникает на глубинах 30-40 м (на расстоянии 30-35 км от берега), затем распространяется к берегу вплоть до береговой черты уреза воды.

На 8-10 сутки наблюдается максимальное развитие гипоксии. Дефицит кислорода охватывает десятиметровый придонный слой. Усиливается сульфатредукция в водной толще, сероводород не успевает окисляться и накапливается у дна. Погибшая придонная фауна и флора сама становится очагом сульфатредукции, замыкая цепь положительной обратной связи. Для этой стадии процесса характерны следующие максимальные концентрации: тиосульфатов 4 мг/л; молекулярной серы 2 мг/л; тионовых бактерий 0,6 мг/л. Продукция сероводорода на дне и в толще достигает 4 г/м² сут.

К концу замора уменьшаются размеры очага сульфатредукции на дне, восстанавливается аэробный режим водной толщи. Необходимо подчеркнуть, что в проведенных расчетах не изменялись динамические параметры: не усиливался вертикальный обмен, который в реальных условиях увеличивается в осенний период изза выхолаживания поверхностного слоя и в результате ветрового волнения. В наших модельных условиях кислородный режим восстанавливался через 90 суток, концентрация тиосульфатов уменьшалась до фоновых значений через 25 суток, молекулярной серы и тионовых бактерий - через 30 суток. Более медленно происходило восстановление биомассы придонных организмов. В целом по всей площади шельфа они восстанавливались только через 450 суток.

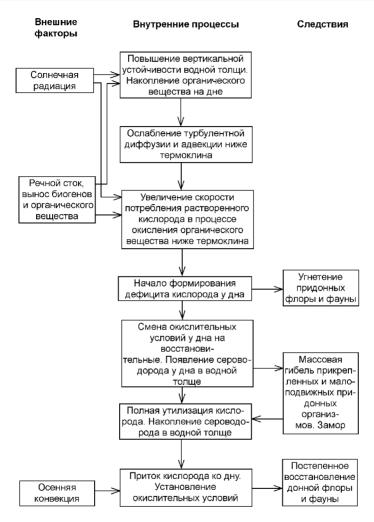


Рис. 7. Причинно-следственная схема придонной гипоксии.

Таким образом, результаты выполненных расчетов позволяют предположить, что главной причиной, вызывающей гипоксию является совпадение времени существования запирающего слоя, пре-

пятствующего вертикальному водообмену, с сезонным максимумом потока органического вещества на дно. Осеннее конвективное перемешивание, безусловно, ускоряет процесс исчезновения очага гипоксии, но не меняет направленности в развитии процесса. Такие факторы, как увеличение скоростей всех биохимических реакций с повышением температуры, что приводит к эффективному усилению влияния запирающего слоя, а также связанное с ростом температуры понижение растворимости кислорода, по-видимому, можно отнести к второстепенным.

На глубинах 100-120м северо-западный шельф занят специфическими сообществами моллюска фазеолины- источником откорма ряда придонных рыб. Наряду с фазеолиной здесь многочисленны губки, иглокожие (офиуры), другие моллюски. Столь большие глубины не подвержены заморам, не проникает сюда и сероводород из глубоководной котловины моря. Однако наблюдения из ПОА "Аргус" в 1984г. показали, что и этот биоценоз разрушен воздействием человека. Он перепахан распорными досками промысловых придонных тралов. Глубина оставляемых ими борозд до полуметра, ширина- до метра, длина - десятки и сотни метров. Борозды нарушают сплошной покров биоценоза фазеолины, и их склоны не зарастают организмами.

Воды реки Дунай захватываемые основным черноморским течением двигаются вдоль западного побережья моря к югу с Румелийским течением. Их влияние может прослеживаться до 43° и даже до 41° С.Ш., а затем обширным антициклоническим вихрем они вновь частично заносятся на север почти до Варненского залива. Эти воды несут с собой массу токсикантов, растворенной и взвешенной органики и биогенных солей, не успевших осесть на гидрофронтах и не использованных сообществами северо-западного шельфа. Они вызывают загрязнение и эвтрофирование западной ветви основного черноморского течения. С ними связаны летние

цветения воды перидиниевыми водорослями и другие негативные явления, ухудшающие качество прибрежных вод, что наносит колоссальные убытки рекреационным комплексам Румынии и Болгарии. Влияние опреснённых дунайских вод прослеживается на довольно значительном расстоянии от берега — 40-50 миль, в то время как прибрежные воды в гораздо большей степени страдают от местных стоков.

Постоянный круглогодичный сброс высоких концентраций органических веществ ведёт к образованию в прибрежных водах двух устойчивых зон "повышенной концентрации жизни". Первая зона распространяется от уреза воды до глубин 5-10 м, вторая - на глубины 80-100м непосредственно над свалом глубин. Высокая активность ферментов (гидролазы, щелочной фосфотазы, нуклеопрогеазы и окислительно-восстановительных ферментов), ответственных за различные типы преобразования органического вещества, подтверждает высокую скорость продукционно-деструкционных процессов. Ускорение оборота органического вещества и биогенных элементов в продукционно-деструкционном цикле прибрежных вод привело к развитию мощных цветений микроводорослей. Наиболее выражены они не тогда, когда в воде присутствуют огромные количества фосфора, нитратов, кремния, как это было отмечено в Варненском заливе (фофатов-23.5; нитратов-273;кремния- 62.3 мкгат/л), и не тогда, когда в воде содержатся большие количества органического вещества (устьевые зоны Днепра), а лишь тогда, когда хорошо развиты микрогетеротрофы и очень высоки скорости продукционно-деструкционных процессов.

У берегов Болгарии летом 1989г. наблюдался красный прилив и концентрация растворённого органического вещества в зоне цветения уменьшалась до 6.5 мг С/л, но в тоже время в 2-3 раза увеличивалась концентрация взвешенного органического углерода (до 3.5 мг С/л). Минеральные формы биогенных элементов были полно-

стью исчерпаны, но содержание органического фосфора увеличилось до 23, а органического азота до 681 мкг-ат/л. Первичная продукция в зоне красного прилива достигала 1.5 г С/м 3 в день. Концентрация хлорофилла в пятне красного прилива равнялась 10^6 мг/м 3 . Заметим, что пигментный индекс фитопланктона был невысоким-1.84, что говорит о хорошем физиологическом состоянии водорослей и достаточном обеспечении их биогенными солями.

Концентрации соединений фосфора, азота и кремния были низки в зоне красного прилива. Можно предположить очень высокую скорость регенерации биогенных элементов в продукционнодеструкционном цикле эвфотического слоя. Большая часть первичной продукции создаётся за счёт рециклинга биогенных элементов.

Хорошо эти процессы демонстрируются на примере Бургасского Залива. По орографии он чётко делится на три акватории: открытую – от линии, соединяющей мыс Эмине и мыс Маслян нос, до линии, соединяющей мыс Поморие и мыс Акин и внутреннюю часть залива до мыса Форос. Для этой акватории характерна круговая циркуляция вод, направление которой может изменяться в зависимости от преобладающего ветра. Западнее мыса Форос расположена округлая по форме часть залива, куда из озёр-лиманов Бургасского и Атанасовского сбрасываются отходы крупнейшего в Болгарии нефтеперерабатывающего завода и поступают бытовые стоки Бургаса. В настоящее время в Бургасский залив, главным образом в кутовую часть, ежедневно поступает свыше 130 тыс. м³ в разной степени очищенных сточных вод. Средняя концентрация нефтяных углеводородов по всему пространству залива превышает ПДК в десятки раз.

В начале 80-х годов сообщества не только внешней, но и внутренней части залива не были существенно деформированы антропогенным воздействием, хотя их структура и отличалась от структуры сообществ более чистых вод открытого моря. Но сообщества ку-

товой части залива имели специфический характер, присущий сильно загрязнённым участкам. Так если во внешней части залива фитофлаггелляты (индикатор обогащённых органикой вод) летом составляли 20-40% всей массы фитопланктона, то в кутовой- достигала 75 %. Наблюдения 1986г. показали нарастающее загрязнение и эвтрофикацию, что привело к резкому ухудшению экологической обстановки в кутовой и срединной частях залива, сделавших возможным мощное развитие пиридиниевой водоросли, достигшее уровня сильнейшего красного прилива. В его очаге в куту залива, численность водорослей достигала миллиарда кл./л, а биомасса 1 г/л. Вода была коричнево-красной с резким неприятным запахом. Правда, цветение деградировало за 2-3 дня, главным образом из-за развития эктопаразитического жгутиконосца, в массе уничтожившего клетки водорослей (Виноградов и др., 1992). В 1989 г. как следствие усиливающейся эвтрофикации стоком нефтяных углеводородов и органических веществ в придонных слоях кутовой и срединной частей Бургасского залива стали развиваться гипоксия и заморные явления (Практическая экология, 1990).

Обострилась ситуация, связанная с нарушением экосистемы прибрежных вод в районах черноморских городов. Она связана, прежде всего, с локальными выпусками бытовых неочищенных или плохо очищенных сточных вод. Наиболее сильно загрязнены бухты и заливы больших городов - Севастопольская, Ялтинская, Новороссийская, Геленджикская, Сухумская, Потийская, Батумская и район Пицунды. Сбросы нефтяных производных из переполняющихся отстойников Батумского нефтеперерабатывающего завода привели к тому, что нефтяное загрязнение водной поверхности в 1989г. в пять с лишним раз превышало наблюдавшееся в 1988г. и достигло 7 тыс. км². Особенно опасная ситуация создаётся во время аварийных разливов, когда концентрация нефтяных углеводородов в сотни и тысячи раз превышает ПДК. В Пицундской бухте создаются условия за-

моров с резким дефицитом кислорода в придонных слоях (25% насыщения), вызывающие крайнюю бедность донных сообществ ($12 \Gamma/M^2$). Особенно резко эти явления усилились в самые последние годы. Такие примеры могут быть умножены.

Сильное загрязнение органическими веществами, вносимыми береговыми стоками, происходит и вне бухт, будучи связано с ло-кальными источниками интенсивных загрязнений. Одним из ярчайших примеров тому служит распределение концентрации мочевины в водах кавказского побережья по сравнению с её распределением в водах открытого моря. На удалении 100-200 м от места выпуска концентрация минеральных компонентов стока уменьшается на 90%, а органических - на 60%, т.е. убыль минеральных компонентов стока происходит гораздо интенсивнее, чем органических. При этом распад фосфорсодержащих соединений происходит в два раза быстрее, чем азотосодержащих. Обезвреживание и окислительная переработка поступающих стоков в значительной степени осуществляется микропланктоном, структура сообщества которого при этом может претерпевать значительные изменения.

С 1968 по 1983 год в Ялтинском заливе происходил выпуск стоков, в результате которого доля пирофитовых в фитоценозе увеличилась в 1,5-2 раза, а диатомовых, наоборот, упала. При этом число видов фитопланктона сократилось на 20-30%. В локальных зонах мелководных выпусков сточных вод отмечалось цветение воды в 1972г. у побережья Крыма и в 1974 году у кавказского берега. В зонах локальных загрязнений увеличивается концентрация гетеротрофной, сапрофитной микрофлоры. Последняя, нередко на порядок и более превосходит по величине концентрацию в фоновой условно чистой воде и прослеживается на 0,5-1 км от места выпуска. Одним из основных методов борьбы с влиянием локальных загрязнений, помимо улучшения очистки сточных вод, служит организация дальнего глубоководного выпуска сточных вод.

На Кавказе, для которого характерны очень узкий шельф и крутые береговые склоны, антропогенное влияние сказывалось в малой степени. В конце 70-х годов оно отсутствовало даже в относительно закрытых бухтах типа Геленджикской. В последующие годы, несмотря на активный водообмен, обеспечиваемый течением вдоль берега, экосистемы бухт кавказского побережья (Новороссийской, Голубой, Геленджикской и Сухумской) — перестали справляться с эвтрофикацией, усугублённой поступлением со стоками тяжёлых металлов, пестицидов и других ядовитых веществ.

Действие токсикантов на планктонные и донные фильтраторы снижает способность прибрежных экосистем к самоочищению и усиливает влияние эвтрофикации, приводя к накоплению в воде бактерий (в том числе патогенных) и простейших. Среди нефтеокисляющих бактерий выявлены формы, обладающие ярко выраженным генотоксическим и ДНК- повреждающим эффектом, что обуславливает их потенциальную опасность не только для гидробионитов, но и для человека. Следствием такого вторичного органического загрязнения оказывается стойкое ухудшение качества воды, кислородного режима и в результате рыбохозяйственной и рекреационной ценности водоёма. Это одна из основных причин снижения запасов шпрота, ставриды, камбалы, и других рыб, наблюдаемое в последние годы. Снижение общей численности популяций рыб явилось основной причиной резкого возрастания количества медуз аурелий, занявших экологическую нишу планктоноядных рыб и способствовало вспышке развития гребневика мнемиопсиса. В течение самых последних лет в связи с его массовым развитием катастрофически снизились запасы мелких планктоноядных рыб.

Уровни загрязнения Черного моря. Приведенная выше океанологическая характеристика вод Черного моря, позволяет на

ее фоне рассмотреть особенности поведения загрязняющих веществ в акватории моря.

Степень загрязнения вод Черного моря загрязняющими веществами антропогенного происхождения определяется как поступлением их со стоком рек, впадающих в море, так и со стоками и отходами различных видов хозяйственной деятельности человека по побережью. Кроме того, загрязняющие вещества в море могут поступать с балластными водами морских судов и судов типа «рекаморе»» и в результате водообмена с другими морями.

Нефть и нефтепродукты. Самым распространенным загрязняющим веществом гидросферы является нефть и нефтепродукты. Нефть представляет собой сложную смесь углеводородов и их производных; каждое из этих соединений может рассматриваться, как самостоятельный токсикант. В ее составе обнаруживается свыше 1000 индивидуальных органических веществ, содержащих 83-87% углерода, 12-14% водорода, 0,5-6,0% серы, 0,02-1,7% азота и 0,005-3,6% кислорода и незначительную примесь минеральных соединений; зольность нефти не превышает 0,1%. Основные характеристики нефти представлены в таблице 6.

Нефть разных месторождений содержит одни и те же химические компоненты, но может различаться соотношением парафинов, циклопарафинов, ароматических и нафтеноароматических углеводородов. В жидких углеводородах нефти растворены смолисто-асфальтеновые высокомолекулярные соединения, содержащие до 88 % С, около 10% Н и до 14% гетероатомов. Химический состав сырой нефти определяет как ее токсичность, так и изменения, которые происходят с ней после разлива в море.

Таблица 6.

Характеристика состава и свойств нефти



A 	M	П.,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,	Daa===================================
Фракции	Массовая	Диапазон тем-	Растворимость в ди-
	Доля в сырой	ператур кипе-	стиллированной
	нефти, %	ния, °С	воде 10⁴, % (по мас-
			ce)
	Параф	ины	
C ₆ – C ₁₂	0,1-20	69-230	9,5-0,1
$C_{13} - C_{25}$	0-10	230-450	0,01-0,004
	Циклопара	афины	
C ₆ – C ₁₂	5-30	70-230	55-1,0
C ₁₃ - C ₂₃	5-30	230-405	1,0-0
	Ароматические у	/глеводороды	
Моно- и дициклические	0-5	80-240	1780-0
C ₆ – C ₁₁			
Полициклические	0-5	240-400	12,5-0
C ₁₂ - C ₁₈			
Ha	афтеноароматичес	кие углеводороды	
C ₉ – C ₂₅	5-30	180-400	1,0-0
Остатки	10-70	400	0

Помимо водорастворимых фенольных соединений наиболее токсичными являются летучие ароматические углеводороды. В начальной стадии разлива ароматические сырые нефти (например, нефти Кувейта, высокое содержание серы в которых – до 2,5% - препятствует протеканию окислительных процессов) будут более токсичными, чем высокопарафиновые ливийские нефти с содержанием серы 0,21%. Окисление может катализироваться солнечным светом и такими рассеянными металлами, как ванадий, который присутствует в нефти. Образующиеся водорастворимые или поверхностно активные продукты будут способствовать уменьшению размеров слика и эмульгированию нефти. Первоначально представленные в сырой нефти соединения также могут способствовать образованию и стабилизации эмульсий, например, смолистые «асфальтовые» частицы и сульфокислоты.

Для оценки нефти как загрязняющего вещества природной среды предложено использовать следующие признаки: содержание легких фракций ($t_{\text{кип}}$ < 200°C); содержание парафинов; содержание серы.

Легкие фракции обладают повышенной токсичностью для живых организмов, но их высокая испаряемость способствует быстрому самоочищению природной среды. Напротив, парафины не оказывают сильного токсического воздействия на почвенную биоту или планктон и бентос морей и океанов, но благодаря высокой температуре отвердевания существенно влияют на физические свойства почвы. Содержание серы свидетельствует о степени опасности сероводородного загрязнения почв и поверхностных вод.

При попадании в водную среду нефть разливается по поверхности воды тонким, зачастую молекулярным слоем и образует нефтяное пятно, захватывающее в зависимости от масштабов выброса пространство в десятки, сотни и тысячи квадратных километров. В результате физических, химических и биологических процессов, протекающих под воздействием воды и солнечных лучей, нефтяные углеводороды постепенно утрачивают свои первоначальные индивидуальные свойства. Поэтому привнос в водную среду сырой нефти, ее отдельных компонентов и продуктов нефтепереработки принято рассматривать как единую категорию нефтяных загрязнений. Перемещаясь по поверхности океана под воздействием ветра, течений, приливов и отливов, нефть растворяется, осаждается, подвергается фотолизу и биологическому разложению. Ее состав постоянно меняется вследствие разложения и трансформации отдельных компонентов. В результате наблюдений установлено, что в течение нескольких дней до 25% нефтяного пятна исчезает за счет испарения и растворения низкомолекулярных фракций, причем ароматические углеводороды растворяются быстрее, чем парафины с открытыми цепями.

