

КАЧЕСТВО И ОХРАНА ВОД, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ

УДК 579.26.266

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ В РЕКАХ АМУР И СУНГАРИ ПОСЛЕ ТЕХНОГЕННОЙ АВАРИИ В КИТАЕ В 2005 г.

© 2009 г. Л. М. Кондратьева*, Н. К. Фишер*, Н. В. Бердников**

*Институт водных и экологических проблем

Дальневосточного отделения Российской академии наук

**Институт тектоники и геофизики Дальневосточного отделения Российской академии наук

680000 Хабаровск, ул. Ким-Ю-Чена, 65

Поступила в редакцию 11.03.2008 г.

Рассматриваются результаты микробиологического мониторинга изменения качества воды в реках Амур и Сунгари после техногенной аварии в ноябре 2005 г. в провинции Цзилинь (КНР). Методом биоиндикации показано более раннее поступление разнообразных загрязняющих веществ в р. Амур со стоком р. Сунгари: низкомолекулярные летучие производные бензола поступали 28 ноября–2 декабря; производные нафталина 29 ноября–7 декабря; нитробензол и высокомолекулярные полиароматические углеводороды 15–23 декабря 2005 г. Основная масса загрязняющих веществ распространялась вдоль правого берега. Наиболее чувствительными к суммарному загрязнению токсичными веществами оказались нитрифицирующие бактерии, особенно в придонных слоях воды. В зоне влияния р. Сунгари амурская вода оценивалась IV–V классом качества и относилась к категории “загрязненная” и “грязная”. Низкое качество воды в р. Амур сохранялось в течение 9 мес. на всем протяжении от устья р. Сунгари до г. Хабаровска.

Р. Амур входит в десятку крупнейших рек мира, занимает третье место в Российской Федерации по длине и четвертое по площади бассейна. Ее бассейн охватывает территории трех стран – России, Китая и Монголии (54, 44 и 2% территории бассейна соответственно). Амур – крупнейшая трансграничная река России. На российской части бассейна проживает ~5, а на китайской ~100 млн. человек. Важную роль в загрязнении р. Амур играет правобережный приток – р. Сунгари, по берегам которой расположено >100 предприятий нефтехимической и целлюлозно-бумажной промышленности, машиностроения, интенсивно развивается сельское хозяйство. Выше устья р. Сунгари также интенсивно осваивается китайское правобережье р. Амур.

В последнее 10-летие на участке Нижнего Амура резко ухудшилась экологическая ситуация. Так, в 1996 г. вводился запрет на использование воды и рыбы из р. Амур в Ульчском и Нанайском районах в период ледостава из-за резкого ухудшения их органолептических показателей [3]. В 1997 г. принято постановление главы администрации Хабаровского края об изучении механизмов образования токсичных веществ, вызывающих загрязнение воды и отравление рыбы на Нижнем Амуре. С 2002 г. Хабаровский край совместно с Еврейской Автономной обл. и провинцией Хейлуцзян (КНР) проводят совместный российско-китайский мониторинг качества вод в реках Амур и Уссури. Проведенные исследования показали относительную чистоту воды в р. Уссури по сравнению с р. Амур [1].

Согласно традиционным гидрохимическим исследованиям р. Амур хронически загрязняется ниже устья р. Сунгари ионами аммония, нитритами, нитратами, фосфатами [13]. Со стоком р. Сунгари поступают растворенные и взвешенные органические вещества (ОВ), токсичные элементы и стойкие ОВ [3, 6]. Различные классы ОВ долгое время определялись по интегральным показателям химического и биологического потребления кислорода (ХПК, БПК), по суммарному содержанию летучих с паром фенолов (реакция с 4-аминоантипирином) и комплексному определению углеводов. Начиная с 1997 г. трансграничное загрязнение р. Амур азотсодержащими ОВ и фенольными соединениями различного генезиса исследуется микробиологическими методами [4, 5]. Установлено, что в результате трансграничного загрязнения в зоне влияния р. Сунгари в пробах воды, отобранных на фарватере, общая численность микроорганизмов увеличивается в декабре в 12, в январе в 230, а в марте в начале таяния льдов – в 600 раз [5].

Согласно исследованиям, проведенным в 2002–2005 гг. с использованием спектральных и хроматографических методов, со стоком р. Сунгари поступают различные токсичные вещества (пестициды, полиароматические углеводороды (ПАУ), ионы тяжелых металлов), которые аккумулируются гидробионтами и мигрируют по трофическим цепям. Микропримеси токсичных веществ, с трудом определяемые в водной среде, могут в достаточно высоких количествах накапливаться в донных отло-

жениях (ДО), гидробионтах, включая рыбу, и представлять угрозу как для воспроизводства рыбных ресурсов, так и для здоровья населения [3].

Трансграничное загрязнение р. Амур, вызванное аварией на нефтехимическом заводе в провинции Цзилинь в ноябре 2005 г., привело к обострению и без того сложной экологической обстановки на Нижнем Амуре. Вследствие аварии в р. Сунгари поступило ~100 т нитробензола (НБ) с примесями бензола, анилина, ксилола, толуола. Согласно информации, поступившей по специально организованной горячей линии для населения приграничных районов, концентрация нитробензола в р. Сунгари составляла ~500 предельно допустимых концентраций (ПДК) по китайским нормативам.