Ультрафиолетовая составляющая солнечной радиации существенно ускоряет деструкцию компонентов нефти, однако с экологической точки зрения этот процесс опасен из-за образования продуктов распада, как правило, сильно токсичных для гидробионтов.

После испарения наиболее летучих компонентов процесс разрушения нефтяной пленки замедляется, так как остатки подвергаются биологическому и химическому разрушению. Биохимическое разложение основной массы разлитой нефти протекает очень медленно, так как в природе не существует какого-либо определенного вида микроорганизмов, способного разрушить все компоненты нефти. Бактериальное воздействие на них отличается высокой селективностью, и полное разложение нефти требует воздействия многочисленных бактерий разных видов, причем для разрушения образующихся промежуточных продуктов требуются свои микроорганизмы. Легче всего протекает микробиологическое разложение парафинов. Более стойкие циклопарафины и ароматические углеводороды сохраняются в океанской среде гораздо дольше. Скорость разложения углеводородов нефти зависит от температуры, доступа кислорода, питательного режима водной среды, т. е. от тех факторов, которые определяют ее микробиологическую активность. В воде, обедненной кислородом, разложение нефти замедляется.

Тяжелые фракции нефти не разлагаются и не осаждаются в морской воде. Они образуют с ней стойкие эмульсии, чему способствует присутствие в водоемах взвешенных органических частиц, бактерий и планктона. Со временем эмульсии коагулируют с образованием смолистых сгустков, которые плавают на поверхности воды и выбрасываются приливом на сушу, загрязняя побережья, пляжи, портовые сооружения. Процессы химического окисления нефти в водной среде протекают значительно медленнее — их скорость составляет всего 10-15% скорости биохимического окисления. Особенно опасны попадания больших объемов нефти в воды высоких широт. При низких температурах разложение нефти идет еще медленнее и нефть, сброшенная в арктические моря, может сохраняться до 50 лет, нарушая нормальную жизнедеятельность водных биоценозов.

Основной массив наблюдений по нефтяным углеводородам (НУ) в Черном море, в его прибрежных водах выполнен морскими подразделениями бывшего Госкомгидромета СССР, Дунайской ГМО, МГС «Одесса», Николаевской ГМО, ГМБ «Ильичевск», МГС «Ялта», МГС «Туапсе» и Аджарской ГМО. Массив наблюдений по прибрежным водам района г. Севастополя и открытой акватории моря получен бывшим СОГОИН (ныне МО Укр НИГМИ) и полностью изложен в работе (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996).

Анализ проб воды на содержание нефтяных углеводородов (НУ) осуществлялся двумя методами: экстракционно-весовым (Руководство по методам химического анализа морских вод- Л. Гидрометеоиздат.- 1977) и ИКС – методом (Руководство по методам химического анализа морских вод- Л.Гидрометеоиздат.- 1977). Эти методики подробно описаны в (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря., 1996).

Для анализа ароматической составляющей нефтепродуктов использовался также люминисцентный метод анализа (Головина А.И., Левшин Л.В.,1978г.) Средние содержания НУ, выполненные с применением двух выше перечисленных методов представлены в таблице 7.

Концентрация нефтяных углеводородов (мг/л), определенная ИКС- и весовым методами [цитировано по (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря., 1996).

Таблица 7.

Северо-западный район, слой 0-0,5 м

Весовой	0,75	0,90	0,75	0,75	0,65	0,30	0,40	0,60	0,35	0,60	0,50
метод											

90				3	загр	язн	ЕНИ	Е МИРО	ВОГ	О ОКЕА	на
					71111	<i>,</i> ,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,,		<u>L MIIII O</u>	DOI	OOKLA	
ИКС- метод	0,80	0,99	0,60	0,63	0,37	0,45	0,37	0,68	0,31	0,37	0,59
K	1,07	1,10	0,80	0,84	0,54	1,50	0,93	1,13	0,89	0,62	1,18
		•	H	Ого-за	ападн	ый ра	йон, с	лой 0-0,5 г	M		
Весовой метод	0,80	1,00	0,70	0,70	0,50	0,60	0,20	1,05	1,05	0,60	0,60
ИКС- метод	0*94	1,00	0,75	0,69	0,51	0,63	0,13	1,16	0,91	0,37	0,31
К	1,18	1,00	1,07	0,99	1,02	1,05	0,65	1,11	0,87	0,62	0,52
					<u>і — </u>	<u>. </u>	<u>. </u>				
					•						
Весовой метод	0,60	0,80	0,75	0,40	0,55	1,00					
ИКС- метод	0,74	0,83	0,77	0,42	0,42	0,80		_	-	_	_
К	1,23	1,04	1,03	1,05	0,76	0,80	-	-•	_	_	_
		<u> </u>	<u> </u>	I <u> </u>	<u>І</u> альнь	і ый раі	<u>і</u> 1́ОН, С.	<u>I</u> пой 0-0,5 м	 1		
						·					
Весовой метод	0,20	0,40	0,35	0,30	0,30	0	0,30	0,35	0,50		
ИКС- метод	0,20	0,43	0,20	0,32	0,28	0	0,32	0,40	0,11	_	_
К	1,00	1,08	0,57	1,07	0,93	0	1,07	1,14	0,22	_	_
		!	ļ		<u>І</u> оризо	I нт 50	M				
Весовой метод											
ИКС- метод	0,74	0,45	0,28	0,08	0,23	_	_	_	-	_	_
К	0,99	0,82	0,70	1,60	0,58	_	_	_	_	_	_
		L R∩	СТОЧН	<u> </u> ый	CD4	<u> </u> ой 0-0	15 M				
			район		, 011	OF1 0-0	,, J IVI				



Весовой метод	0,02	0,30	0,30	0,20	0,20	0,20	0,20	0,60	-		_
ИКС- метод	0,34	0,12	0,31	0,25	0.21	0,21	0,29	0,57	_	_	_
К	17,0	0,40	1.03	1,25	1,05	1,05	1,45	0,95	_	_	_

Горизонт 50 м

Весовой метод	0,40	0,40	0,25	0,15	0,50	0,40	1,00				
ИКС- метод	0,97	0,34	0,32	0,23	0,77	0,31	0,57	_	_	_	_
К	2,43	0,85	1,28	1,53	1,54	0,78	0,57	_	-	_	_

Примечание. K — отношение концентраций, полученных ИКС- и весовым методами

Внутригодовая (сезонная) и межгодовая изменчивость содержания НУ в водах Черного моря. Зоны с повышенной динамикой содержания НУ приурочены к прибрежным районам и к районам на трассах морских судов и в зависимости от сезона занимают большие или меньшие площади. На рис. 8. Представлена карта распределения средних квадратических отклонений от средних многолетних концентраций НУ для поверхностных вод моря.

Наибольших значений эти отклонения в поверхностном слое моря достигают в районе Южного побережья Крыма $(1,33\ \text{мг/л})$ и вдоль побережья Болгарии $(1,25\ \text{мг/л})$. В летний период к таким районам относится также Прикерченский (1,33мг/л), юго-восточное побережье $(1,37\ \text{мг/л})$ и прибосфорский район $(1,40\ \text{мг/л})$. В осенний период наибольшие отклонения продолжают оставаться в прибосфорском районе $(1,14\ \text{мг/л})$, вдоль восточного и юго-восточного побережья $(1,15-2,16\ \text{мг/л})$ и на трассах морских судов $(1,30-2,16\ \text{мг/л})$.

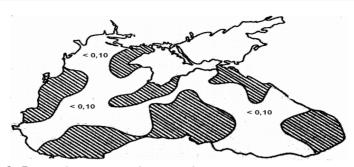


Рис. 8. Распределение средних квадратических отклонений концентраций нефтяных углеводородов от средних значений за период 1978-1989гг. в слое 0-0,5м. В заштрихованных областях отклонение более 0,10 мг/л.

Неравномерность распределения НУ в водной толще моря и характер этой неравномерности четко прослеживаются не только по сезонной динамике, но и по другим временным масштабам, например межгодовой изменчивости. По отдельным районам моря произошло перераспределение загрязнения. Если северо-западный район моря и западное побережье весной 1982 года являлись менее загрязненными, то в 1985 и 1987 годах здесь наблюдалось наибольшее загрязнение. В известной степени на содержание НУ в этом районе может влиять объем стока р. Дунай за каждый год.

Гидрометеорологические условия также оказывают существенное влияние на характер пространственного и вертикального распределения НУ. В результате ветровой деятельности – южный, юго-восточный и юго-западные ветры обуславливают довольно чистые воды в центральной части моря и вдоль Анатолийского побережья. У Южного берега Крыма под действием юго-западного ветра НУ смещались к востоку и у мыса Херсонес наблюдались сравнительно чистые воды. В районе пролива Босфор при сильных западных и юго-западных ветрах загрязненные НУ воды смеща-



лись в восточном направлении от пролива. Внутригодовая и межгодовая динамика НУ представлена в таблице 8.

Таблица 8. Внутригодовая и межгодовая динамика концентраций нефтяных углеводородов

Год	Гори-		есна		lето Истана		сень		има	Сред-
	30HT,	Кон-	Коли-	Кон-	Коли-	Кон-	Коли-	Кон-	Коли-	няя го-
	М	цен-	чество	цен-	чество	цен-	чество	цен-	чество	довая
		тра-	наблю-	тра-	наблю-	тра-	наблю-	тра-	наблю-	концен-
		ция,	дений	ция,	дений	ция,	дений	ция,	дений	трация,
		мг/л		мг/л		мг/л		мг/л		мг/л
1978	0 – 0,5	0,06	55	< 0,05	95	0,05	50	0,10	40	0,06
	100	<	43	<	37	_	_	0,15	33	0,08
		0,05		0,05						
	0 –	0,06	98	<	132	_	_	0,12	73	0,07
	100			0,05						
1979	0 – 0,5	_	_	0,10	114	0,08	33	<	44	0,07
								0,05		
	100	_	_	_	_	< 0,05	24	0,05	36	0,05
	0 –					0,05	57	0,05	80	0,06
	100	_	_	_	_	0,06	37	0,05	00	0,00
1980	0 – 0,5	_	_	_		0,15	56	_	_	0,15
	10	_	_	_	_	0,11	53	_	_	0,11
	100	_	_	_	_	0,13	42	_	_	0,13
	0 –					0,13	151			0,13
	100	_	_	_	_			_	_	
1981	0 – 0,5	0,07	58	0,12	79	0,18	51	0,10	95	0,12
	10	0,10	53	0,13	79	0,16	53	_	_	0,13
	100	0,09	43	_	_	0,18	41	0,11	65	0,13
1982	0 – 0,5	0,06	51	_		0,06	38	0,23	73	0,12
	10	<	52	_		0,07	33	_	_	_
		0,05				-,				
	100	_	_	_	_	_	_	0,19	47	_
	0 –		_	_			_	0,21	120	
	100							0,21	120	
1983	0 – 0,5	_	_	0,07	56	0,10	24	0,16	49	0,11
	10	_	_	0,07	45	0,05	26	0,17	46	0,10
	100	_	_	0,07	32	0,09	21	0,18	29	0,11
	0 –	_	_	0,07	133	0,08	71	0,17	124	0,11

ЗАГРЯЗНЕНИЕ МИРОВОГО ОКЕАНА

	100									
1984	0 – 0,5	_	_	0,07	37	< 0,05	18	_	_	0,06
	10	_	_	0,12	40	0,06	16	_	_	0,09
	100	_	_	0,09	24	0,05	6	_	_	0,07
	0 – 100	_	_	0,09	101	0,05	40	_	_	0,07
1985	0 – 0,5	0,12	46	_	_	<0,0 5	61	0,08	42	0,08
	10	0,10	49	_	_	0,07	35	0,09	36	0,09
	100	0,10	30	_	_	0,08	25	0,10	26	0,09
	0 – 0,5	0,11	125	_	_	0,07	121	0,09	104	0,09
1986	10	0,05	21	0,06	13	_	_	0,07	31	0,06
	100	0,07	20	0,13	12	_	_	0,09	30	0,10
	0 – 100	0,06	12	0,08	8	_	_	0Д2	27	0,09
	0 – 0,5	0,06	53	0,09	33	_	_	0,09	88	0,08
1987	10	0,13	40	0,11	55	0,08	42	0,05	44	0,09
	100	0,14	38	0,12	39	0,10	21	0,05	42	0,10
	0 – 100	0,15	26	0,10	25	0,10	15	0,06	31	0,10
	0 – 0,5	0,14	104	0,11	119	0,09	78	0,05	117	0,10
1988	10	0,05	51	0,10	41	_	_	0,06	54	0,07
	100	0,07	38	0,09	40	_	_	0,09	25	0,08
	0 – 100	< 0,05	15	0,09	21	_	_	0,08	17	0,07
	0 – 0,5	0,05	104	0,09	103	_	_	0,08	96	0,07
1989	10	0,06	57	0,05	36	0,07	52	0,07	47	0,06
	100	0,08	44	0,05	30	0,05	42	0,07	35	0,06
	0 – 100	0,08	30	0,06	22	0,05	32	0,07	22	0,06
	0 – 0,5	0,07	131	0,05	88	0,06	126	0,07	104	0,06
1978	10	0,08	379	0,08	526	0,09	425	0,10	519	0,09
_	100	0,09	294	0,10	285	0,08	279	0,09	214	0,09
1989	0 – 100	0,08	199	0,08	169	0,09	206	0,11	333	0,09
	0 – 0,5	0,08	872	0,09	980	0,09	910	0,10	1066	0,09

В работе (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря,



1996) сделана попытка ориентировочной оценки баланса НУ в Черном море, представленная в таблице 9.

Таблица 9. Баланс нефтяных углеводородов в поверхностном слое моря за период 1979- 1989 г.г.

Приход	Количество НУ,10³т	Расход	Количество НУ, 10³т
		Вынос	
С берега	131	В Азовское море	2,9
С морских судов	0,15	В Мраморное море	47,3
Из Азовского моря	4,3	В атмосферу	7,0
С атмосферными	36,0	В глубинные слои	24,35*
осадками			
		Самоочищение	90,0
Сумма	172,45		147,2

^{*}Рассчитан по разности между суммой приходных и расходных составляющих

Загрязнение поверхностного слоя моря нефтяной пленкой. Авиа наблюдения за состоянием загрязнения НУ поверхностного слоя Черного моря проводились с 1977 года. Обследовалась вся акватория моря за исключением территориальных вод Турции, Болгарии и Румынии. Результаты авиасъемок в целом подтверждаются данными морских экспедиционных наблюдений и свидетельствуют об устойчивом во времени и пространстве загрязнении вод Черного моря НУ. Было подтверждено, что очаги загрязнения приурочены к прибрежным районам и трассам рекомендованных курсов морских судов. В наибольшей степени загрязнению подвержены акватории крупных портов и районов, прилегающих к промышленным центрам. Одновременно пятна НУ, покрывающие большие площади поверхности моря, отмечались и в открытых районах, что связано как с деятельностью ветра и течений, так и со сбросами отработанного топлива, балластных вод и аварийными разливами. В последующие годы характер пространственного распределения НУ по акватории моря не претерпел существенных изменений. Согласно

приведенной информации наиболее часто загрязнение морской поверхности наблюдается вдоль Кавказского побережья от Анапы до Батуми. Основной причиной загрязнения данного района являются регулярные выбросы нефтепродуктов из отстойников Батумского нефтеперерабатывающего завода и последующее их распространение на северо-восток, под действием циклонической системы течений. Следует отметить, что в многолетнем аспекте отчетливо прослеживается тенденция к сокращению общей площади загрязнения моря НУ, уменьшения количества и размеров локальных пятен нефтепродуктов с высокими концентрациями.

В МГИ НАН Украины разработаны расчетные модели рисканализа нефтяных разливов в море (Ivanov L.M., Margolina T.M., O.V.Melnichenko,1997). Основой такого анализа являются современные модели разлива, диффузии и переноса нефти в верхнем слое моря, а также информация, получаемая дистанционно об метеорологических, гидрологических и биологических процессах, которые играют важную роль в распространении нефти по морской акватории в результате катастроф с нефтеналивными судами в Евроазиатском коридоре Азово-Черноморского бассейна. Для проведения экспертных оценок риск-анализа нефтяных разливов, обусловленных авариями с танкерами необходимо ввести ряд количественных характеристик:

- 1. Вероятность достижения нефтью Черноморского побережья Украины за время Т с момента ее поступления в морскую воду;
- 2. Среднее время, за которое нефть достигнет черноморского побережья Украины;
- 3. Дисперсия среднего времени достижения нефтью побережья.

Для расчета этих характеристик использовались модели, описывающие физико-химическую кинетику нефти, а также ряд математических алгоритмов, именно:

- 1. Модель физико-химических преобразований нефти, учитывающая ее испарение, седиментацию, эмульгирование и микробиологические явления (Murray S.P.,1979, Leech M.V., 1991).
- 2. Модель распространения нефтяного пятна (Milgram J , 1978).
- 3. Модель диффузии сдвига в верхнем слое моря (Murty T.S. and Khandekar M.L., 1993).
- 4. Нелинейная термогидродинамическая модель циркуляции с высоким разрешением.
- 5. Модель дрейфа нефтяного пятна под влиянием силы ветра приводного слоя моря (Еремеев В.Н. Иванов Л.М. Трассеры в океане: Параметризация переноса, численное моделирование динамики, 1987).

Результаты расчета представлены на рис.9.

Место, где произошел разлив нефти, зачерненное пространство – нефтяное пятно.

С практической точки зрения из результатов расчетов вытекает определенное заключение: в случае аварии нефтеналивного судна в указанных на рис. 9 районах, в условиях доминирования юго-восточных ветров, вероятность загрязнения Крымского побережья Украины и дельты Дуная водами реки Дунай чрезвычайно велика. Среднее время достижения черноморского побережья нефтью равно приблизительно равно 3-4 суток.

Расчеты показали, что районы, выбранные для моделирования распространения нефти, являются наиболее опасными с точки зрения катастрофических последствий нефтяного загрязнения побережья, его рекреационной ценности.

1 сутки

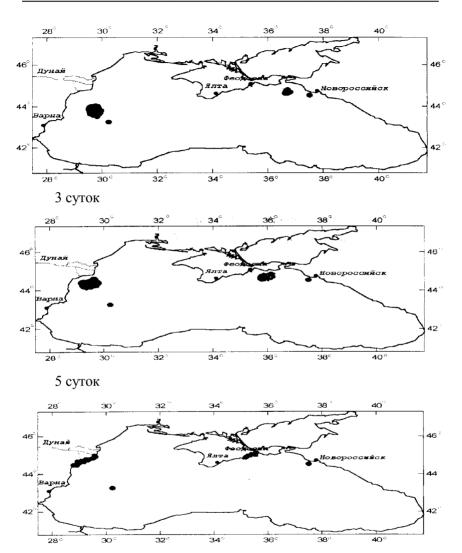


Рис. 9. Типичные результаты моделирования распространения нефти при продолжительном юго-восточном ветре, дующем в течение трех суток.

Полиароматические углеводороды. Исследованиями отечественных и зарубежных авторов установлено, что в настоящее время загрязнение биосферы полициклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) носит глобальный характер. Так, присутствие ПАУ обнаружено во всех элементах природной среды (воздух, почва, вода, биота) на широтах от Арктики до Антарктиды.

Группа ПАУ, обладающих выраженными в различной степени токсическими, мутагенными и канцерогенными свойствами, довольно многочисленна и насчитывает в настоящее время более 200 соединений. Однако число ПАУ, имеющих повсеместное распространение в биосфере, не превышает нескольких десятков. К ним в первую очередь относятся: антрацен, флуорантен, пирен, хризен, изомеры бензпиренов, дибензантраценов и некоторые другие соединения.

Полициклические ароматические углеводороды ПАУ поступают в атмосферу в результате выбросов и отходов коксохимических заводов, некоторых химических заводов, выхлопов двигателей внутреннего сгорания, продуктов сжигания различных видов топлива. В отходах коксохимических заводов содержится и большое количество фенольных соединений. Грунтовые воды нередко загрязняются ПАУ за счет различных осадков сточных вод.

К настоящему времени накоплено довольно много материалов о содержании ПАУ в почвах, их устойчивости, темпах накопления в результате техногенных процессов. Изучены многие соединения, в том числе нафталин, антрацен, пирен, фенантрен, бензантрацен, бенз альфа пирен и др. Развитие промышленности и транспорта за последнее столетие резко увеличило содержание ПАУ в верхних горизонтах почв.

Особое значение для оценки уровня опасности загрязнения природных сред ПАУ имеет скорость их трансформации, разложения или потерь из водных и почвенных сред. Для оценки скорости

потерь и устойчивости ПАУ в почве проводили специальные лабораторные опыты. Обычно это инкубационные опыты, когда к почве добавляют различные количества ПАУ, инкубируют при контролируемых температуре и влажности, а затем периодически определяют остаточные количества ПАУ в среде, используя любые подходящие методы.

В числе механизмов разрушения ПАУ особенно важны два: трансформация конкретными видами микроорганизмов и фотохимическая деструкция. В 1975 году было показано, что в почвах присутствуют бактерии, которые могут использовать нафталин как единственный источник углерода. В результате жизнедеятельности этих бактерий происходит сначала образование дигидро и диоксинафталина, а затем салициловой кислоты.

Высокая устойчивость ПАУ обычно рассматривается как неблагоприятное свойство, поскольку по этой причине они длительно сохраняются в почвах. Ускорить трансформацию ПАУ, в частности бенз(α)пирена (БП), удается при их облучении ультрафиолетовым излучением с длиной волны около 300 нм или природным солнечным светом. ПАУ легко поглощают энергию электромагнитных колебаний и через 1,5часа облучения количество бенз(α) пирена (БП) снижается на 50-60%.

Первоначальным следствием загрязнения морской среды канцерогенными углеводородами является широкое распространение ПАУ в водных массах, их накопление в поверхностных слоях с образованием зон повышенных концентраций БП.

Наибольшее загрязнение характерно для бухт, заливов, зам-кнутых и полузамкнутых морских бассейнов, подверженных интенсивному антропогенному воздействию в условиях ограниченного обмена водными массами с открытыми районами морей и океанов.

В настоящее время особо высокие уровни загрязнения вод ПАУ отмечены в бассейнах Северного и Каспийского (морские неф-

тепромыслы), Средиземного и Балтийского (индустриальные зоны) морей. Низкое содержание БП выявлено в экваториальной области Тихого океана, где его концентрация в поверхностном (0,5 м) слое вод составляла 0,001-0,006 мкг/л.

Средняя концентрация ПАУ в поверхностных водах Черного моря составляла по данным (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) 0,9 мкг/л, при экстремальных значениях 0,1-7,8 мкг/л. На горизонте 10 м средняя концентрация ПАУ увеличилась до 1,3 мкг/л.

Обращает на себя внимание некоторое повышение концентрации ПАУ и НУ на глубине 10 м относительно поверхности. Известно, что деструкция органического вещества (ОВ) в морской воде процесс сложный и в настоящее время малоизученный, но, очевидно, что на поверхности он происходит интенсивнее под действием многих факторов (например, УФ-излучения).

Таблица 10 Материалы наблюдений за содержанием полиароматических углеводородов.

	од на-	Район наблю-	Наимено-	Количество	Кол-во	Кол-во
блю,	дений	дений	вание НИС	станций	гори-	наблюде-
Год	месяц				зонтов	ний
1980	III	Открытое	"Яков Гак-	16	28	57
	IX	море	кель"	Многосуточ-	14	28
		Взморье г.Се-	Катер "По-	ная станция		
	Х	вастополя	рыв"	5	10	20
1989	II		-	4	8	8
	III	Севастополь-	Катер "По-	14	42	2
	IV	ская бухта	рыв"	4	8	8
		Севастополь-	Катер "По-			
		ская бухта	рыв"			
		Открытое	"Муссон"			
		море	Катер "По-			
		Севастополь-	рыв"			
		ская бухта	-			

Относительно высокое содержание ПАУ (более І мкг/л) наблюдалось в восточной части моря. Здесь в районе Кавказского побережья была зарегистрирована максимальная концентрация для поверхностного горизонта (7,8 мкг/л). При этом содержание НУ также было максимальным (110 мкг/л). Аналогичная картина наблюдалась на глубине 10 м. Наибольшие концентрации ПАУ были приурочены также к восточному прибрежному району моря. В этом районе моря ПАУ имеют наибольшее распространение относительно НУ. Очевидно, в этом районе доля ПАУ антропогенного происхождения от НУ выше, чем в остальных исследованных районах моря, в которых эта доля составляла 0,1—2,8%. Коэффициент корреляции между концентрациями ПАУ и НУ в восточной части моря составил 0,8, что может свидетельствовать о единых источниках загрязнения вод обеих групп НУ. Для других районов моря характер распределения содержаний НУ и ПАУ по их акваториям свидетельствует о независимости сосуществования их полей. В отличие от ПАУ, наибольшие концентрации НУ наблюдались в северо-западном районе, а коэффициент корреляции между обеими группами нефтяных углеводородов в этом районе составлял - 0,2.

Данные по вертикальному распределению ПАУ на глубоководных станциях, расположенных в восточной части моря, свидетельствуют о том, что ПАУ содержатся и на глубинах до 2000 м на заметном уровне. Значительна также их доля от алифатических нефтяных углеводородов достигающая до 2,8 %. Наличие таких фактов подтверждает вывод, что вся толща вод моря загрязнена НУ.

В то же время сравнение данных 1989 г. с данными десятилетней давности (1980 г.) показывает заметное снижение загрязненности вод моря ПАУ в современный период: за 10 лет снижение произошло практически в 3 раза.

Для мелководных акваторий моря приведены данные по содержанию ПАУ в водах Севастопольской бухты. Сравнение этих данных с данными по открытой части моря показывает, что прибрежные воды более загрязнены ПАУ. Так, в поверхностном слое воды Севастопольской бухты средняя концентрация составила 4.7 мкг/л, а в придонном -5,4 мкг/л в 1980 г. (табл.11.). На взморье Севастополя в поверхностном слое по данным табл. 11 средняя концентрация ПАУ равнялась 6,1 мкг/л, а в придонном слое - 4,8 мкг/л. В 1989 г. средние концентрации ПАУ в поверхностном слое составили в феврале - 14,9 мкг/л, в апреле - 3,8 мкг/л; в придонном слое - 5,8 и 3,3 мкг/л соответственно.

Доля ПАУ в сумме НУ, содержащихся в прибрежных водах, также выше, чем в открытых водах. Этот факт свидетельствует о том, что сумма НУ прибрежных вод является более токсичной, чем такая же сумма открытых вод моря.

Разница в соотношениях ПАУ и НУ для прибрежных и открытых вод моря формируется, по-видимому, вследствие более высоких скоростей химической деградации ПАУ в воде по сравнению с НУ, хотя, как указывалось выше, ПАУ менее НУ способны к выносу из поверхностного слоя в атмосферу. Другое важное, на наш взгляд, положение вытекает из данных табл. 12. показывающих, что для концентраций ПАУ весьма значительна короткопериодная временная динамика. Так, в течение 10 суток на многосуточной станции концентрации ПАУ изменялись в пределах 2-13,7 мкг/л (поверхностный слой) и 1,5-17,0 мкг/л (придонный горизонт). Очень заметно в этом же случае менялся и (состав НУ (доля ПАУ) колебалась в пределах 4-39 %), а, следовательно, и их природа. Также из результатов исследования следует вывод, что содержание ПАУ за 10 лет (1980-1989 гг.) в воде Севастопольской бухты осталось на том же уровне, в то время как в открытой части моря отмечено существенное изменение.

Таблица 11.

Содержание полиароматических углеводородов в воде Севастопольской бухты (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996)

Номер станции	Горизонт, м	Октябр	ь 1980 г.	Феврал г.		Апрел	ть 1989 г.
		Кон-	Доля	Кон-	Доля	Концен-	Доля ПАУ
		цен-	ПАУ	цен-	ПАУ	трация,	от НУ,%
		тра-	от НУ,	тра-	ОТ	мкг/л	
		ция,	%	ция,	НУ,%		
		мкг/л		мкг/л			
1	0-0,5	5,5	9	26	14	2,4	3,0
	Придонный	5,7	~3	8,8	0,5	2,7	3,9
2	0-0,5	5,3	20	11	3,5	5,0	1,0
	Придонный	6,0	~7	4,5	1,4	5,4	3,9
3	0-0,5	6,5	71	9,8	2,0	2,8	2,8
	Придонный	3,3	54	5,0	3,5	1,5	1,2
4	0-0,5	3,1	~13	13	10	4,8	2,7
	Придонный	5,8	_	5,0	1,3	3,8	3,1
5	0-0,5	3,1	~13		_	_	_
	Придон-	6,0	10	_	_	_	_
	ный						

Таблица 12. Содержание и динамика ПАУ на многосуточной станции на взморье у г. Севастополя в сентябре 1980 г.

Число	Горизонт, м	Концентрация, мкг/л	Доля ПАУ
			от НУ,%
11	0-0,5	2,0	~15
	Придонный	2,8	~4
12	0-0,5	2,6	-
	Придонный	1,4	~28
13	0-0,5	5,7	39
	Придонный	4,1	22
14	0-0,5	4,6	26
	Придонный	1,7	~12
15	0-0,5	13,7	4
	Придонный	3,8	29
19	0-0,5	4,7	-
	Придонный	3,3	-
20	0-0,5	9,2	5
	Придонный	17	8

Хлорированные углеводороды. К группе хлорированных углеводородов, широко применяемых в качестве пестицидов в сельскохозяйственном производстве и некоторых других отраслях хозяйства относятся такие высокотоксичные вещества, как дихлордифенил трихлорметил метан (ДДТ) и его метаболиты ДДЕ и ДДД., гексахлорциклогексан (α и γ - ГХЦГ) и полихлорбифенилы (ПХБ). Их токсичность как загрязняющих веществ в морских водах настолько велика, что Перечень предельно допустимых концентраций для вод рыбохозяйственных водоемов считает нормой их полное отсутствие (Кашинцев М.Л., Степаненко Б.С., Анисова С.Н.,1990).

С химической точки зрения пестициды условно делят на три большие группы: неорганические, металлорганические и органические соединения. Важно отметить, что, начиная с 1945 г., использование органических пестицидов возрастает и привлекает внимание мировой общественности в связи с явной экологической опасностью.

Применение пестицидов – химических средств борьбы с сорняками (гербициды и дефолианты), грибковыми заболеваниями (фунгициды) – наиболее интенсивными темпами началось в 1940-х гг. По данным статистики, в 1970 г. в мире было синтезировано около 0,5 млн. т. пестицидов, а в 1980 г. их производство только в четырех странах (США, ФРГ, Япония и Италия) превысило 1,7 млн. т.

Особенно эффективными средствами борьбы с насекомыми оказались хлорорганические соединения (ХОС) алифатического и ароматического рядов. Некоторые из них были известны уже довольно давно, однако пестицидные свойства их были выявлены лишь в 1930-1940-х гг. Например, гексахлорциклогексан (ГХЦГ) был синтезирован Фарадеем еще в 1825 г., но его промышленное производство было начато в Японии только в 1949 г., после установ-

ления инсектицидной активности одного из его изомеров – линдана (гамма ГХЦГ). Другой известный инсектицид, ДДТ, был впервые синтезирован в 1874 г., немецким химиком Цейдлером, но только перед началом Второй мировой войны Мюллер обнаружил у ДДТ эти свойства (в 1948 г. ученый был удостоен за свое открытие Нобелевской премии по медицине). К середине 1980-х гг. в мире было произведено около 3,5 млн. т. ДДТ.

По химическим свойствам хлорированные углеводороды относятся к различным классам соединений.

ДДТ (дихлордифенилметилметан) — многоядерный ароматический хлорпроизводный углеводород:

Это вещество обладает способностью накапливаться в биологических тканях. Однако состояние аналитической химии позволило выявить его присутствие в объектах окружающей среды только в 60-е годы. К этому времени стал очевидным наносимый ущерб, массовое применение ДДТ стало опасным не только для животных, но и для человека. Содержание ДДТ в жировой ткани человека находится в прямой зависимости от его содержания в пище. Если ДДТ с пищей не поступает, он постепенно выводится из организма.

Упругость паров ДДТ при 20° С равна $1,5\cdot10^{-7}$ мм. рт. ст., что приводит к значению равновесной концентрации ДДТ в атмосфере $3\cdot10^{-6}$ г/м³. Растворимость ДДТ в воде составляет около 1мкг/л, в органических растворителях она намного выше: в 100 г. ацетона, бензола, циклогексана, четыреххлористого углерода растворяется соответственно 74, 89, 19, 28 г. ДДТ (Орлова И.Г.1992). Лучшими растворителями ДДТ являются кетоны, ароматические углеводороды. Растворимость ДДТ в нефти в 10^6 раз выше, чем в воде. Раство-

римость ДДТ в нефтепродуктах тем выше, чем больше содержание в них ароматических углеводородов. Именно поэтому в морской воде происходит концентрирование ДДТ в поверхностных нефтяных и органических пленках.

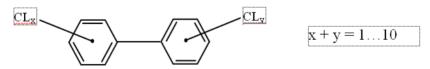
Гидрофобные свойства ДДТ делают его способным проникать через биологические мембраны и вступать в реакцию с биохимическими структурами живых организмов, блокируя и изменяя биохимические процессы. В щелочной среде в неводных растворителях ДДТ легко отщепляет НСІ, в результате чего образуется не менее токсичный 4,4 — дихлордифенилэтилен (ДДЭ), который при более высокой температуре переходит в 4,4 — дихлордифенилуксусную кислоту (ДДА). В присутствии окислителей ДДЭ может быть превращен в 4,4 — дихлорбензофенон. Менее токсичным продуктом распада является тетрахлордифенилэтан (ТДЭ).

ГХЦГ (гексахлорциклогексан) относится к циклопарафинам:

Известно восемь стереоизомеров гексахлорциклогексана, но активным инсектицидом является лишь один гамма-изомер (линдан). Неполярность его молекулы, как и молекулы ДДТ, обусловливает гидрофобно-липофильные свойства и связанные с этим токсичные эффекты. Однако для ГХЦГ эти свойства менее выражены и, следовательно, для большинства водных организмов он менее токсичен, чем ДДТ.

В технических препаратах изомеры ГХЦГ содержатся приблизительно в следующих количествах: альфа — 53-70%, бета — 3-14%, гамма — 11-18%, другие — 6-11%. Несмотря на большую токсичность, гамма — ГХЦГ оказывает менее сильное отрицательное воздействие на окружающую среду, чем альфа- и бета- изомеры. Из-за канцерогенности (наибольшей по сравнению с другими изомерами), способности накапливаться в жировой ткани, а так же распространяться повсеместно с дождями (вероятно, из-за изомеризации в атмосфере летучего гамма — изомера) альфа- и бета- изомеры следует отнести к экологически опасным веществам. Гамма — ГХЦГ летуч, давление паров при $20^{\circ}\text{C} - 9,4\cdot10^{-6}$ мм.рт.ст., поэтому он испаряется и попадает в атмосферу.