Накануне поступления нитробензольного загрязнения с 24 ноября 2005 г. был начат микробиологический мониторинг качества воды в р. Амур, а в марте 2006 г. впервые проведены микробиологические исследования качества воды в р. Сунгари. Это был единственный гидробиологический метод, позволивший дать сравнительную оценку последствий техногенного загрязнения для одноклеточных гидробионтов рек Амур и Сунгари в период ледостава. Самостоятельные исследования по аккумуляции летучих производных бензола в рыбе были проведены российскими специалистами только в р. Амур [2].

В настоящей работе приводятся результаты микробиологических исследований качества воды в реках Амур и Сунгари в период ледостава после техногенной аварии в КНР. Анализируются ответные реакции бактериопланктона, его различных эколого-физиологических групп, участвующих в процессах аммонификации и нитрификации на поступление сложной смеси ОВ; сравнивается сезонная динамика численности микробных комплексов, отвечающих за самоочищение водных экосистем.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Накануне поступления в р. Амур загрязненных водных масс со стоком р. Сунгари выяснилось, что ни одна из краевых лабораторий как специально уполномоченных государственных органов, так и ведомственных предприятий не были готовы к контролю содержания НБ и других индивидуальных летучих ароматических соединений [1]. В институте тектоники и геофизики ДВО РАН была разработана экспресс-методика определения концентрации НБ в воде. Экстракция НБ растворителями была заменена прямым вводом анализируемой воды непосредственно в петлю-дозатор хроматографа LC-20А фирмы Shimadzu (Япония), что значительно сократило время проведения анализов при большом объеме отбираемых проб воды [2].

Только 11 декабря 2005 г. была подписана Программа совместного российско-китайского мониторинга качества воды в р. Амур, которая позволяла

отбирать пробы воды возле китайского правого берега. Определены совместные створы для отбора проб воды в районе сел Нижнеленинское, Петровское (130 км от г. Хабаровска) и Нижнеспаское. Контрольный створ был расположен в 20 км выше устья р. Сунгари. В момент прохождения загрязненных НБ водных масс отбор проб в р. Амур осуществлялся совместно российскими и китайскими специалистами до 8 раз в сутки: у правого, левого берегов и на середине реки; у поверхности льда и в придонном слое. В феврале 2006 г. была подписана дополнительная Программа совместного российско-китайского мониторинга рек Сунгари и Амур. Согласно этой Программе в марте 2006 г. осуществлен совместный отбор проб воды, ДО и льда в р. Сунгари выше городов Харбин, Цзямусы, Тунцзян (китайская сторона не дала согласия на отбор проб ниже по течению); в р. Амур – фоновый створ (20 км выше устья р. Сунгари), с. Нижнеленинское; у городов Фуюань, Хабаровск, Комсомольск-на-Амуре (рис. 1).

В наших исследованиях для оценки качества воды в р. Амур до и после поступления НБ со стоком р. Сунгари были использованы микробиологические методы, основанные на определении численности жизнеспособного бактериопланктона и отдельных эколого-физиологических групп микроорганизмов путем посевок природной воды на агаризованные селективные среды методом предельных разведений [4]. Количество микроорганизмов выражали в колонии образующих единицах (КОЕ/мл). Численность жизнеспособных гетеротрофных бактерий (ГБ) определяли на рыбо-пептонном агаре, разбавленном в 10 раз (РПА : 10), аммонифицирующих бактерий (АМБ) – на РПА. Нитрифицирующих микроорганизмов (НМ), усваивающих аммонийный азот, учитывали на крахмал-аммиачном агаре (КАА): растворимый крахмал – 10; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 2; K_2HPO_4 – 1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 1; NaCl – 1; CaCO_3 – 3; агар-агар – 15 г/л. Численность микроорганизмов группы ферролрезистентных и фенолокисляющих бактерий (ФРБ/ФОБ) определяли на минеральной среде следующего состава: KNO_3 – 1; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.2; K_2HPO_4 – 1; NaCl – 1; фенол – 1; агар-агар – 20 г/л. Численность ФРБ/ФОБ может увеличиваться в воде, льдах и ДО в случае загрязнения этих компонентов экосистем фенольными соединениями природного и техногенного происхождения, а также при поступлении сточных вод, которые содержат ароматические соединения. Классификацию качества воды проводили согласно [12] по численности аэробных органотрофных бактерий, вырастающих на РПА при 20–23°C в течение 7 сут.

Для выявления потенциальной активности микробных комплексов (МК) по отношению к лабильным ОВ в качестве субстратов использовали глюкозу и пептон, по отношению к ароматическим соединениям – фенол, бензол, нафталин и фенантрен. Активность МК определяли по изменению оптиче-



Рис. 1. Места отбора проб воды в реках Амур и Сунгари. 1 – населенные пункты; 2 – места отбора проб; 3 – место аварии на нефтехимическом заводе.

ской плотности (ОП) культуральной жидкости на КФК-52М при 490 нм через 7 сут. Потенциальную возможность трансформации стойких ПАУ и утилизации моноароматических соединений определяли по изменению цветности водной среды при 400 нм и ОП при 490 нм в течение длительного времени – от 2 недель до 3 мес. Культивирование МК проводили на минеральной среде М9 следующего состава: KH_2PO_4 – 1.33; K_2HPO_4 – 2.67; NH_4Cl – 1; Na_2SO_4 – 2; KNO_3 – 2; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.001; $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ – 0.1 г/л. В пробирки с 10 мл минеральной

среды М9 добавляли лабильные источники С (1 мл 2%-ной глюкозы или пептона), в качестве инокулянта вносили 1 мл природной воды. При исследовании трансформации ПАУ в большие пробирки наливали 20 мл среды, стерилизовали, затем в горячую среду вносили по 20 мг нафталина или фенантрена, после охлаждения инокулировали 2 мл природной воды. Активность МК по отношению к фенолу и бензолу определяли по той же схеме, добавляя 2 мл 1%-ного раствора фенола и 0.2 мл бензола соответственно.