Полихлорированные бифенилы (ПХБ) представляют собой хлорпроизводные, состоящие из большого числа хлорированных бифенилов, которые получают путем продувания хлора через расплавленные бифенилы. После поглощения определенного количества хлора получают ПХБ, содержащие 20, 30, 50, 60% хлора; 50-процентная фракция состоит в основном из пентахлорбифенила, но включает так же тетра- и гексахлорбифенилы (табл. 13). В молекуле полихлорбифенила от 1 до10 атомов водорода может быть заменено на атом хлора



С учетом всех теоретически возможных замещений на атомы хлора возможно образование более 200 различных бифенильных соединений.

Растворимость ПХБ в воде составляет от 1 до 1900 мкг/л; увеличение количества атомов хлора в молекулах изомеров ПХБ приводит к понижению растворимости. ПХБ хорошо растворяются в

органических растворителях. Эти соединения, по существу, не поддаются микробиальному и физико-химическому воздействию и способны проникать в живую протоплазму. Связи между атомами хлора и бифенильной молекулой являются стабильными для воздействия естественно протекающих процессов деградации; поэтому ПХБ трудно разлагаются энзимами, присутствующими в воде.

Несмотря на строгие ограничения на применение ДДТ, введенные в 1970-1972 гг., мировое производство его почти не сократилось и стабилизировалось на уровне 100 тыс. т/год. В отдельных странах Азии, Африки, Латинской Америки потребление ДДТ в 1978-1979 гг. составляло 7,5 тыс.т, в 1985-1986 гг. эта цифра должна была увеличиться в 1,5 раза, а к 2000 году – примерно в 3 раза. Объем производства гамма - ГХЦГ в несколько раз выше, чем ДДТ. Согласно некоторым данным мировое производство ДДТ к 1980 году достигло 3,0-3,3 млн. т, общее количество р,р – ДДТ и суммарного – ДДТ в биосфере в настоящее время составляет соответственно 22 и 50% от этой цифры. В Мировой океан с атмосферными осадками и речным стоком попадает около 13% поступающего в биосферу ДДТ, по другим оценкам эта цифра составляет 25% и более, а в ряде случаев достигает 50%. Даже если исходить из минимальной оценки, в водах Мирового океана накоплено примерно 0,4 млн. т. суммарного ДДТ.

Еще более серьезной проблемой является вероятность глобального загрязнения биосферы ПХБ, представляющими собой смесь различных биоактивных веществ. По некоторым оценкам, мировое производство ПХБ составляет примерно 1 млн. т. В связи с острой токсичностью (в ПХБ присутствует смесь очень ядовитых хлорированных дибензофуранов и диоксинов) с 1971 г. производство ПХБ в ряде стран резко сокращено.

Однако в некоторых отраслях использование этих веществ технологически необходимо, поэтому их нагрузка на природную

среду, составляющая более 750 тыс. т., пока не уменьшилась (Совга Е.Е., 2005.) (Бобовникова Ц.И., 1986).

Таблица 13. Содержание хлора в бифенилах, находящихся в промышленных смесях.

Наименование	Структурная формула	Содержание хлора, %
Бифенил		0
2,5,2-трихлорбифенил		41
2,4,5,2,5-пентахлорбифенил		54
2,4,5,3,4-пентахлорбифенил		54
2,4,5,2,3,5,5- геттахлорбифенил		62

В нашей стране к 1990 г. поставки сельскому хозяйству средств защиты растений составили 440-480 тыс. т. По материалам республиканских отделов "Сельхозхимии", на территории СССР в 1976 и 1977 гг. использовано соответственно 20,3 и 20,9 тыс. т/год ГХЦГ, в 1983 г. 13,7 тыс. т.

Систематические исследования содержания и распределения хлорированных углеводородов в открытых водах Черного моря на-

чаты с 1975 года бывшим СОГОИН, а с 1982 года исследования в этом направлении начаты подразделениями бывшего Госкомгидромета СССР, расположенными в городах Батуми, Туапсе, Ялте, Николаеве, Одессе, Ильичевске, Измаиле газохроматографическим методом анализа в районах прибрежных вод. Анализ сезонной изменчивости содержания у- ГХЦГ, приведенный в (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) показал не только наличие загрязненности вод моря этим токсикантом, но и ее изменчивость во времени и пространстве. Показано, что наиболее загрязненными являются мелководные акватории, в поверхностном слое которых среднесезонные концентрации токсиканта менялись от 2,8 до 5,7 нг/л, причем на горизонте 10 м – от 3,4 до 6,3 нг/л. В открытой части моря отмечались неравномерные концентрации токсиканта, которые в основном определялись наличием источника загрязнения. Увеличение среднего содержания у- ГХЦГ от весны к лету свидетельствует о возрастании его выноса в море в этот период, хотя процессы самоочищения вод в летний период также должны интенсифицироваться вследствие повышения температуры воды. В работе (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) не отмечено подчинения пространственного распределения у -ГХЦГ гидродинамическим особенностям. По-видимому, гидродинамические факторы (динамическое рассеивание, динамический перенос, концентрирование загрязняющих веществ по периферии потоков и во фронтальных зонах), оказывающие влияние на распределение у- ГХЦГ по акватории моря, затушевываются на фоне других процессов, которыми могут быть атмосферный перенос, сорбция ү- ГХЦГ на взвешенном веществе и последующая седиментация. Исследования содержания и распределения у- ГХЦГ в ПМС показали, что токсикант заметно концентрируется в этом слое,

причем превышение концентрации в ПМС составляет 1,5-20 раз, что делает ПМС особенно отравленной средой обитания для ряда гидробионтов по сравнению с водной толщей моря.

В таблице 14. представлен баланс γ - ГХЦГ за период 1983-1990 г.г. (цитирован по данным работы (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996)

Таблица 14. Баланс ү- ГХЦГ за период 1983-1990 г.г.

Приход	Количество токси-	Расход	Количество ток-
	канта, кг		сиканта, кг
Из атмосферы	225000	В атмосферу	210
Через	1500	В прол.Босфор	2300
прол.Босфор			
Из Керч. Пролива	500	В Керч.пролив	200
С берега	2060	В грунты	4000
		Химическая деструк-	166000
		ция	
		В морепродукты	0,4
Сумма	229060	Сумма	170710

Как это не парадоксально, но в открытых водах Черного моря на протяжении 15 лет (1976-1990 г.г.) ДДТ и его метаболиты ДДЭ и ДДД обнаруживались в 13 экспедициях из 30 проведенных, в том числе на глубине 100 м. Обобщенные данные наблюдений за содержанием суммы ДДТ и его метаболитов представлены в табл.15.

Из данных табл.15. видно, что ДДТ и его метаболиты были определены в пробах воды, отобранных в феврале, октябре 1977 г., в апреле и летом 1978 г., в феврале и октябре 1979 г., в феврале и мае 1981 г., в марте 1983 г., в июне 1987 г. в мае-июне 1988 г. и в декабре 1990 г. Распределение токсикантов, характерное для Черного моря, представлено как типичное по материалам экспедиции в мае-июне 1988 г. на поверхностном и глубинном горизонтах. Из этих

данных следует, что ДДТ обнаруживался в водах, как у западного, так и у восточного побережья моря, а также в центральной его части в поверхностном слое воды.

Таблица 15. Содержание ДДТ и его метаболитов (ДДЭ, ДДД) в водах открытой акватории моря

Период	Период наблюдений Горизонт, м		Количество	Концентраци	я, нг/л
Год	месяцы		наблюдении	диапазон из-	средн.
				мерений	
1977	II	100	35	0 – 5	3
	X	0 – 0,5	28	0 – 5	1
		100	28	0 – 5	2
1978	IV	0 – 0,5	60	0 – 20	3
	VI – VIII	0 – 0,5	47	0 – 58	3
	II	0 – 0,5	69	0 – 8	3
	X	0 – 0,5	34	2 – 3	2
1981	II	0 – 0,5	39	0 – 21	6,1
		10	28	0 – 41	10,5
		100	25	0 – 62	7,4
1981	V	0 – 0,5	30	1 – 16	7,5
1983	III	0 – 0,5	16	0 – 12	1
1986	VI	100			
1987	VI	0 – 0,5	20	0 – 9	0,5
		100	13	0 – 18	1,9
1988	V, VI	0 – 0,5	20	23	2,4
		100	13	15	1,3
1990	XII	0 – 0,5	22	0 – 39	1,7

В глубинных водах ДДД обнаруживался в прибрежных водах западной части моря. Если во все периоды обнаружения ДДТ с метаболитами в пробах воды моря среднее значение концентрации не выходило практически за пределы 1-3 нг/л, то в 1981 г. средние значения концентрации в зависимости от времени исследования и горизонта составляли практически 6,1—10,5 нг/л, а максимальная концентрация достигала 62 нг/л (горизонт 100 м, февраль 1981 г.).

Токсикант ДДТ и его метаболиты обнаруживались, естественно, и в ПМС. Например, летом 1986 г. в период экспедиций на

НИСП "Волна" и "Виктор Бугаев" исследовалось содержание ДДТ, ДДЭ и ДДД в ПМС и слое 6— 0.5 м одновременно с у-ГХЦГ.

Содержание хлорорганических пестицидов в дренажносбросных водах и в донных отложениях Каркинитского залива по данным (Беляев В.И., Дорогунцов С.И., Совга Е.Е., Николаенко Т.С., 2001) представлены в таблице 16. В соответствии с данными (Грушко Я.М,1982), для вышеперечисленных пестицидов их концентрации в сточных водах превышают ПДК, поскольку для рыбохозяйственных водоемов ПДК- означает полное отсутствие пестицидов.

Таблица 16. Суммарное содержание хлорорганических пестицидов в дренажносбросных водах и в донных отложениях сбросных коллекторов в Каркинитском заливе.

Район сброса	ддт, дде	Нитрофен	Пропанид	ГХЦГ,	XOC
				ГХБ	
Северное					
Побережье					
Вода, нг/л)	20-28	0,8-4,0	43-63	13-22	223-311
(осадки, нг/л)	13-56	0,1-1,4	15-19	1,9-4,0	124-143
Южное					
Побережье					
Вода, нг/л)	15-29	Следы	62-148	6-9	437-729
(осадки, нг/л)	48-112	1,0-1,8	4-38	2-5	145-334

Из таблицы 16. следует, что практически для всех приведенных пестицидов их содержание в воде значительно превышает содержание в донных отложениях. Это является признаком их плохой сорбции на взвесях и незначительного выделения в донные отложения, а значит, эти загрязняющие вещества могут переноситься на значительные расстояния и причинять ущерб экосистеме не только в местах их непосредственного сброса.

Особое место при оценке уровня антропогенных нагрузок занимают мелководные зоны, заливы и лиманы. Их особое положение связано с тем, что это традиционные места нереста рыбы и нагула мальков. Так, в 1990 году в Днестровском лимане сверхнормативное загрязнение наблюдалось по хлоридам (>2ПДК), нефтепродуктам фенолам (>6ПДК), нитритам (>7ПДК), (>2ПДК), фосфору общему (>3ПДК). Экологическое повышение ПДК имело место и в Бугском лимане, Днепровском, и в устье р. Дунай. Кроме поступлений с речным стоком непосредственно в лиманы сбрасывается и частично очищенные, либо неочищенные стоки. Так в 1990 году в Хаджибейский лиман было сброшено 70 млн.м³ сточных вод, в Бугский 7,26 млн.м³ сточных вод. В Днепровский лиман в 1989 году помимо загрязненного стока р. Днепр отводилось 1,41 млн.м³ сточных вод. По данным Минводхоза Украины всего в 1990 году непосредственно в Черное море, Днестровский. Днепровский и Бугский лиманы четырьмя южными областями Украины было сброшено около 1,5 млрд.м³ стоков, в том числе неочищенных 0,13 млрд.м³.

Информация о содержании пестицидов в воде Каламитского залива представлена в таблице 17.

Таблица 17. Средние и максимальные концентрации токсикатов (нг/л) в Каламитском заливе

Период	наблюдений	Горизонт, м	M	акс.	Ср	едн.
Год	Месяцы		ГХЦГ	⊠ДДТ,	ГХЦГ	⊠ДДТ,
			(a-,	ддэ,	(a-, y-)	ДДЭ,
			y-)	ДДД		ДДД
1987	VII.IX	Поверхностный	25	0	4	0
		Придонный	0	0	0	0
1988	VI, VIII	Поверхностный	2	<3	1	<3
		Придонный	<1	<3	<1	<3
1990	VIII	Поверхностный	1	4	<1	2
		Придонный	0	3	0	1

Исследования содержания и распределения концентраций хлорированных углеводородов (у-ГХЦГ, ДДТ, ПХБ) в водах Севастопольской бухты, проводимые на станциях ОГСНК, показали, что в пробах систематически обнаруживались у-ГХЦГ и ПХБ. Токсикант ДДТ и его метаболиты не обнаруживались с начала проведения наблюдений. Результаты исследований представлены в табл. 18 и 19.

Как видно, первые два года наблюдений (1976-1977) за у-ГХЦГ воды бухты были заметно загрязнены этим токсикантом: по средним концентрациям уровень загрязнения составлял 19-33 нг/л, а по максимальным концентрациям - 55-90 нг/л для обоих горизонтов. С 1978 г. уровень загрязнения этим токсикантом существенно понизился, не превышая по средним концентрациям значения 12 нг/л для придонного горизонта и 10 нг/л для поверхностного горизонта. С 1985 г. уровень загрязнения по у-ГХЦГ уже не превышал 3 нг/л по средним годовым концентрациям и 8— 12 нг/л по максимальным концентрациям. Внутригодовой ход средних по акватории бухты концентраций у-ГХЦГ различен. Так, в 1989 г. наблюдались весенне-летний (апрель, июнь) и осенне-зимний (октябрь, декабрь) максимумы концентраций (рис. 9. кривые 1 и 2) и минимумы концентраций в августе для обоих горизонтов. В 1990 г. ход кривых был существенно иным, что свидетельствует о неустановившемся режиме полей концентраций токсиканта.

И это понятно, так как распределение концентраций по акватории бухты весьма неравномерно, несмотря на относительно небольшую ее площадь. Для примера на рис.10 представлено поле концентраций у-ГХЦГ в июне 1990 г., из которого видно, что в период исследований максимальный уровень загрязнения был присущ водам в центре бухты.

Таблица 18.



Средние годовые и максимальные концентрации у- $\Gamma X \coprod \Gamma$ (нг/л) в Севастопольской бухте

Год	Горизонт	Средн	Макс.	Год	Горизонт	Средн	Макс.
1976	Поверхност-	19	88	1983	Поверхност-	9	30
	ный				ный		
	Придонный	21	55		Придонный	4	21
1977	Поверхност-	33	80	1984	Поверхност-	10	39
	ный				ный		
	Придонный	33	90		Придонный	12	39
1978	Поверхност-	7	38	1985	Поверхност-	0	0
	ный				ный		
	Придонный	-	-		Придонный	0	0
1979	Поверхност-	5	59	1986	Поверхност-	3	8
	ный				ный		
	Придонный	12	25		Придонный	3	6
1980	Поверхност-	8	26	1987	Поверхност-	2	8
	ный				ный		
	Придонный	-	23		Придонный	2	12
1981	Поверхност-	6	40	1988	Поверхност-	2	7
	ный				ный		
	Придонный	-	12		Придонный	2	6
1982	Поверхност-	7	28	1989	Поверхност-	2,7	7
	ный				ный		
	Придонный	0	0		Придонный	2,7	8
				1990	Поверхност-	2,5	5
					ный		
					Придонный	2,8	5

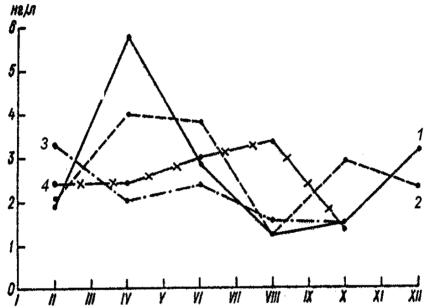
Таблица 19

Средние годовые и максимальные концентрации полихлорбифенилов (нг/л) в Севастопольской бухте

Год	Горизонт	Средн.	Макс.
1984	Поверхностный	20	78
	Придонный	20	62
1985	Поверхностный	20	87
	Придонный	20	49
1986	Поверхностный	<20	<20
	Придонный	<20	<20
1987	Поверхностный	<20	<20
	Придонный	<20	<20
1988	Поверхностный	<20	<20



	Придонный	<20	30
1989	Поверхностный	20	37
	Придонный	<20	23
1990	Поверхностный	<20	<20
	Придонный	<20	<20



1 и 2 - 1989 г., соответственно поверхностный и придонный слои; 3 и 4 - 1990 г., соответственно поверхностный и придонный слои.

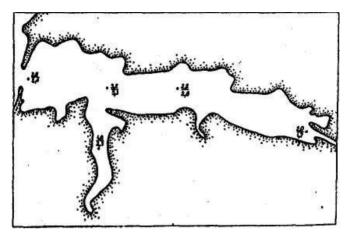


Рис. 10. Распределение концентраций у-ГХЦГ (нг/л) но акватории Севастопольской бухты в июне 1990 г. в поверхностном (числитель) и придонном (знаменатель) слоях воды.