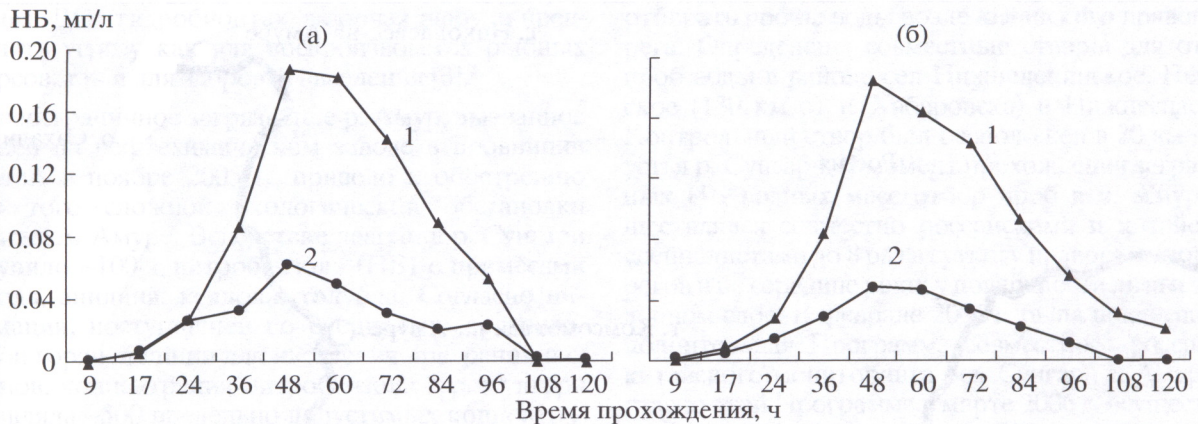


Рис. 2. Динамика изменения концентрации НБ в поверхностных (а) и придонных (б) водах р. Амур (с. Нижнеленинское) с 15 по 18 декабря 2005 г. 1 – правый берег, 2 – середина реки.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Ответная реакция гидробионтов на загрязнение среды обитания может быть мгновенной в виде летального исхода в зависимости от уровня их организации и резистентности к токсикантам [8]. Менее очевиден токсикологический эффект от хронического загрязнения низкими концентрациями поллютантов. Изучение ответных реакций организмов на изменение экологических факторов необходимо для оценки долговременных последствий антропогенного воздействия на водные экосистемы [7].

Для адекватной оценки последствий загрязнения водных экосистем, предотвращения экологического риска для рыбных ресурсов и ущерба здоровью населения предлагаются разнообразные методы оценки качества воды, включая биоиндикацию, традиционные гидрохимические, современные спектральные и хроматографические исследования. В качестве биоиндикаторов состояния водных объектов широко используются различные группы организмов: фитопланктон, зоопланктон, зообентос, рыба и микроорганизмы [11]. Однако, наиболее быстрые ответные реакции на загрязнение экосистем различными поллютантами проявляют микробные комплексы.

Согласно нашим исследованиям, динамика численности МК р. Амур полностью отражала распределение токсичных веществ, поступивших со стоком р. Сунгари после техногенной аварии по продольному и поперечному профилям реки. Наиболее яркие ответные реакции МК были отмечены вдоль правого берега ниже устья р. Сунгари, где перемещались водные массы с максимальной концентрацией загрязняющих веществ (ЗВ), включая НБ.

Особенности загрязнения воды НБ и другими токсичными веществами

После техногенной аварии в бассейне р. Сунгари НБ выступал в качестве маркера перемещения общего фронта загрязнения в связи с его высокими концентрациями, инертностью разбавления и низкой скоростью трансформации в зимнее время. Несмотря на имеющиеся данные о скорости перемещения загрязненных водных масс и их общую протяженность по р. Сунгари (~100–150 км), прогноз выхода сунгарийских вод, загрязненных НБ, постоянно уточнялся. Поэтому мониторинг качества воды был начат заранее (24 ноября 2005 г.). В первых числах декабря загрязненные НБ воды находились на расстоянии >500 км от устья р. Сунгари, его максимальная концентрация составляла 0.45–0.50 мг/л. В устьевой зоне р. Сунгари снижение концентрации НБ произошло только в 2 раза.

Согласно анализам, проведенным методом жидкостной хроматографии, НБ был зарегистрирован в р. Амур ниже устья р. Сунгари в районе с. Нижнеленинское 16 декабря 2005 г. возле правого берега в придонных слоях воды (0.005 мг/л) фактически спустя месяц после техногенной аварии в КНР (13 ноября 2005 г.). Самая высокая концентрация НБ, зафиксированная 18 декабря в одной из проб, составляла 0.209 мг/л [2]. Согласно имеющимся нормативным требованиям, эта концентрация была порядка 1 ПДК для питьевой воды и ~20 ПДК для водных объектов рыбо-хозяйственного назначения [9, 10]. Общая продолжительность продвижения загрязненных НБ водных масс вдоль правого берега в приустьевой зоне р. Сунгари составляла 5 сут. Возле левого берега НБ отсутствовал (рис. 2).

Максимальные концентрации НБ в амурской воде ниже устья р. Сунгари фиксировались преимущественно возле правого берега (табл. 1). Через 110 км (с. Петровское) его концентрация составляла 0.138 мг/л. В районе с. Нижнеспасское (46 км от

Таблица 1. Максимальные концентрации НБ в воде р. Амур на различных участках

Место отбора проб	Локализация	Дата	Максимальная концентрация, мг/л
с. Нижнеленинское	Поверхность, вблизи правого берега	18.12.05	0.209
с. Петровское	Поверхность, вблизи правого берега	21.12.05	0.138
с. Нижнеспасское	Поверхность, от правого берега до середины	24.12.05	0.079
г. Хабаровск	Поверхность, вблизи левого берега	24.12.05	0.05
с. Малмыж	Придонные воды, середина реки	31.12.05	0.028
г. Комсомольск-на-Амуре	Возле правого/левого берегов	3.01.06	0.019/0.020

г. Хабаровска) загрязнение распространилось до левого берега (0.064 мг/л) с максимумом 0.079 мг/л возле правого берега. Зона с максимальными концентрациями НБ 24 декабря 2005 г. распространялась на участке с. Нижнеспасское – г. Хабаровск, составляя ~50 км. Ниже г. Хабаровска область загрязнения НБ постепенно распределилась по всей ширине реки. Поэтому в районе г. Комсомольска-на-Амуре 6 января 2006 г. концентрации НБ в пробах воды составляли возле правого и левого берегов соответственно 0.019 и 0.020 мг/л. Последние пробы воды были проанализированы 13 января 2006 г. в низовье Амура в районе с. Богородское. НБ был зафиксирован только в одной пробе в концентрации 0.001 мг/л, а в остальных пробах его содержание было ниже пределов обнаружения (<0.001 мг/л). С гидрохимической точки зрения можно предположить, что негативное влияние всех токсичных веществ также прекратилось в результате разбавления водных масс. Однако, как показали дальнейшие гидробиологические исследования, техногенная авария имела пролонгированный эффект.

Следует заметить, что динамика распространения загрязнения НБ в р. Сунгари в значительной степени изменилась после спуска воды из водохранилищ за счет увеличения расходов воды. Это отразилось на скорости прохождения фронта загрязнения мимо населенных пунктов в КНР, которая увеличилась в 2.5 раза и сохранялась на участке от г. Цзяму-сы до низовий р. Сунгари (г. Тунцзян) в пределах 1.26–1.48 км/ч. Спуск воды из водохранилищ для разбавления концентраций аварийных сбросов повлиял, на взгляд авторов, не только на гидрологические характеристики р. Сунгари. Эти мероприятия значительно расширили список ОВ в воде р. Сунгари, так как в результате произошло дополнительное загрязнение ОВ различного генезиса, которые были сконцентрированы в придонных слоях и в ДО водохранилищ. Принимая во внимание, что китайской стороной проводилось хлорирование сунгарийских вод в районе г. Харбина, поступление дополнительных ОВ могло стать предпосылкой образования хлорорганических веществ непосредственно в самой реке. Действительно, при выходе фронта загрязнения со стоком р. Сунгари в амурской воде в районе

с. Нижнеленинское были обнаружены хлороформ, тетрахлорметан и различные хлорпроизводные бензола [1]. Содержание хлороформа было максимальным в придонных слоях воды. Это может быть связано с седиментацией взвешенных веществ, в состав которых входили хлорорганические соединения. В придонных водах на середине реки концентрация хлороформа была в 48 раз выше, чем в поверхностных водах. Эти вещества могли в значительной степени повлиять на структуру и сокращение численности микробных комплексов р. Амур в поверхностных и в придонных слоях воды.

Структура и активность микробных комплексов р. Амур накануне поступления нитробензольного загрязнения (ноябрь–декабрь 2005 г.)

Микробиологический мониторинг на основе исследования ответных реакций МК на загрязнение водной среды ОВ различного строения был начат 24 ноября 2005 г., он позволил выявить наиболее ранний выход ЗВ со стоком р. Сунгари, по сравнению с маркерным соединением – НБ. Микробиологические исследования показали, что в период со 2 по 4 декабря 2005 г. произошло не только снижение численности жизнеспособного бактериопланктона, но и существенные изменения в структуре МК (рис. 3).

2 декабря 2005 г. было зарегистрировано увеличение разнообразия морфотипов бактериальных колоний, особенно в поверхностных водах (до 10 типов), по сравнению с предыдущими днями (5–7 морфотипов). Затем на всем участке наблюдения от с. Нижнеленинское до с. Нижнеспасское накануне официально зарегистрированного выхода загрязнения НБ (15 декабря 2005 г.) разнообразие морфотипов бактериальных колоний резко сократилось до 2–3 типов (рис. 4).

Сложная динамика численности микроорганизмов группы ФРБ/ФОБ (рис. 3б) свидетельствует о поступлении со стоком р. Сунгари разнообразных ароматических соединений. На первом этапе при низких концентрациях фенольных соединений 4 декабря 2005 г. было зарегистрировано резкое увеличение численности этой группы в придонных водах