Уровень загрязнения ПХБ (см. табл. 19) вод бухты достаточно высок и составляет по средним значениям концентраций 20 нг/л и несколько менее, а по максимальным: концентрациям от менее 20 до 87 нг/л. Он существенно снизился в 1986 г. по сравнению с двумя предыдущими годами. Характер распределения концентраций ПХБ по акватории бухты на примере исследований, выполненных в июне 1990 г., представлен на рис.11, из которого, в частности, следует, что воды центральной части Северной бухты, как и в случае с у-ГХЦГ (см. рис.10), являлись наиболее загрязненными данным токсикантом.

В работе (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) приведены также данные по исследованию и других бухт и взморья у г. Севастополя в 1991 г. (бух. Мартынова, район Любимовки, Голубая бухта). В пробах воды, отобранных в поверхностном и придонном слоях, было определено: на выходе из Севастопольской бухты 1,4—12,9 нг/л у-ГХЦГ и 20 нг/л ПХБ, в бух. Мартынова, в бух. Мартынова, прабах воды, отобранных в поверхностном и придонном слоях, было определено: на выходе из Севастопольской бухты 1,4—12,9 нг/л у-ГХЦГ и 20 нг/л ПХБ, в бух. Мартынова в прабах воды, отобранных в поверхностном и придонном слоях, было определено:

тынова 1,3-3,6 нг/л у-ГХЦГ и 0-20 нг/л ПХБ, в районе Любимовки на взморье 1,0-3,7 нг/л у-ГХЦГ, 0-47 нг/л ПХБ, 2,5-3,4 мкг/л 2,4*-Д и 2,1-2,8 мкг/л 2,4-ДБЭ, в Голубой бухте 1,9-3,7 нг/л у-ГХЦГ, 20 нг/л ПХБ, 0,84 мкг/л 2,4-ДБЭ и 0,70 мкг/л. 2,4-ДБЭ.

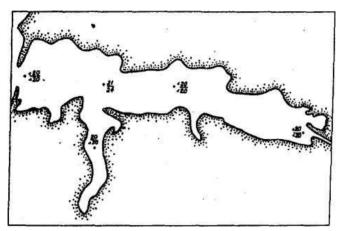


Рис. 11. Распределение концентраций полихлорбифенилов (нг/л) по акватории Севастопольской бухты в июне 1990 г. в поверхностном (числитель) и придонном (знаменатель) слоях воды.

Для таких водоемов с затрудненным водообменом с открытой акваторией моря, каким является Севастопольская бухта, были выполнены по методике (Грель Е.В., Рябинин А.И. 1978) оценочные расчеты времени полного самоочищения вод бухты. Для примера взята концентрация у-ГХЦГ, равная 20 нг/л (С\ — начальная концентрация).

Исследования содержания и распределения хлорорганических соединений проводились также у Южного берега Крыма в Ялтинском, Гурзуфском и Алупкинском заливах.

Полихлорбифенилы в водах Алупкинского залива определялись только в 1990 году, ни в одной из проб они обнаружены не были В водах Ялтинского залива токсикант у- ГХЦГ обнаружи-

вался постоянно. Уровень концентраций в открытой части Ялтинского залива весьма высок и составлял 21-39 нг/л. Зона курортного водопользования ялтинского залива была более чистой по сравнению с его открытой зоной.

По прогностическим оценкам, уже к 2000 г. средняя концентрация ПХБ в Мировом океане составит около 70 нг/л. (при критической концентрации 100 нг/л.).

По расчетам американской службы окружающей среды, 50-80% всего количества ПХБ, оставшегося в природной среде США, приходится на Северную Атлантику и переносится в основном через атмосферу. Высокая токсичность, способность накапливаться в организмах, передаваться по пищевой цепи, химическая устойчивость в окружающей среде позволили объединить в одну группу под названием "хлорированные углеводороды" хлорорганические пестициды, применяемые в сельском хозяйстве, и ПХБ, используемые в промышленности.

Сходство химической структуры ПХБ и ДДТ определяет общий характер их токсического действия на морские организмы, причем ПХБ отличаются большей токсичностью, чем другие хлорированные углеводороды. Токсичность убывает в ряду: ПХБ, ДДТ, ДДЭ, дильдрин, эндрин. Концентрации этих соединений, вызывающие нарушение фотосинтеза и клеточного деления, в ряде случаев приближаются к уровням их содержания в некоторых прибрежных, эстуарных и пресноводных акваториях.

Одним из главных путей распространения хлорорганических пестицидов является их миграция в атмосфере. В таблице 20 представлены данные о содержании некоторых из них в приземном воздухе различных регионов. В ней приведены суммарные концентрации в паровой и аэрозольной форме. Многолетние наблюдения позволили сделать вывод, что изомеры ГХЦГ находятся в атмосфере в

основном в виде пара. В случае ДДТ вклад паровой фазы также очень велик (более 50%).

Таблица 20. Концентрации (нг/м3) линдана и ДДТ в воздухе фоновых районов

Место наблюдения	Время наблю-	Гамма-ГХЦГ	Гамма-ГХЦГ n,n/-ДДТ Сум		
	дения				
Тихий океан	1977-1978	0,17-0,18	-	0,025-0,2	
Индийский океан	1980-1981	-	1,0-1,5	-	
Персидский залив	1976-1977	0,04-0,2	-	0,16-0,21	
Антарктида	1981-1982	-	-	0,02-0,22	
		Арктика:	•		
Северная Земля	1985	0,09	0,05	0,18	
Купол Вавилова	1985-1986	0,05	0,003	0,09	
СССР, биосферные Заповедники:					
Березинский	1982-1985	0,01-0,96	0,03-4,5	0,05-2,3	
Кавказский	1984-1985	0,04-1,6	0,03-4,9	0,06-13,3	
Репетекский, Турк-	1982-1984	0,01-1,2	0,03-0,8	0,06-1,4	
мения					
Чаткальский,	1984-1985	0,01-4,1	0,03-0,8	0,06-1,2	
Узбекистан					
Сары-Челекский,	1984-1985	0,05-4,1	0,03-0,8	0,06-1,5	
Киргизия					
Центральная Европа:					
Болгария, Ропотамо	1982	0,56-5,8	0,23-2,3	0,060-2,9	
Германия,	1984	0,07-2,2	0,03-0,53	0,12-1,2	
Нойглобзов					
Чехия, Кошетице	1980	0,04-0,6	0,05-1,1	0,06-1,9	

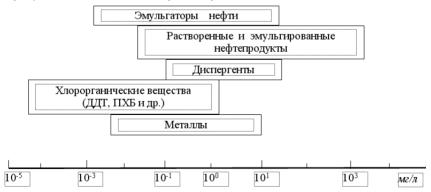
Спектр влияния хлорированных углеводородов на различные виды гидробионтов очень широк; они токсичны при более низких уровнях содержания, чем другие загрязняющие вещества. Наибольшей токсичностью для ракообразных обладают хлорированные углеводороды (ДДТ, ПХБ и др.), поскольку диапазон их токсичного действия заметно сдвинут в сторону низких концентраций.

Проблем, связанных с широким распространением хлорированных углеводородов в биосфере, можно было бы избежать или свести к минимуму, если бы заранее были изучены хемодинамические свойства этих веществ.

Присутствие полихлорбифенилов (ПХБ) в водах Черного моря с января 1988 г было установлено практически в большинстве экспедиций. Было показано, что уровень загрязнения моря ПХБ западной его половине существенно выше, чем восточной. Несомненно, такой характер распределения ПХБ в Черном море обусловлен размещением источников ПХБ, имеющих техногенное происхождение, поскольку промышленность и военнохозяйственная деятельность концентрируются на территориях, прилегающих к западной части моря.

Определенное нарастание уровня загрязнения Черного моря ПХБ является, по-видимому, составной частью процесса глобального распространения этих соединений. Проблема загрязнения среды ПХБ более серьезна, чем проблема загрязнения пестицидами хлорорганической природы, поскольку пестициды менее стойки в окружающей природной среде, чем ПХБ. Последние разрушаются только при нагревании до температуры выше 500°С, или при окислении озоном при ультрафиолетовом облучении. Такие свойства характерны для всех 60 известных изомеров ПХБ с содержанием хлора от 17 до 75%.

Диапазоны концентраций загрязняющих веществ, оказывающих отрицательное влияние на ракообразных.



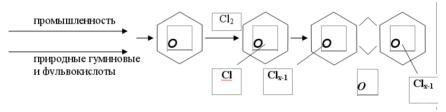
Сумма фенолов. В естественных условиях фенолы образуются за счет распада продуктов жизнедеятельности животных и растительных организмов, как в водной среде, так и в донных отложениях. Источниками фенолов антропогенного происхождения являются стоки многих предприятий. Еще одним источником поступления фенолов в морскую воду являются процессы деструкщии отдельных компонентов нефти ароматической структуры и детергентов, содержащих арильную группу. Наблюдения за содержанием фенолов в одах Черного моря проводились только подразделениями Госкомгидромета СССР. По данным (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) содержание фенолов в поверхностном (0-0.5м) слое вод и в глубинном (10-25 м) составляло 0-4 мкг/л. По имеющимся немногочисленным данным был сделан вывод, что воды открытого моря загрязняются фенолами до уровней превышающих ПДК (1 мкг/л) По наблюдениям в прибрежных районах моря и устьевых областях рек было установлено, что уровень загрязнения фенолами вод устьевой области Дуная выше, чем его взморья, и составляет соответственно 3-6 мкг/л и 3-4 мкг/л. Сезонный ход содержания фенолов определяется интенсивностью процессов их окисления, которые в свою очередь определяются физическими и химическими факторами окружающей среды. Воды Одесского залива в значительной степени загрязнены фенолами средние концентрации составили 5-18 мкг/л при максимальном содержании в пределах 30-52 мкг/л. Отмечается, что максимальные концентрации фенолов наблюдаются на станциях расположенных в непосредственной близости от районов сброса сточных вод, а также в районах выхода в море ливневых стоков.

Контроль состояния вод Каркинитского и Каламитского заливов по загрязнению фенолами осуществлялся подразделениями Госкомгидромета СССР. За период наблюдений средние концентра-

ции фенолов в Каркинитском заливе менялись от 4 до 18 мкг/л, а в Каламитском от 3 до 20 мкг/л.

Для Севастопольской бухты характерен более низкий уровень загрязнения фенолами по сравнению с другими прибрежными районами моря. Такой же низкий уровень содержания фенолов характерен и для акваторий моря, прилегающих к Южному берегу Крыма.

По современным представлениям опасность загрязнения морских вод фенольными соединениями определяется ПДК, равной 1 мкг/л. Кроме того, при хлорировании воды фенолы преобразуются в хлорфенолы, а затем и в диоксины известные ксенобиотики по реакции приведенной ниже:



Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ). Поверхностно-активные вещества являются органическими соединениями, в молекулы которых входят одновременно полярные (гидрофильные) группы — ОН-, СООН-, NH4+ и неполярные (гидрофобные) углеводородные цепи. Примером таких соединений могут служить одноосновные жирные кислоты и одноатомные спирты.

Под детергентами или синтетическими поверхностно-активными веществами (СПАВ) подразумевают активные моющие вещества, снижающие поверхностное натяжение воды. Внешне их присутствие в воде обнаруживается по образованию более или менее устойчивой пены при движении воды или при ее взбалтывании.

СПАВ находят обширное применение в текстильной, металлургической, лакокрасочной, бумажной, кожевенной и пищевой промышленности. Они используются при бурении, в различных отраслях нефтяной промышленности, при производстве строительных материалов, бетонов, различных полимеров, в пожарной технике для получения устойчивой противопожарной пены, в сельском хозяйстве в качестве гербицидов, в медицине как бактерициды. Наиболее важное применение этого класса соединений в качестве моющих, чистящих и ополаскивающих средств. Во всем мире производится миллионы тонн СПАВ, которые в составе сточных вод сбрасываются в реки. Одним из существенных факторов загрязнения водоемов этими веществами являются залповые сбросы, названные авариями на производстве. СПАВ относятся к наиболее важным компонентам синтетических моющих средств, или детергентов.

По своей химической структуре СПАВ являются комбинацией водоотталкивающих (гидрофобных), но растворяющих жиры остатков углеводородов и растворимых в воде (гидрофильных) атомных групп. Существует три типа синтетических детергентов: анионные, где активной частью молекул является анион; катионные, где активная часть молекул катион, и неионогенные, которые совсем не ионизируются. Таким образом, различают анионоактивные, катионоактивные, катионоактивные и неионогенные поверхностно-активные вещества.

СПАВ токсичны, их токсичность повышается в присутствии других загрязняющих веществ, содержащихся в морской воде. Попадая в водоемы, детергенты изменяют физические и химические свойства воды, нарушают биологическое равновесие в течение процессов самоочищения. Данные о пороговых концентрациях СПАВ в мг/л и их влияние на органолептические свойства воды и пенообразование представлены в таблице 21. (Совга Е.Е., 2005)

Таблица 21 Влияние СПАВ (в мг/л) на органолептические свойства воды и пенообразование

СПАВ	Запа	ax	Привкус	Пено-
	1 балл	2 бал-		обра-
		ла		зование
Анионные				
Алкилсульфат на основе спиртов из				
вторых неомыляемых	0,6	1,0	140,0	0,5
Алкилсульфат вторичный	0,6	1,0	72,0	0,5
ДНС	110,0	160,0	125,0	0,5
Сульфанол-НП-3	70,0	150,0	60,0	0,4
Сульфанол сланцевый	150,0	230,0	280,0	0,7
Сульфанол хлорный	75,0	100,0	300,0	0,5
Сульфанол НП-1	-	200,0	500,0	0,5
Алкилсульфонат	-	200,0	500,0	0,5
Азолат-Б	0,07	0,11	0,1	0,5
ДС-РАС	80,0	150,0	110,0	0,5
Неионогенные				
Синтанол-ДС-10	3,0	7,8	2000,0	0,08
Синтанол МЦ-10	24,0	64,0	170,0	0,09
Синтанол ДТ-7	9,0	20,0	400,0	0,1
Проксанол-196	6,0	10,0	6400,0	0,09
Проксамин 385	14,0	26,0	5400,0	0,09
Синтамид-5	180,0	300,0	11000,0	0,17
Алкилфенол сланцевый	0,8	1,7	100,0	0,1
ОП-7	0,45	0,9	Менее	0,1
			0,9	
ОП-10	1,8	3,6	Менее	0,09
			3,6	

Поверхностно-активные вещества в сточных и поверхностных водах оказывают разнообразное вредное действие, однако, токсические свойства их изучены недостаточно. Образуемая СПАВ пена, особенно ниже плотины по течению, достигает иногда метровой толщины и может препятствовать судоходству. Накапливаясь на поверхности воды, такая пена препятствует обмену веществ в водоеме. Кроме того, как правило, пена оказывает токсическое действие на живые вещества и уменьшает, поэтому способность водоема к самоочищению. Все поверхностно-активные вещества являются сильными гемолитиками, ферментативными ингибиторами и веще-

ствами, обладающими протеолитическим действием. Присутствие детергентов в природных водах ухудшает кислородный режим водоема, его органолептические качества. Влияние различных концентраций СПАВ на санитарный режим водоемов представлено в таблице 22.

Таблица 22. Санитарный режим водоемов в зависимости от содержания СПАВ

СПАВ		БПК		Нитрификация	
	Концентрация, мг/л		Характер	Концентра	ация, мг/л
	Недейст-	Дейст-	Действия	Недейст-	Действу-
	вующая	вующая		вующая	ющая
Алкилсульфат первич-	0,5	1,0	Повышение	15,0	-
ный					
ДНС	0,5	1,0	~~~~	3,0	-
Сульфанол НП-3	0,5	1,0	« - « - «	0,5	-
Сульфанол сланце-	1,0	3,0	« - « – «	1,0	2,0
вый					
Сульфанол хлорный	3,0	5,0	Торможение	1,0	5,0
Сульфанол НП-1	3,0	5,0	« - « - « - «	1,0	5,0
Алкилсульфонат	3,0	5,0	Повышение	1,0	5,0
Некаль	5,0	200,0	« - « -« - «	1,0	5,0
Синтанол ДС-10	0,1	-	« -« -« -«	1,0	-
Синтанол МЦ-10	0,1	1,0	« -« -« -«	0,2	-
Синтанол ДТ-7	0,1	1,0	« -« – « - «	0,1	-
Проксамин 385	1,0	-	« - « - «	2,0	-
Синтамид -5	0,1	1,0	« - « - «	0,5	-
Проксанол 186	0,4	-	« – « -« –«	2,0	-

Исключительная опасность СПАВ заключается в том, что они токсичны для гидробионтов даже в малых концентрациях, особенно при хроническом воздействии. СПАВ могут усиливать неблагоприятное действие других загрязняющих веществ, содержащихся в природных водах (нефть, нефтепродукты, анилин, пестициды), а синтетические моющие средства СМС принадлежат к основным источникам загрязнения воды фосфором, который входит в состав СМС в качестве наполнителя - триполифосфата натрия.

Анализ среднего многолетнего распределения детергентов в водах открытой части Черного моря представленный в (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996), показал, что их концентрация в поверхностном слое вод обычно не превышает ПДК -100мг/л.

В поверхностном микрослое (ПМС) толщиной около 0,1 мкм находится огромное количество смачивающихся ПАВ, причем следует отметить, что наряду с естественными ПАВ, природа которых до сих пор невыяснена, в последнее время стали появляться в значительных концентрациях СПАВ. Последние, будучи наиболее устойчивыми, могут, по-видимому, вытеснять естественные ПАВ. Это очевидно, повлияет на испарение. Со слоя в 10мм начинается поглощение солнечной радиации, 30% которой сохраняется в слое 10мм. Слой характеризуется активно проходящей газовой диффузией и явлениями теплопроводности. Здесь же отмечено наибольшее количество нейстонных организмов.