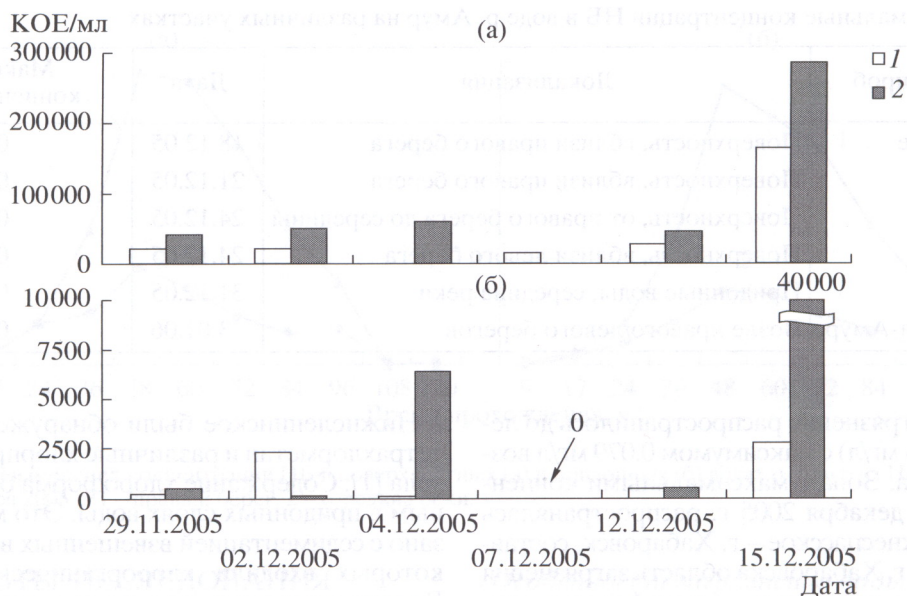


Рис. 3. Динамика численности жизнеспособных ГБ (а) и бактерий группы ФРБ/ФОБ (б) в р. Амур в районе с. Нижнеленинское в 2005 г. накануне выхода загрязненных НБ сунгарийских вод.



Рис. 4. Изменение количества морфотипов колоний ГБ в поверхностных 1 и придонных 2 слоях воды в районе с. Нижнеленинское с 27 ноября по 15 декабря 2005 г.

(в 14 раз). По сравнению с 29 ноября 2005 г. их численность увеличилась со 145 до 6273 КОЕ/мл воды. В момент начала регистрации загрязнения НБ (15 декабря 2005 г.) численность ФРБ/ФОБ на середине реки ниже устья р. Сунгари в придонных слоях составляла >40 тысяч КОЕ/мл, тогда как в зоне высоких концентраций НБ возле правого китайского берега их численность была минимальной. Судя по маркеру НБ (рис. 2), вдоль правого берега перемещались водные массы с высоким содержанием токсичных веществ, которые оказались губительными даже для фенолрезистентных бактерий. Вероятно, потенциал устойчивости этой группы бактерий к техногенным соединениям оказался довольно низким по следующим причинам: либо в воде присутствовали высокотоксичные соединения, которые ранее в р. Амур не поступали и микроорганизмы оказались к ним не адаптированными, либо это был

результат комбинированного воздействия всей суммы ЗВ, поступивших со стоком р. Сунгари.

Летучие токсичные вещества, которые поступили в р. Амур раньше НБ, значительно повлияли на органолептические показатели качества воды – у нее появился резкий химический запах. Они оказали негативное влияние на самоочищающий потенциал реки. Прежде всего, это отразилось на структуре МК, участвующих в цикле N. По сравнению с серединой реки, вдоль правого берега ниже устья р. Сунгари (с. Нижнеленинское) в поверхностных и придонных слоях воды резко упала численность аммонифицирующих и нитрифицирующих микроорганизмов (рис. 5). Ниже по течению реки в 130 км от Хабаровска такая ситуация уже не наблюдалась. Это может быть связано со снижением концентрации маркерного НБ и других токсичных веществ. Градиент концентраций токсич-

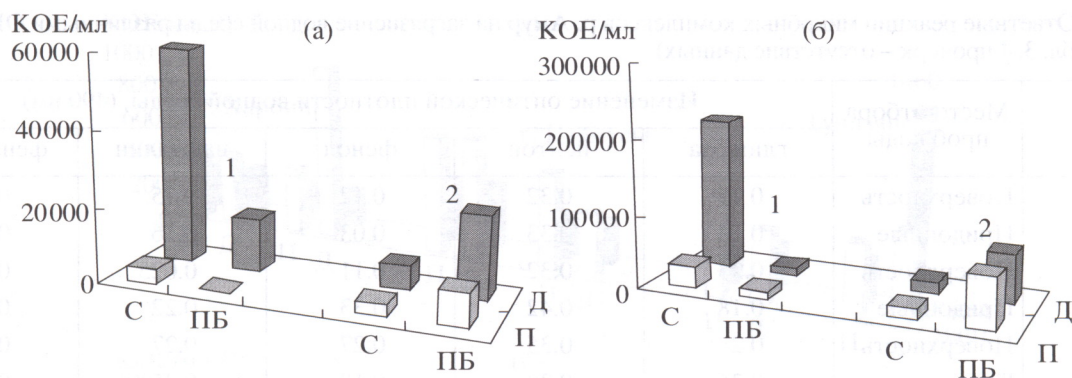


Рис. 5. Численность аммонифицирующих (а) и нитрифицирующих (б) микроорганизмов в воде р. Амур в районе с. Нижнеленинское (15.12.2005) и в районе 130 км от г. Хабаровска (17.12.2005) накануне максимального загрязнения НБ. П – поверхностные воды, Д – придонные воды; С – середина реки, ПБ – возле правого берега. 1 – с. Нижнеленинское, 2 – 130 км от г. Хабаровска.

ных веществ и набор органических поллютантов на середине реки и возле правого берега нашли свое отражение в повышенной численности микроорганизмов в придонных слоях воды. Вероятно, на середине реки в придонных слоях воды происходила седиментация большого разнообразия N-содержащих ОВ на фоне пониженных концентраций токсикантов. Дальнейшие исследования показали, что после прохождения нитробензольного фронта вдоль правого берега произошло загрязнение ДО различными ОВ, включая производные бензола [1].