Если говорить, в общем о миллиметровом слое поверхности, то его можно охарактеризовать как слой с ламинарным режимом, так как турбулентность всегда подавляется вязкостью в тонком ПМС из-за малого коэффициента молекулярной диффузии соли в морской воде. Следовательно, в этом тонком ПМС должна создаваться своеобразная микроконвекция из-за процессов испарения. В настоящее время ПМС уже превратился в один из стандартных горизонтов, на котором во многих экспедициях выполняются комплексные гидрохимические, физико-химические и гидробиологические исследования.

Со слоя в 10мм начинается поглощение солнечной радиации, 30% которой сохраняется в слое 10мм. Слой характеризуется активно проходящей газовой диффузией и явлениями теплопроводности. Здесь же отмечено наибольшее количество нейстонных организмов.

В последние годы значительно возросло количество, попадающих в море веществ, используемых для борьбы с нефтью, например детергентов, токсичность которых превышает токсичность самой нефти. Детергентами являются СПАВ и они естественно накапливаются на границе раздела океан-атмосфера. Концентрируясь на поверхности раздела воздух-вода, СПАВ покрывают поверхность океана слоем толщиной в несколько молекул или поверхностной пленкой.

В работе (Михайлов В.И., 1992) представлены результаты исследований степени концентрирования СПАВ в поверхностном микро слое (ПМС) по отношению к однометровому слою воды в различных океанах. Было установлено, что в Индийском океане концентрирование СПАВ в ПМС в 1,9 раза выше, чем в Атлантическом и в 2,6 раза выше, чем в Тихом. Во всех океанах выявлены характерные количественные связи между гидрометеорологическими, гидрологическим, гидрохимическими параметрами и данными по загрязнению. Особую тревогу вызывают средние концентрации СПАВ в ПМС. В двух океанах (Индийский и Атлантический) они в настоящее время лежат в пределах ПДК. Это может повлиять на продуктивность океанов и изменить некоторые элементы взаимодействия океана и атмосферы и физико-химические параметры поверхности.

По данным единичных наблюдений в Черном море ПМС является аккумулятором СПАВ, здесь их концентрация в 3-5 раз больше, чем в поверхностном (0-0,5м) и нижележащих слоях. Причиной концентрирования СПАВ в ПМС являются, в первую очередь, их поверхностно-активные и флотационные свойства по отношению к взвешенному веществу минерального и органического происхождения. Характер пространственного распределения концентраций детергентов в ПМС в целом соответствует их распределению в слое 0-0,5 м.

Деградация поверхностно-активных веществ происходит при физико-химическом и биохимическом окислении. Процессы их протекают параллельно, однако доминирующую роль играет биохимическое окисление. Существенное влияние на убыль содержания детергентов в черноморской воде оказывает наличие в морской воде взвешенных веществ. Установлено (Афанасьев Н.А., 1978), что за счет адсорбции на взвешенных веществах и последующей седиментацией около 20% растворенных в воде СПАВ поступает в донные отложения, что в свою очередь создает угрозу вторичного загрязнения вод. По результатам наблюдений, представленных в работе установлено, что наибольшие значения концентрации СПАВ наблюдаются в прибрежных районах, наименьшие в центральной части Черного моря. Результаты экспедиционных исследований. проведенных в летний период, показали, что слой температурного скачка является концентратором СПАВ. Процесс формирования устойчивой стратификации вод Черного моря, затрудняющей вертикальный обмен загрязняющими веществами, сопровождается их на-Концентрация детергентов коплением. в слое температурного скачка в Черном море выше, чем в остальной толще моря, за исключением ПМС, и составляет 60-150 мкг/л.

В дельте Дуная и на его взморье отмечались содержания детергентов ниже ПДК в пределах от 50 до 88 мкг/л. Для Одесского залива напротив характерны значительно более высокие концентрации детергентов от 170 до 650 мкг/л, Это свидетельствует о существенном загрязнении вод залива СПАВ, а отсутствие тенденции к уменьшению уровня загрязнения говорит о не прекращаемом действии источников, расположенных по побережью Одесского залива.

Для Каркинитского и Каламитского заливов характерна высокая степень загрязнения вод детергентами. Так средние многолетние концентрации детергентов в Каркинитском заливе состав-

ляют 320 мкг/л (3,2 ПДК) на поверхности и 250 мкг/л у дна. В Каламитском заливе - 470 мкг/л(4,7 ПДК) и 370 мкг/л (3,7 ПДК) соответственно для поверхностного и придонного горизонтов.

Для вод Севастопольской бухты мониторинг состояния загрязнения ее вод СПАВ проводился, начиная с 1973 г. подразделения Госкомгидромета бывшего СССР. Отмечено, что воды бухты значительно чище вод Каркинитского и Каламитского заливов. В 80-е годы уровень загрязнения вод бухты детергентами резко снизился и составил 25-60 мкг/л.

Средние многолетние концентрации СПАВ акваторий, прилегающих к Южному берегу Крыма характеризуются значительной однородностью и лежат в интервале 60-80 мкг/л. Концентрации детергентов, превышающие ПДК наблюдались на ряде станций Алупкинского залива и в районе глубоководного сброса в Ялтинском заливе. Для районов Туапсе и Сочи в период 1973-81 г.г. концентрация детергентов изменялась в широком диапазоне от 0 до 2000 мкг/л. В последующие годы интервал концентраций существенно уменьшился. Например, в 1990 году концентрация СПАВ в этом регионе не превышала 25 мкг/л как на поверхности, так и у дна.

Тяжелые металлы и токсичные химические элементы. Загрязнение морской воды тяжелыми металлами наносит значительный экологический вред. Так, объединенной группой экспертов ООН по научным аспектам загрязнения моря, определены потенциально опасными для человека следующие тяжелые металлы и токсичные химические элементы: ртуть, кадмий, кобальт, марганец, свинец, хром, цинк, бериллий, ванадий, мышьяк, сурьма.

Из перечисленных металлов для вод Черного моря наиболее полно изучено распределение ртути. По токсикологическим свойствам соединения ртути классифицируются на следующие группы: 1.Элементарная ртуть; 2 .неорганические соединения; 3.алкил.

ртутные, метил и этил соединения с короткой цепью и другие ртуть органические соединения. В окружающей среде Hg_0 , Hg^+ и Hg^{2^+} взаимозаменяются.

Океаны, содержащие 97% поверхностных вод, являются самыми большими аккумуляторами растворенной Hg. Hg поступают в атмосферу и в результате дегазации мантии земной коры, причем для континентальных шельфов это поступление $49 \cdot 10^{-6} \text{г/m}^2 \text{год}$, а для океанов и полярных районов — $4,6 \cdot 10^{-6} \text{г/m}^2 \text{год}$. Существенная часть Hg (50%) является антропогенной.

Количество Hg, поступающее в окружающую среду в 20-ом столетии в результате человеческой деятельности почти в 10 раз превышает расчетное природное поступление. По данным США глобальное поступление Hg из природных источников оценивается в 1300т/год, в том числе 200т в год для США. Использование и последующая ликвидация ртутьсодержащих приборов является главным техническим источником поступления ртути в окружающую среду.

Несмотря на то, что выбросы ртуги в воду, производят вторичное загрязнение воды, согласно прогнозам, уменьшаться в ближайшие 50 лет, загрязненные донные отложения будут оставаться источником вторичного загрязнения, а в местах захоронения отходов их влияние будет особенно велико.

В морскую среду ртуть поступает как из природных источников, так и из источников антропогенного происхождения. Основными антропогенными источниками ртути являются: сжигание ископаемого топлива; выбросы промышленных предприятий, из которых наиболее важны сбросы сточных вод с хлорщелочных предприятий; использование в сельском хозяйстве различных биоцидов, содержащих ртутные соединения.

Ртуть проникает в океан также из относительно глубоких слоев земной коры в тех местах, где они поднимаются к поверхности.

Ежегодно в морскую среду попадает около 5 тыс. т. ртути, общее ее количество в водах Мирового океана равно 10 млн. тонн при средней концентрации 0.01-0.03 мкг/л.

Пары металлической Hg в атмосфере принимают участие в окислительно-восстановительных процессах, сказывающихся на скорости ее осаждения. Поскольку газообразная Hg удаляется из атмосферы очень медленно (среднее время пребывания ее в тропосфере оценивается 0,5-2 года), она может переноситься на большие расстояния. Напротив соединения двухвалентной Hg находятся в атмосфере всего лишь несколько суток, так как они легко растворимы и быстро вымываются осадками.

Можно выделить три основные группы отраслей промышленности, выбрасывающие наибольшие количества ртути:

предприятия цветной металлургии, извлекающие ртуть из ее руд и концентратов;

предприятия, добывающие и перерабатывающие руды различных металлов, и углеводороды, а также производящие цемент и флюсы;

предприятия, на которых ртуть является одним из элементов производственного цикла (в их число входит электротехническая и электронная отрасли, химические производства фунгицидов, красителей, хлора и каустической соды).

Ртуть в природных водах может присутствовать в трех состояниях: элементарном (О), одновалентном (+1) и двухвалентном (+2). Формы нахождения Нg и их распределения зависят от рH и Eh, а также от характера и концентрации анионов, которые формируют стабильные комплексы с Hg. В хорошо аэрируемых водах (Eh> 0,5в) двухвалентная ртуть Hg преобладает, тогда, как в восстановительных условиях превалирует элементарная Hg. Присутствие достаточных количеств сульфид – иона даже при очень низких значениях Eh

стабилизирует двухвалентную Hg в виде гидросульфида или сульфидных комплексов.

Ртуть токсична в любой своей форме. Глобальное выделение ртути попутно с газами из земной коры и океанов превышает количество ртути, производимой человеком, по крайней мере, в 5 раз, но промышленное ее выделение более локально и концентрировано.

Употребление рыбы с высоким содержанием метилированных форм ртути в пищу стало причиной, так называемой болезни Минамата. Симптомы ее – потеря чувствительности языка и губ, нарушение речи и координации движения при ходьбе - свидетельствуют о глубоких изменениях в центральной нервной системе. Эта болезнь, унесшая жизни более 200 человек, (общее число пострадавших от нее составило несколько тысяч человек), впервые была зарегистрирована в с. Минамата (префектура Ниигата, Япония) в 1953 г. Кроме нарушений центральной нервной системы, ртутьорганические соединения, легко преодолевающие плацентарный барьер, проявляют также эмбриотоксические эффекты: уровни содержания ртути в крови плода всегда выше, чем в крови матери. В 1978г. было сообщено, что у значительной части детей, рожденных проживающими в районе залива Минамата женщинами, отмечались симптомы церебрального паралича и нарушения психического развития. Женщины на более серьезных стадиях заболевания становились неспособными иметь детей. У человека ртуть вызывает некрозы и лизис (разрушение) серого головного мозга вплоть до полной атрофии.

По данным (В.Н.Егорова, Г.Г.Поликарпова и С.К.Светашевой, 1992) концентрации ртуги в воде Черного моря составляли 0,011-0,580 мкг/дм³., а максимальные концентрации наблюдались в пробах воды, отобранных в районах Днепро-Бугского лимана, Днестровской и Дунайской устьевых зон. Только со стоком Дуная ежегодно поступает до 40-60 т ртуги, а со стоком Днепра – до 5 т этого токсиканта. Всего же с речным стоком, по оценкам авторов (В.Н.Е-

горова, Г.Г.Поликарпова и С.К.Светашевой, 1992), без учета стока с турецкой территории поступает до 66 т ртути ежегодно. Эта ртуть наполовину поступает со взвешенным веществом. Вышеприведенными авторами также показано, что самоочищение вод моря от ртути путем биоседиментации составляет не ниже 100 т ртути в год, при общем содержании ее в толще вод моря 14 тыс.тонн. По данным СОГОИН наиболее загрязненными ртутью были воды прикрымского района — концентрации более 0,40 мкг/л, юго-западного района по разрезу м.Херсонес — пролив Босфор.

Воды Севастопольской бухты по данным (Гидрология и гидрохимия морей том 1У Черное море, вып. 3 Современное состояние загрязнения вод Черного моря, 1996) в основном удовлетворяют нормативным требованиям по среднему годовому содержанию ртути для целей рыбохозяйственной деятельности (ПДК = 0,1 мкг/л). По сравнению с водами Севастопольской бухты, воды Феодосийского залива были более грязными по содержанию ртути. В период наблюдений 1988-90 г.г. в поверхностном слое вод содержание ртути составило от 0,10 до 7,2 мкг/л. В акватории Туапсе, Сочи, Анапы и Геленджика диапазон колебаний концентрации ртути в перечисленных районах во многих случаях превышал ПДК (0.1 мкг/л), хотя средние концентрации, за исключением Анапы и Новороссийска, не превышали этого значения.

По данным СОГОИН в Каламитском заливе на разрезе от глубоководного выпуска сточных вод содержание металлов загрязнителей находилось в следующих пределах: марганец от0,01 до 0,20 мкг/л; кадмий от 0,01 до 0,15 мкг/л; никеля от 0,6 до 7,0 мкг/л свинца от 0,5 до 1,1 мкг/л цинка от 2,1 до 8,0 мкг/л. Таким образом, концентрации нормированных элементов в водах залива, подвергающегося прессу выпуска сточных вод, превышали ПДК. Для акваторий Южного берега Крыма ПДК превышали концентрации меди, никеля, железа, цинка, кобальта и хрома.

Свинец. Среднее содержание свинца в водах Мирового океана находится в пределах 1,5- 5,2 ·10-7%. В атмосферных осадках содержание свинца в 10-100 раз больше. Возникло предположение, что свинец в поверхностных водах океан (в которых содержание выше, чем в глубинных) индустриального происхождения. С развитием агрикультуры количество выносимого реками северного полушария свинца увеличилось в 3 раза. По мере развития индустриализации, особенно в связи с употреблением тетраэтилсвинца в качестве антидетонатора в бензине для автомобилей, количество свинца в атмосфере резко возросло, и в Америке насчитывалось до 3,5·10¹¹ г/год свинца, выпадающего с дождями из атмосферы. В океане детрит планктона уносит на дно океана около 2·10¹¹ г/год свинца.

Свинец в морской воде находится в твердой фазе взвесей, частично адсорбированным на органических коллоидах, и в виде Pb^{2+} , $PbCl^+$, $Pb(OH)^+$, $PbSO_4$, осаждается в виде $PbCO_3$ - в карбонатах повышенное содержание свинца. Растворимость свинца в океанической воде лимитируется содержанием сероводорода.

Общее содержание свинца в водах Мирового океана составляет 2,8 млн.т. при средней концентрации его $2 \cdot 10$ —3 мкг/л. Содержание свинца в донных отложениях изменяется от высоких значений для некоторых эстуариев до 8-60 мкг/г для открытых районов, причем наблюдаемое по мере удаления от прибрежных районов уменьшение концентрации свинца, происходит неравномерно. Содержание свинца в донных отложениях зависит от характера донных осадков. Так, для глубоководных районов Тихого океана, концентрация свинца в илистых грунтах составляет 47-60 мкг/г, а в железо-марганцевых конкрециях - 740-1200 мкг/г. Повышенное содержание свинца наблюдается также в местах выхода термальных вод.

Радиоактивное загрязнение вод Черного моря. К одним из самых опасных техногенных катастроф относятся аварии на реакторах или на атомных предприятиях. При нормальной работе ядерных реакторов существенных поступлений в атмосферу аэрозольных продуктов, ведущих к радиоактивным выпадениям не происходит. В нормальном режиме возможен выход в атмосферу инертных газов (⁴¹ Ar, ¹³³ Xe, ⁸⁵ Kr) и незначительное количество изотопов водорода (³ H) и иода (¹³¹I). При этом выбросы газообразных продуктов могут дать (2-4)*10⁵ Ки/год, аэрозольных продуктов –до 10 Ки/год, радиоиода-),5 Ки/год.

При авариях происходит выброс огромного количества радионуклидов. Наиболее известные аварии происходили в Уиндскейле (Великобритания) в 1957г.; на атомном предприятии «Маяк» (Россия, Южный Урал, г. Кыштым) в 1957г.; в Три – Майкл - Айленд (США) в 1983г.; крупнейшая в мире авария –на Чернобыльской атомной электростанции (АЭС) в 1986г.; на Сибирском химическом комбинате (г. Томск) - в 1993г.

Через несколько десятков секунд после взрыва образуется несколько сот различных изотопов. Из них 29 вносят наибольший вклад через 1 час после взрыва, 20 — через сутки, 3 — через сто лет после взрыва. Остальные радионуклиды после радиоактивного распада образуют устойчивые элементы. Как видно из табл. 23, наиболее долгоживущими являются изотопы стронция —90 и цезия —137. Стронций 90 наиболее опасен для человека и животных, поскольку может замещать кальций в костных тканях.

Таблица 23 Основные радиоизотопы, встречающиеся после ядерного взрыва.

Изотопы	Время полураспада
Стронций ⁸⁹ 38 Sr	52 сут.
Стронций ⁹⁰ 38 Sr	27,7 лет
Цезий ¹³⁷ ₅₅ Cs	28,8 лет
Барий ¹⁴⁰ ₅₆ Ba	12,8 сут

Церий ¹⁴⁴ ₅₈ Се	285 сут.

В результате теплового (неядерного) взрыва 26 апреля 1986г. на Чернобыльской АЭС произошло разрушение 4-го реакторного блока и кратковременный выброс радионуклидов. Затем за счет высокой температуры в течение двух недель (до 9 мая включительно) в виде мощного струйного потока в атмосферу выделялись радиоактивные газообразные аэрозольные продукты, в составе которых были идентифицированы радионуклиды ²³⁹Np, ⁹⁹Mo, ¹³²Te, ¹³¹I, ¹⁴⁰Ba, ¹⁴⁰La, ¹⁴¹Ce, ¹⁰³Ru, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb, ¹⁴⁴Ce, ¹⁰⁶Ru, ¹³⁴Cs, ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, ⁹¹Y.

Измерения радиоактивного загрязнения вскоре после Чернобыльской катастрофы показали, что на 10 мая 1986 года в зоне 10-30 км вокруг АЭС наибольший вклад давали изотопы 131 I (38% всей радиоактивности), 103 Ru (14%), 95 Zr + 95 Nb (22%), 141 Ce(7,8%), 144 Ce (6,5%), 137 Cs(4,7%), 106 Ru(3,7%), 90 Sr(0,8%). Со временем короткоживущие радиоизотопы (131 I, 103 Ru, 95 Zr и др.) распадались, и через 2 года после Чернобыльской аварии >90% составили радионуклиды с периодом полураспада 27,7 лет) .

Последствия Чернобыльской аварии проявляются до сих пор в повышенном содержании цезия-137 и стронция —90 в районах, подвергнувшихся радиоактивным выпадениям. Аккумуляция радионуклидов наиболее активно происходила в растительных, в особенности, лесных ценозах. Через 9 лет после аварии в близлежащих Брянской и Калужской областях суммарная площадь радиоактивнозагрязненных земель составляла более 340 тыс. га.

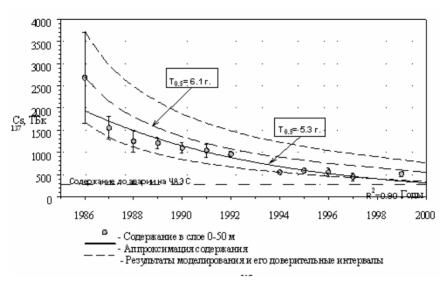
За счет долгоживущих продуктов распада (в основном, цезия-137 и стронция-90) радиоактивный фон на территории Европейской территории России до сих пор не вернулся на уровень, бывший до 26 апреля 1986 года. Тогда (до аварии) в районе Чернобыля загрязнение местности глобальными выпадениями от ядерных взрывов за счет ¹³⁷Cs составляло около 7*10-6 Ки/км², в районе Москвы – менее $7*10^{-6}$ Ки/км². По состоянию на 1995г. за счет ¹³⁷ Сѕ радиоактивное загрязнение составляло более 40 Ки/км² в районе Чернобыля и менее 0.1 Ки/км² в районе Москвы, к 2000г. оно незначительно уменьшилось.

В результате первичных выпадений продуктов аварии на ЧАЭС запас ¹³⁷Сѕ в слое 0-50 м Черного моря был превышен в 6-10 раз, по сравнению с доаварийным Поступление ¹³⁷Сѕ на акваторию в 1986 г. оценивалось в 1,7-2,4 ПБк, что означало увеличение его запасов во всем объеме моря не менее, чем в 2 раза. Выпадения на акваторию отличались крайней неоднородностью. Наиболее загрязненными оказались северная часть Черного моря, прибрежные районы Крыма и Кавказа. Процесс вертикального перераспределения ¹³⁷Сѕ проходил преимущественно в слое 0-200 м, т.е. скорость проникновения ¹³⁷Сѕ ниже главного пикноклина была сопоставима со скоростью его радиоактивного распада. В случае залпового поступления ¹³⁷Сѕ в указанном выше количестве на поверхность Черного моря время возвращения поля концентрации в деятельном слое к первоначальному состоянию оценивается в 15-20 лет.

После аварии на Чернобыльской АЭС представилась возможность изучить закономерности миграции долгоживущих радионуклидов ¹³⁷Сs и ⁹⁰Sr в бассейне Черного моря, динамику их содержания и получить оценки баланса этих радионуклидов. С другой стороны, после аварии на Чернобыльской АЭС представилось возможным применение нетрадиционных методов исследований процессов водообмена с использованием консервативных в морской среде ^{134,137}Сs и ⁹⁰Sr в качестве трассеров для оценки переноса трансформированных речных вод на шельфе северо-западной части и интенсивности вертикального водообмена в глубоководной части моря. Эти подходы позволяют определить роль Дуная и Днепра в загрязнении различных районов северо-западной части, оценить скорость загрязнения глубинных водных масс и способность к самоочище-

нию поверхностных вод моря за счет воздействия всех процессов водообмена.

В работе (Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г., Стокозов Н.А., Евтушенко Д.Б. 1993) на основе анализа многолетних данных о вертикальном распределении ^{134,137}Cs и ⁹⁰Sr в глубоководной части Черного моря получены временные зависимости, описывающие процессы миграции ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в бассейне Черного моря, а также получили дальнейшее развитие представления о скорости крупномасштабного вертикального водообмена между кислородной и сероводородной зонами Черного моря и транспорте растворенных веществ в постоянном пикноклине. В работе (Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г.. Освас И., Стокозов Н.А., Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю.,2002) представлены результаты наблюдений и математического моделирования, показывающие существенное различие в поведении ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в Черном море после аварии на ЧАЭС, которое заключалось в том, что снижение концентрации ¹³⁷Cs в слое 0-50 м в 2 раза каждые 5-6 лет (рис.12) и в слое 50-100 м в условиях незначительного поступления с речным стоком контролировалось тремя процессами: вертикальным водообменом, выносом через пролив Босфор и радиоактивным распадом. Вследствие незначительного поступления ⁹⁰Sr на акваторию Черного моря с первичными выпадениями с 1987 г. на основной акватории моря в поверхностном слое наблюдались близкие к доаварийному уровню концентрации 90 Sr 20-25 Бк /м 3 . Начиная с 1987 года, началось активное поступление ⁹⁰Sr с водами Днепра из района ЧАЭС в Черное море, что проявлялось в повышенной концентрации этого нуклида на шельфе северо-западной части моря.



Puc. 12. Динамика содержания 137Сs в слое 0-50 м Черного моря в 1986-1998 (2000) гг. по результатам моделирования.

Запас ⁹⁰Sr во всем объеме Черного моря по состоянию на 1998-2000 г.г. был оценен в работе (Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Освас И., Стокозов Н.А., Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю., 2002) в 1770+/-790ТБк. Для слоя 0-200 м всего Черного моря запас ¹³⁷Сs в той же работе был оценен в 1770+/-180 ТБк для того же периода. В работе (Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Жерко Н.В., Стокозов Н.А. 1995) была определена закономерность изменения интегрального содержания ¹³⁷Cs в донных отложениях Черного моря, которая заключалась в том, что максимальные запасы этого радионуклида были обнаружены в устьевых областях Дуная и Днепра, на порядок превышали таковые на свале глубин северо-западной части моря и на два порядка – запасы в бескислородных глубоководных отложениях. Запас ¹³⁷Cs в донных отложениях всего моря был оценен в 0,5-0,8 ПБК, что в 2-4 раза превышало уровень доаварийного периода.

В работе (Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г. Освас И., Стокозов Н.А., Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю., 2002) также показана возможность оценки с помощью радиоактивных трассеров осуществлять идентификацию Дунайских и Днепровских вод в водах Северозападной части Черного моря и оценить их роль в загрязнении различных районов Черного моря.

В итоге были получены количественные оценки транспорта Дунайских вод по всей акватории северо-западной части Черного моря, которые позволили также сделать некоторые выводы о циркуляции вод северо-западной части Черного моря.

Экологический мониторинг. Под мониторингом окружающей среды понимают комплекс мероприятий по определению степени загрязненности экосистем или элементов биосферы, наблюдению за нарушениями экологического равновесия. Различают следующие виды мониторинга: глобальный, национальный, региональный, локальный.

Иногда под мониторингом понимают информационную систему наблюдения и анализа состояния природной среды, прежде всего наблюдения уровней загрязнения и эффектов, вызываемых ими в биосфере или ее частях. Мониторинг представляет собой многоцелевую информационную систему, накапливающую данные о состоянии биосферы, о степени антропогенного воздействия на окружающую среду, об источниках такого воздействия. Мониторинг как система наблюдения и контроля включает в себя наблюдение» оценку состояния и прогноз возможных изменений состояния биосферы или ее элементов. При этом нужно производить измерение таких характеристик среды, на основе которых можно получить оценку состояния окружающей среды. Для построения прогноза состояния необходимо знание закономерностей изменения состояния окружающей среды под действием тех или иных факторов. Ясно, что

выбор измеряемых параметров, проведение измерений, построение прогнозов представляют собой сложные задачи. Мониторинг иногда подразделяют на геофизический и биологический. В геофизическом мониторинге проводятся наблюдения за абиотической частью биосферы, в биологическом — за биотической.

Наблюдения за антропогенными изменениями часто проводятся на фоне значительных естественных природных изменений. Например, необходимо выявить антропогенный вклад в изменения озонового слоя на фоне его сильной природной изменчивости. Согласно господствующей точке зрения, образование озоновых дыр обусловлено расширением производства озон разрушающих веществ, т. е. озоновые дыры имеют антропогенный характер. Для устранения последствий антропогенного воздействия на озоновый слой уже введены ограничения на производство ряда озон разрушающих веществ. Планируется расширить перечень запрещенных озон разрушающих веществ, ввести ряд дополнительных ограничительных мер на межгосударственном уровне. Согласно другой, менее распространенной точке зрения, которой, однако, придерживаются многие геофизики, давно исследующие озоновый слой, современное состояние озонового слоя, его изменение обусловлено, прежде всего, естественными природными процессами.

Другим примером, показывающим, как сложно бывает оценить антропогенный вклад в изменчивость природной среды, является изменение уровня Каспийского моря (см. рис.13). Наблюдавшееся в предыдущие десятилетия падение уровня моря объясняли, прежде всего, уменьшением речного стока. Сток в Каспий Волги, Урала, других рек, действительно, с 1950-х гг. уменьшился. Для частичной компенсации потерь воды за счет испарения было предложено перекрыть мелководный залив Кара-Богаз-Гол, который фактически играл роль испарительного бассейна. Залив перекрыли, однако начавшийся подъем уровня Каспия привел к затоплению

значительных территорий вокруг Северного Каспия. Разрушение плотины и возобновление сброса каспийской воды в залив Кара-Богаз-Гол не помешало дальнейшему росту уровня. Начиная с 1997 г. подъем уровня прекратился, сейчас началось очередное медленное падение уровня. Все это свидетельствует о том, что реальные природные причины изменения уровня Каспийского моря при принятии решения о строительстве плотины были неизвестны. Следует упомянуть, что во временных рядах уровней Каспийского моря, а также крупнейших озер Европы и Северной Америки наблюдаются колебания с 30-летними циклами, которые позволяют предположить наличие связей между колебаниями солнечной активности и изменением колебаний уровня водоемов.

В настоящее время большинство ученых склоняется к мнению, что изменение уровня Каспийского моря обусловлено глобальными изменениями климата и тектоническими процессами. Исторический анализ показал, что для Каспийского моря в прошлом были характерны значительные изменения уровня моря.

Для изучения изменчивости уровня бессточных водоемов (к ним относится и Каспийское море) применяются модели, основанные на анализе линейного уравнения водного баланса. Так, уровень воды отражает интегральное влияние притока, осадков, испарения, реакцию термодинамической системы водоема. Его исследование необходимо вести на основе вероятностных характеристик водного баланса. Прогнозы изменения уровня Каспийского моря, построенные на основе подобных моделей, не оправдались. Более перспективными для получения прогноза изменения уровня являются модели, в которых учитываются внутренние нелинейные механизмы, внешние силы рассматриваются в виде случайных внешних сил, водоем в целом представляется неравновесной системой в духе синергетики.



Рис. 13. Данные наблюдений уровня Каспийского моря (1) и ход уровня, восстановленный с учетом исключения антропогенного изъятия стока (2)

1900

Роль диссипативного фактора может играть испарение, которое может усиливать внешнее воздействие. При таком подходе водоемы имеют несколько равновесных уровней воды, переход между ними является не прямым следствием климатических изменений, а отражает собственные динамические процессы в системе, происходящие под внешним воздействием.

Приведенные примеры показывают всю сложность получения правильных прогнозов изменений окружающей среды, выделения антропогенного вклада на фоне сильной природной изменчивости.

В системе мониторинга можно выделить 3 уровня. Санитарно-токсикологический мониторинг включает наблюдения за состоянием окружающей среды, за загрязнениями, за качеством водных объектов и т. д. Экологический мониторинг содержит наблюдения за изменениями в экосистемах, их биопродуктивностью. Экологический мониторинг объединяет геофизический и биологический мониторинги. Биосферный мониторинг включает наблюдения за глобальными изменениями в природе, общей циркуляцией атмосферы и океана, газовым обменом между ними и т. д. Конечная цель

мониторинга заключается в реализации мероприятий (называемых экологическим нормированием), направленных на ограничения антропогенного воздействия на экосистемы или биосферу в целом. Экологическое нормирование необходимо проводить с учетом множественности путей загрязнения и самоочищения элементов биосферы. Нормирование антропогенных воздействий проводится на основе оценок их влияния на природные системы. Важным моментом при обосновании экологического нормирования является поиск наиболее слабых или «критических» звеньев биосферы. При анализе возможностей биосферы адаптироваться к антропогенным воздействиям важен учет экологического резерва, определяющего долю возобновляемых природных ресурсов, которую можно изъять из биосферы без нарушения ее основных свойств. Экологический резерв неразрывно связан с понятием устойчивости системы. Для нормального функционирования экосистемы (без потери ее устойчивости) антропогенные нагрузки не должны превышать предельно допустимые экологические нагрузки.

Часто изменения экосистемы характеризуются сравнением значений того или иного показателя ее состояния с фоновым значением этого же показателя, которое определяется в подобной экосистеме, ранее не подвергавшейся локальному антропогенному воздействию. Для определения подобных фоновых показателей нужны заповедники.

Важнейшим показателем при определении предельных нагрузок на окружающую среду является понятие качества среды. Качество среды — совокупность параметров, удовлетворяющих условиям существования человека (экологическая ниша) и условиям существования человеческого общества. Как критерий качества среды могут быть использованы биологическая продуктивность экосистемы, соотношение видов, состояния трофических систем и т. п. В США качество среды характеризуется системой специальных бал-

лов. Сумма баллов в том или ином регионе определяет качество среды.

В РФ мониторинг загрязнения окружающей среды ведет Государственная сеть наблюдения за состоянием и загрязнением окружающей природной среды. В рамках этой службы в 1997 г. наблюдения за наблюдения за загрязнением морской среды по гидрохимическим показателям ведутся на 11 морях на 602 пунктах. Сеть наблюдений за радиоактивным загрязнением содержит 1456 гидрометеостанций и постов.

В последнее время важнейшим элементом системы мониторинга становятся геоинформационные системы (ГИС), которые являются мощным инструментом для сбора, передачи и хранения, анализа информации и выработки рекомендаций. ГИС обеспечивают сбор пространственно-распределенной информации и представление изменения ее во времени, позволяют использовать картографические модели.

Наиболее емким источником информации для ГИС являются материалы дистанционного космического зондирования. В современных космических системах используется аппаратура с высоким разрешением (до 0,1 м) и имеющая несколько спектральных диапазонов, что обеспечивает получение больших объемов разнообразной информации, в том числе в оперативном режиме и в условиях облачности. Хорошо известным примером использования ГИС является получение и представление результатов голосования по регионам страны.

Рассмотрим некоторые примеры спутникового наблюдения акваторий, в частности, возможности дистанционных методов по обнаружению загрязнений (сточных вод) (Иванов, Показеев, Шрейдер, 2005). Представляя смесь растворенных и взвешенных веществ, сточные воды изменяют собственно химический состав морской воды, изменяя концентрацию растворенных веществ, как

минерального, так и органического происхождения. Кроме растворенных веществ, сточные воды несут взвеси, которые могут быть, как активными, так и пассивными примесями, (т.е. иметь плотность близкую к воде и двигаться вместе с ее частицами или же всплывать или осаждаться, меняться под воздействием среды и т.д.). Частным случаем всплывающих примесей могут являться поверхностноактивные вещества (ПАВ), образующие пленки на поверхности и изменяющие характеристики взаимодействия на границе раздела океан – атмосфера (теплообмен, коэффициент трения, излучательную способность, коэффициент поверхностного натяжения). Отметим, что в большинстве случаев ПАВ изменяют характеристики волнения. Присутствие взвесей в воде вызывает изменение оптических свойств - поглощения и рассеяния электромагнитных волн. Кроме прямого влияния на водную среду сточные воды могут вызывать различные изменения в экосистеме, приводя к депрессии или бурному развитию биологических организмов. Таким образом, спектр воздействия стоков на характеристики воды достаточно широк и может прямым или косвенным способом оказывать влияние на параметры морской системы, регистрируемые обычно дистанционными датчиками в различных спектральных интервалах. На рис. 14 представлено обработанное изображение сканера МСУ-Э района Севастополя, полученное как результат комбинации двух оптических каналов.

На снимке хорошо видны загрязнения ПАВ в бухтах города (более темные участки), вынос мутных вод речкой Бельбек (светлая полоса вдоль берега). Кроме загрязнения акватории, на снимке хорошо видны зоны застройки, линии электропередач и строительство новой дороги на Мекензиевых горах, сельскохозяйственные угодья, карьеры Балаклавского рудоуправления, водохранилища.