Наиболее чувствительными оказались НМ, которые были представлены только одним морфотипом колоний. Вероятно, под влиянием суммарного загрязнения произошел селективный отбор наиболее устойчивой формы, которая присутствовала в придонных слоях, где по результатам наблюдений была сосредоточена основная масса ЗВ. Резкое снижение численности НМ под влиянием токсикантов является предпосылкой для накопления в водной среде нитритов, предшественников канцерогенных нитрозоаминов.

Кроме структурных преобразований, в МК р. Амур было отмечено изменение активности по отношению к различным источникам С. Так, активность МК по отношению к биохимически лабильным ОВ (глюкозе и пептону) отмечалась в течение всего периода мониторинга. Наиболее активно утилизировали фенол МК из поверхностных вод, отобранных в районе с. Нижнеленинское 2 декабря 2005 г., когда произошла их существенная перестройка в связи с селективным отбором устойчивых к фенольному загрязнению бактерий. Бензол не использовался для роста микроорганизмов. В этот же период была отмечена повышенная активность по отношению к низкомолекулярному представителю ПАУ – нафталину. С 4 декабря 2005 г. снизилась активность микроорганизмов по отношению к фенолу, а с 7 декабря – к нафталину. Вероятно, именно

в этот период происходили изменения концентраций ЗВ в сторону их увеличения. К моменту регистрации загрязнения НБ в придонных слоях активизировалась деятельность микроорганизмов по отношению к высокомолекулярному трехциклическому ПАУ – фенантрону (табл. 2). Факт поступления стойких ПАУ со стоком р. Сунгари был подтвержден методом хроматомасс-спектрометрии [6].

Исследования активности МК по отношению к различным источникам С (глюкоза, пептон, бензол, фенол, нафталин и фенантрен), а также анализ изменения их структуры показали, что фронт техногенного загрязнения поступил в р. Амур в начале декабря 2005 г. Согласно модельным экспериментам, коренные перестройки в структуре и активности МК в зоне влияния р. Сунгари происходили в первых числах декабря, намного раньше появления маркерного токсиканта – НБ. Среди токсичных веществ присутствовали ароматические соединения различной структуры, включая стойкие ПАУ, которые содержатся в сточных водах нефтеперерабатывающих заводов.

По отношению к ПАУ максимальную активность проявляли микробные комплексы придонных вод (с 28 ноября по 2 декабря 2005 г.). Вероятно, основная масса этих углеводородов начала распространяться с придонными водами, а затем они поступили в верхние слои воды. С 12 декабря при появлении других токсикантов, ингибирующих процессы трансформации ПАУ, рост МК из придонных и поверхностных слоев воды на нафталине прекратился. Однако, 15 декабря при участии придонных МК наблюдалась трансформация фенантрена и продукты его метаболизма использовались в качестве единственного источника С для накопления биомассы.

Таблица 2. Ответные реакции микробных комплексов р. Амур на загрязнение водной среды различными ОВ в 2005 г. (здесь и в табл. 3, 4 прочерк – отсутствие данных)

Дата	Место отбора проб воды	Изменение оптической плотности водной среды, (490 нм)				
		глюкоза	пептон	фенол	нафталин	фенантрен
24.11	Поверхность	0.19	0.32	0.12	0.15	0.025
	Придонные	0.18	0.33	0.03	0.16	0.055
28.11	Поверхность	0.23	0.32	0.11	0.025	0.045
	Придонные	0.18	0.42	0.33	0.22	0.03
29.11	Поверхность	0.2	0.35	0.27	0.27	0.03
	Придонные	0.26	0.38	0.18	0.25	0.02
2.12	Поверхность	0.29	0.39	0.48	0.30	0.03
	Придонные	0.23	0.43	0.07	0.20	0.01
4.12	Поверхность	0.23	0.37	0.02	0.23	0.03
	Придонные	0.19	0.36	0.025	0.13	0.02
7.12	Поверхность	0.37	0.39	0.03	0.15	0.02
12.12	»	0.42	0.27	0.015	0.015	0.04
	Придонные	0.35	0.34	0.02	0.015	–
15.12	Поверхность	–	–	–	–	0.07
	Придонные	–	–	–	–	0.17

Экологическая ситуация в реках Амур и Сунгари после техногенной аварии (март, май 2006 г.)

Проведенные микробиологические исследования р. Сунгари в период ледостава показали, что характер загрязнения существенно изменялся на различных участках реки. Максимальная численность жизнеспособного бактериопланктона, растущего на РПА:10, характерна для придонных вод выше г. Харбин возле правого берега (966667 КОЕ/мл). Их численность была практически в 3 раза больше, чем в поверхностных подледных слоях воды (рис. 6). Это говорит об активной седиментации ОВ, поступающих с выше расположенных участков. Выше г. Цзямусы наиболее активные микробиологические процессы наблюдались возле левого берега (поверхностные и придонные воды), далее загрязнение N-содержащими ОВ распространялось до г. Тунцзян практически по всему профилю р. Сунгари.

В мае 2006 г. после ледохода за счет высвобождения токсичных веществ из льда численность жизнеспособных ГБ в р. Сунгари сократилась. Однако в низовье в придонных слоях воды у правого берега г. Тунцзян их численность была довольно высокой (1460000 КОЕ/мл). Этот эффект связан с выносом и седиментацией в низовье р. Сунгари большого разнообразия ОВ, которые в дальнейшем с речным стоком поступали в р. Амур и также распространялись вдоль правого берега.