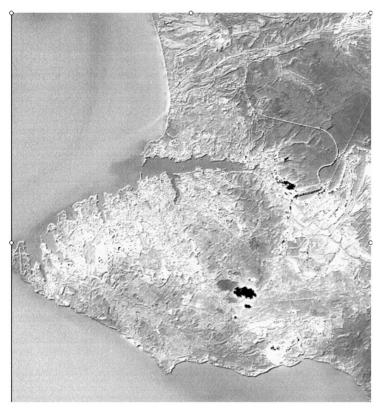


Рис.14. Изображение сканера МСУ-Э.

Антропогенные загрязнения морской акватории наиболее часто проявляются в районах крупных портов.

На рис. 15 показаны проявления загрязнений нефтепродуктами акваторий вблизи Мариуполя (а) и Новороссийска (б) на оптических изображениях сканера МСУ-СК (более темные области).

a)

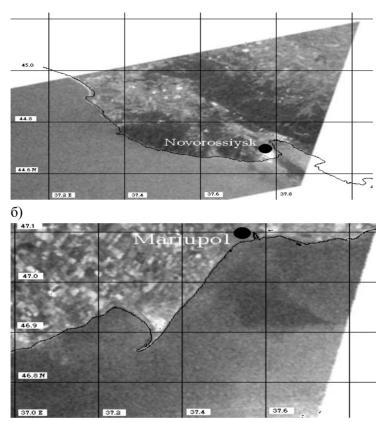


Рис. 15. Изображение МСУ-СК 2-й канал ("Ресурс") районы Новороссийска (а) (загрязнения в виде ПАВ распространяются на юговосток от города (более темная область)) и Мариуполя (б) (обширные загрязнения ПАВ на юг от города (более темная область)).

Как видно, загрязнения распространяются на десятки километров от портов. Важным в этом случае является знание структуры локальных поверхностных течений. Периодичность приема спутниковых данных в несколько часов позволяет оценивать по серии снимков пространственное распределение и скорость поверхностных течений.

Другой областью использования спутниковых данных является предсказание, обнаружение и контроль опасных для навигации процессов и явлений. Совместное использование данных ИК и оптического каналов дают возможность оценивать сплоченность льда, выбирать оптимальные маршруты движения судов. Спутниковые данные ИК и СВЧ диапазонов идентифицируют зоны туманов и штормовые районы, а также позволяют прогнозировать проявления шквального усиления ветра в районах облачных фронтов.

Изменения параметров водной среды, вызываемые сточными водами, можно условно разделить на три основные группы:

изменение химического состава;

изменение физических характеристик водной среды; изменение гидродинамических характеристик.

Приведенная классификация достаточно условна, т.к. на практике сточные воды оказывают комплексное влияние на все параметры морской среды.

Как происходит модуляция сигналов дистанционных датчиков загрязнениями (сточными водами)? Представляя собой смесь растворенных и взвешенных веществ, сточные воды влияют на химический состав морской воды, изменяя концентрацию растворенных веществ как минерального, так и органического происхождения.

Кроме растворенных веществ, сточные воды несут взвеси, которые могут быть как активными, так и пассивными примесями

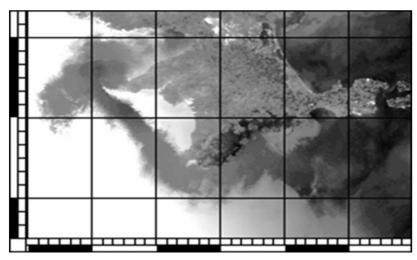


Рис.16. Изображение северной части Черного моря, полученное в спектральном окне первого канала прибора AVHRR (NOAA-11).

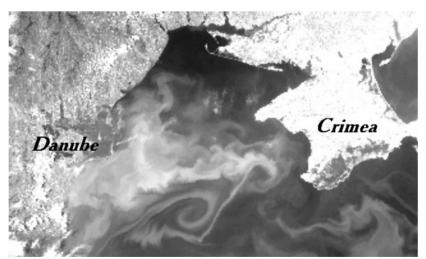


Рис.17. Изображение в 1-м канале прибора AVHRR (NOAA-11) формируется рассеянием на фитопланктоне в поверхностном слое.

(т.е. иметь плотность, близкую к воде, двигаться вместе с ее частицами, всплывать или осаждаться, меняться под воздействием среды и т.д.).

Частным случаем всплывающих примесей являются поверхностно-активные вещества (ПАВ), образующие пленки на поверхности и изменяющие характеристики взаимодействия на границе раздела океан – атмосфера (теплообмен, коэффициент трения, излучательную способность, коэффициент поверхностного натяжения). Присутствие взвесей в воде вызывает изменение оптических свойств – поглощения и рассеяния электромагнитных волн. В меньшей степени на оптические характеристики влияют растворенные вещества. Еще одним из параметров, подверженных влиянию сточных вод, может быть температура воды. Отличная от окружающих вод плотность стоков может вызывать потоки плавучести

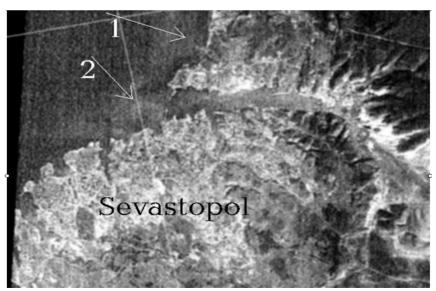


Рис.18. Изображение района Севастополя в 1-м канале прибора МСУ-Э (ИСЗ «Ресурс»).

и возмущать локальные гидродинамические характеристики. Отметим, что различие в плотности может вызываться как температурными, так и халинными факторами.

Кроме прямого влияния на водную среду загрязнения могут вызывать различные изменения в экосистеме, приводя к депрессии или бурному развитию биологических организмов. Таким образом, спектр воздействия стоков на характеристики воды достаточно широк и может прямым или косвенным способом оказывать влияние на параметры морской системы, регистрируемые дистанционными датчиками в различных спектральных интервалах.

Пример проявления пленок ПАВ продемонстрирован на рис. 16, на котором показано изображение северной части Черного моря, полученное в спектральном окне первого канала прибора AVHRR (NOAA-11). На периферии солнечного блика прослеживается распространение ПАВ от Южного берега Крыма и Севастополя в северо-западную часть в результате сильного юго-восточного ветра в предыдущие дни.

Как уже упоминалось выше, проявление загрязнений может быть как прямым — через возмущение характеристик водной среды, так и косвенным — через изменение вторичных параметров, вызванное изменением первичных характеристик. Типичным случаем такого вторичного проявления являются случаи воздействия стоков на экосистему. На рис. 17 показано изображение северо-западной части Черного моря, полученное в спектральном окне первого канала прибора AVHRR (NOAA-11).

Оно формируется рассеянием на фитопланктоне в поверхностном слое и демонстрирует косвенное проявление выноса Дунаем биогенных элементов, вызывающих цветение фитопланктона. В этом случае стоки, в конечном счете, вызывают увеличение рассеяния в оптическом диапазоне.

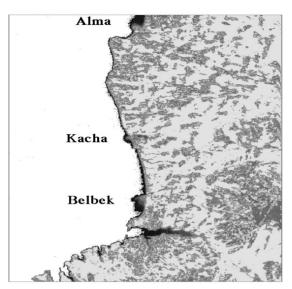


Рис.19. Изображение района Севастополя в 1-м канале прибора МСУ-Э (ИСЗ «Ресурс»). Вынос взвеси речками Альма, Кача и Бельбек

Однако стоки могут вызывать и обратный эффект, т.е. приводить к депрессии микроорганизмов и уменьшать рассеяние. В то же время в оптическом диапазоне наиболее часто стоки проявляются на фоне чистых вод за счет повышения концентрации взвешенных веществ. Это явление хорошо наблюдается на рис. 18, где на изображении в первом канале МСУ-Э КА «Ресурс» представлен район Севастополя. Стрелками показаны загрязненные стоками воды: 1 — Учкуевка, 2 — Мартынова бухта. Хорошо прослеживаются загрязненные воды в Северной бухте. Вынос стоков реками Альма, Кача и Бельбек хорошо проявляется на изображении в первом канале МСУ-Э КА «Ресурс» (рис. 19).

Пленки ПАВ обычно (за исключением солнечного блика) выглядят на изображениях оптического диапазона в виде зон пониженной яркости.

Это хорошо видно на изображениях, полученных во втором канале прибора МСУ-Э КА «Ресурс» в районе Новороссийска (рис.15 а - загрязнения в виде ПАВ распространяются на юго-восток от города) и в районе Мариуполя (рис. 15, б – обширные загрязнения ПАВ на юг от города). Форма и интенсивность проявления загрязнений зависит от конкретных гидрометеорологических условий. Интенсивно речные стоки могут проявляться после дождей, вызывающих размыв почвенного покрова и берегов рек.

Пленки ПАВ особенно часто наблюдаются на акваториях, подверженных сильному индустриальному воздействию (вблизи портов, нефтяных терминалов и зонах добычи нефти).

Иногда для выделения загрязнений требуется многоканальная обработка данных, устраняющая искажающие факторы. На рис. 14 приведена комбинация данных измерений в двух каналах сканера МСУ-Э для района Севастополя, позволяющая выделить загрязненные ПАВ воды в бухтах города (более темные области на рисунке) и также вынос и распространение взвеси водами р. Бельбек (светлая полоса).

Литература

Belyaev V.I., Sovga E.E., Lyubartseva S.P. Modelling the hydrogen sulphide zone of the Black Sea // Ecological modelling . 1997, N 96, p. 51-59.

Ivanov L.M., Margolina T.M., Melnichenko O.V. Quantitative risk-analysis of natural and technological disasters: general approach, optimal management and a practical realization, Proc. Of the TIEMS'97, Copenhagen 1997.

Leech M.V. Development of an oil and chemical spill simulation model for the NW European Continental shelf and the Western Mediterranian/ Adriatic Seas. Warren Spring Laboratory, Stevanagem Report LR 810, 1991.

Milgram J.The role of physical studies before, during and after oil spills in the wake of the Argo Merchant, a Symposium, Center for Ocean Management Studies University of Rhode Island, p.5-85, 1978.

Murray S.P. The effects of weather systems, currents and coastal processes on major oil spills at sea, In Pollution Transfer and Transport in the Sea, Part II, 1979, p. 169-225.

Murty T.S. and Khandekar M.L. Simulation of movement of oil slicks in the Strait of Georgia using simple atmospheric and ocean dynamics, Proceedings of the 1973. Conference on the prevention and control of oil spills, p. 42-58, 1993.

Афанасьев Н.А. Самоочищение морских вод от анионных поверхностно-активных веществ.// Тр. ГОИН. 1978. Вып. 128. С.82-90.

Беляев В.И., Дорогунцов С.И., Совга Е.Е., Николаенко Т.С. Оценка уровня антропогенных нагрузок на прибрежные зоны и экотоны Черноморского побережья Украины. //Морской гидрофизический журнал. 2001. № 1, C.55-63.

Беляев В.И., Совга Е.Е., Любарцева С.П. Моделирование придонной гипоксии и возникновения сероводородных линз на северо-западном шельфе Черного моря// Доклады НАН Украины. 1997. № 4, С.117-121.

Бобовникова Ц.И. Проблемы загрязнения окружающей среды хлорорганическими соединениями вследствие переноса их в атмосфере в планетарном масштабе.// Мониторинг фонового загрязнения природных сред. Л. 1986. Вып. 3 . С.100-197.

Виноградов М.Е., Сапожников В.В., Шушкина Э.А. Экосистема Чёрного моря. М. Наука, 1992, 112 с.

Гидрология и гидрохимия морей. том 1У. Черное море, вып. 3. Современное состояние загрязнения вод Черногоморя.// Севастополь, Экоси-Гидрофизика.- 1996. 230с.

Головина А.И., Левшин Л.В. Химический люминисцентный анализ неорганических веществ. М.: Химия, 1978. 320с.

Грель Е.В., Рябинин А.И. Моделирование процессов деструкции и переноса хлорированных углеводородов в условиях Черного моря// Тр.ГОИН. 1978.- Вып.145. С.71-78.

Грушко Я.М. Вредные органические соединения в промышленно-сточных водах. Л.: Химия, 1982. 216 с.

Гулин С.Б., Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Жерко Н.В., Стокозов Н.А. Реконструкция хронологиипоступления цезия −137 и хлорорганических загрязнений в глубоководные донные отложения западной части Черного моря.(с 1940-х по 1990 годы). // Доповіді Національной академії наук України- 1995. №1 С. 93-96.

Дрейк Ч., Имбри Дж., Кнаце Дж., Турекиан К. Океан сам по себе и для нас. М.: Прогресс, 1982, 470 с.

Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Кулебакина Л.Г., Стокозов Н.А., Евтушенко Д.Б. Модель крупномасштабного загрязнения Черного моря долгоживущими радионуклидами цезием −137 и строцием −90 в результате аварии на ЧАЭС/ Водные ресурсы. 1993. т.20. №3, С.326-330.

Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Освас И., Стокозов Н.А., Гулин С.Б., Мирзоева Н.Ю. Радиоэкологический отклик Черного моря на Чернобыльскую ядерную аварию в отношении долгоживущих радионуклидов цезия -137 и стронция -90// Морской экологический журнал. 2002, 1, №1, C.5-15.

Егоров В.Н., Поликарпов Г.Г., Светашева С.К. Загрязнение Черного моря ртутью с речным стоком и способность его вод к самоочищению в результате протекания биогеохимических циклов.// Матер. Междунар.конф. Оценка расположенных на суше источников загрязненгия морей, омывающих государства СНГ.- Севастополь, 1992, С.61-62.

Еремеев В.Н. Иванов Л.М. Трассеры в океане: Параметризация переноса, численное моделирование динамики. Киев.- Наукова думка, 1987, - 145с.

Иванов В.А., Показеев К.В., Шрейдер А.А. Основы океанологии. Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика». 2005, 446с.Изд-во МГУ, 1987. 92 с.

Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л: Гидрометеоиздат, 1989, 528c.

Кашинцев М.Л., Степаненко Б.С., Анисова С.Н. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) вредных веществ для вод рыбохозяйственных водоемов. М., Изд.ВНИРО, Главрыбвод. 1990. 46с.

Лазарев А.А., Показеев К.В., Шелковников Н.К. Физико-химическая неоднородность поверхности океана и поверхностные волны. Часть 1. М.:

Методы и средства борьбы с нефтяными загрязнениями вод Мирового океана. Проблемы химического загрязнения вод Мирового океана.//Под ред. М.П. Нестеровой. Л.: Гидрометеоиздат, 1989. 206 с.

Михайлов В.И. Поверхностный микрослой Мирового океана. (гидрохимические и физические особенности) Санкт-Петербург, Гидрометеоиздат, 1992. 276с.

Орлова И.Г. Хлорированные углеводороды в морских экосистемах. Санкт-Петербург, Гидрометеоиздат, 1992, 107с.

Практическая экология морских регионов. Чёрное море. Киев, Наукова Думка, 1990, 251 с.

Ревель П., Ревель Ч.,1995. Среда нашего обитания. Кн. 3. Загрязнения воды и воздуха. М.: Мир, 1995.296 с.

Руководство по методам химического анализа морских вод- Л.Гидрометео-издат. 1977. 204 с.

Совга Е.Е. Загрязняющие вещества и их свойства в природной бреде.// Севастополь, Экоси-гилрофизика, 2005. 237 с.

Совга Е.Е., Жоров В.А. Анализ основный классов органических соединений РОВ и их поведение в эстуариях рек. Морской гидрофизический журнал. №2, 1998, С. 52-57.

Совга Е.Е., Жоров В.А., Богуславский С.Г. Основные закономерности процессов седиментации взвешенного органического вещества в мелководных зонах морей умеренных широт.// Морской гидрофизический журнал. №6. 1998, С. 60-64.

Хорн Р. Морская химия (структура воды и химия гидросферы) М: Изд. Мир.1972, 399c.

Содержание

ІАСТЬ 1. ОБЩИЕ ПРЕДСТАВЛЕНИЯ О ЗАГРЯЗНЕНИИ МИРОВОГО ОКЕАНА	3
Органическое вещество в водах морей и океанов	22
Радиоактивное загрязнение вод Мирового океана	
Поверхностные загрязнения	
Нефть в океане	

ЗАГРЯЗНЕНИЕ МИРОВОГО ОКЕАНА

Морские экосистемы	41
ЧАСТЬ 2.	
УРОВЕНЬ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОД ЧЕРНОГО МОРЯ	58
Общая океанографическая характеристика Черного моря	58
Гидрофизические характеристики экосистемы глубоководной части Чёрного	
моря	52
Гидрохимические характеристики	
Растворённое и взвешенное органическое вещество	57
Верхняя граница сероводородных вод и тенденции к изменению глубины их за	-
легания	
Биотические характеристики (макропланктон)	
Мелководная часть Чёрного моря. Северо-западный шельф	72
Уровни загрязнения Черного моря	86
Нефть и нефтепродукты	86
Полиароматические углеводороды10	00
Хлорированные углеводороды10	06
Тяжелые металлы и токсичные химические элементы	
Радиоактивное загрязнение вод Черного моря	39
Экологический мониторинг	
Литература1	
Содержание	

ЗАГРЯЗНЕНИЕ МИРОВОГО ОКЕАНА. УЧЕБНОЕ ПОСОБИЕ.

Иванов В.А., Показеев К.В., Совга Е.Е.

ЛР № ??? Подписано в печать Объем ?? п.л. Тираж 100 экз.

Физический факультет МГУ 119899, Москва, Воробьевы горы, МГУ им. М.В. Ломоносова