После ледохода отмечено увеличение численности аммонифицирующих бактерий в придонных слоях воды у левого берега на участке г. Харбин –

г. Цзямусы. В низовье р. Сунгари в поверхностных водах возле левого берега установлена самая высокая численность АМБ (46000 КОЕ/мл), которая может свидетельствовать о загрязнении реки неочищенными коммунальными сточными водами. В мае была отмечена обратная тенденция – к устьевой зоне (г. Тунцзян) численность АМБ снижалась как в поверхностных, так и в придонных слоях воды.

В марте высокая численность нитрифицирующих микроорганизмов была характерна для придонных вод на участке г. Харбин – г. Цзямусы. Активизация этой группы бактерий может быть связана не только с поступлением сточных вод, содержащих мобильные ОВ, но и других веществ, имеющих в своем составе нитрогруппы. Особенно высокая численность НМ отмечена у правого берега в придонных слоях воды выше г. Харбин (188000 КОЕ/мл) и г. Цзямусы (467667 КОЕ/мл).

Следует отметить снижение численности НМ на многих участках реки после ледохода как в поверхностных, так и в придонных слоях воды. Такая экологическая ситуация может быть связана с высвобождением из льда и ДО тех же токсичных веществ, которые вызвали ингибирование НМ в р. Амур в декабре 2005 г. в момент прохождения загрязненных водных масс. Это еще раз подтверждает повышенную чувствительность нитрифицирующих бактерий к техногенному загрязнению. Согласно тренду численности АМБ и НМ в марте она увеличивалась по направлению к устьевой зоне, а в мае наоборот уменьшалась, что может быть связано с

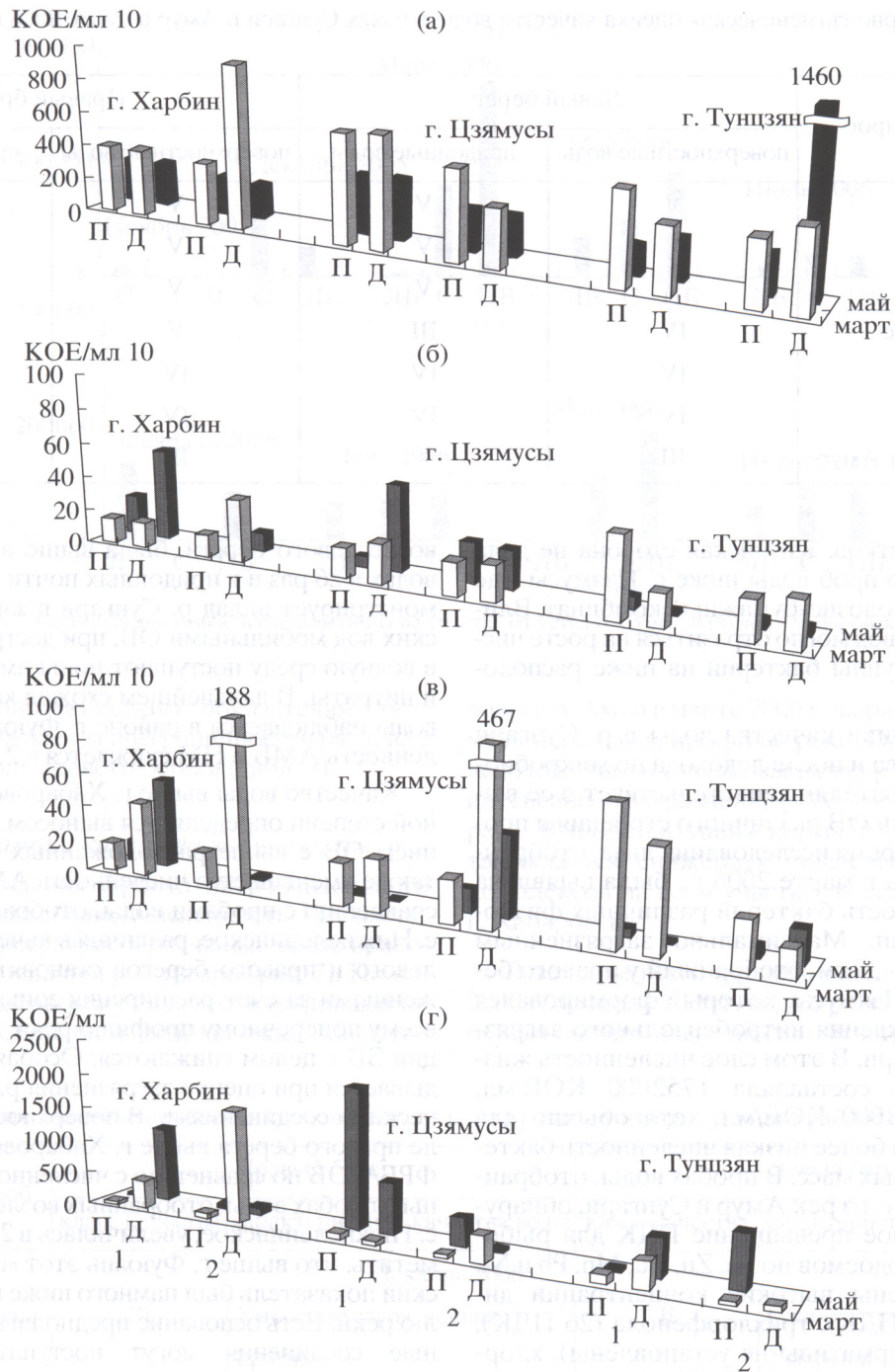


Рис. 6. Численность различных физиологических групп бактерий в р. Сунгари в марте и мае 2006 г. а – ГБ, растущие на РПА:10; б – АМБ; в – НМ; г – группа ФРБ/ФОБ; П, Д – поверхностные и придонные воды соответственно; 1, 2 – левый и правый берега соответственно.

выносом токсичных веществ, аккумулированных во льдах и ДО, в низовье р. Сунгари и далее в р. Амур.

Ответные реакции микроорганизмов группы ФРБ/ФОБ в значительной степени изменялись в зависимости от времени отбора проб воды. До ледохода их высокая численность отмечалась только в придонных слоях воды с максимумом на створе выше

г. Харбин возле правого берега (1680 КОЕ/мл) – это эффект загрязнения ДО ароматическими соединениями различного генезиса.

После ледохода численность ФРБ/ФОБ увеличилась, главным образом, в поверхностных слоях воды, особенно выше г. Цзямусы (2097 КОЕ/мл), за счет выноса фенольных соединений с выше рас-

Таблица 3. Санитарно-гигиеническая оценка качества воды в реках Сунгари и Амур в марте 2006 г. (III–IV – классы качества воды)

Район отбора проб	Левый берег		Правый берег	
	поверхностные воды	придонные воды	поверхностные воды	придонные воды
Выше г. Харбин	V	V	V	V
Выше г. Цзямусы	V	V	V	V
Выше г. Тунцзян	V	V	V	V
с. Нижнеленинское	IV	III	V	IV
г. Фуюань	IV	IV	IV	V
г. Хабаровск	IV	IV	IV	IV
г. Комсомольск-на-Амуре	III	–	III	III

положенных участков. Китайская сторона не дала согласия на отбор проб воды ниже г. Цзямусы, где расположен целлюлозно-бумажный комбинат. Влияние его сточных вод могло отразиться на росте численности этой группы бактерий на ниже расположенных участках.

Анализ динамики качества воды в р. Сунгари в период ледостава и после ледохода по микробиологическим показателям свидетельствует о ее высоком загрязнении ОВ различного строения и происхождения. Во время исследования льда, отобранного в р. Сунгари в марте 2006 г., была выявлена высокая численность бактерий различных физиологических групп. Максимально загрязненным был слой льда 20–39 см, отобранный у правого берега в районе г. Цзямусы, который формировался в момент прохождения нитробензольного загрязнения по р. Сунгари. В этом слое численность жизнеспособных ГБ составляла 1752000 КОЕ/мл, а ФРБ/ФОБ – 48000 КОЕ/мл, хотя обычно для льдов характерна более низкая численность бактерий, чем для водных масс. В пробах воды, отобранных в марте 2006 г. из рек Амур и Сунгари, обнаружено значительное превышение ПДК для рыбохозяйственных водоемов по Fe, Zn, Cu, Mn, Pb и Ni. В воде обнаружены высокие концентрации ди-хлорфенола (30 ПДК), трихлорфенола (26 ПДК), бромфенолов (нормативы не установлены), хлорорганических пестицидов (5 ПДК), бенз(а)пирена (3.7 ПДК), фенантрена, флюорантена и др. (нормативы не установлены). В ДО и во льду также был выявлен целый ряд токсичных веществ: хлороформ, четыреххлористый С, различные ПАУ, ионы тяжелых металлов, бензол, толуол, ксилолы [1].

В марте максимальное загрязнение р. Амур N-содержащими ОВ наблюдалось вдоль правого берега в поверхностных и придонных водах ниже устья р. Сунгари (с. Нижнеленинское, г. Фуюань). В районе с. Нижнеленинское численность АМБ в воде возле правого берега, по сравнению с их численностью

возле левого берега, была выше в поверхностных водах в 26 раз и в придонных почти в 50 раз. Это демонстрирует вклад р. Сунгари в загрязнение амурских вод мобильными ОВ, при деструкции которых в водную среду поступают ионы аммония, нитриты и нитраты. В дальнейшем схожая картина качества воды наблюдается в районе г. Фуюань, однако численность АМБ и НМ снижается в 2.5 раза.

Качество воды выше г. Хабаровска в значительной степени определяется выносом и распространением ОВ с выше расположенных участков. Здесь также уменьшается численность АМБ и НМ, но по сравнению с пробами воды, отобранными в районе с. Нижнеленинское, различия в качестве воды возле левого и правого берегов становятся менее выраженными за счет расширения зоны загрязнения по всему поперечному профилю реки, хотя концентрации ЗВ в целом снижаются. Особая ситуация складывается при оценке загрязнения р. Амур ароматическими соединениями. В поверхностных водах возле правого берега выше г. Хабаровска численность ФРБ/ФОБ по сравнению с численностью этой группы в пробах воды, отобранных возле правого берега с. Нижнеленинское, увеличилась в 21 раз. Важно заметить, что выше г. Фуюань этот микробиологический показатель был намного ниже по всему профилю реки. Есть основание предполагать, что фенольные соединения могут поступать со стоками г. Фуюань либо выступать в качестве продуктов разложения различных предшественников, поступивших с других, выше расположенных участков реки.

Выше г. Комсомольска-на-Амуре наиболее загрязненные воды по микробиологическим показателям были выявлены возле левого берега, что может быть обусловлено влиянием стоков г. Амурска и гидродинамическим перераспределением загрязненных вод, поступающих с выше расположенных участков. Однако по сравнению с качеством воды в районе с. Нижнеленинское и г. Фуюань амурские воды были чище. Сравнительная санитарно-гигиеническая оценка качества воды в реках Амур и Сун-

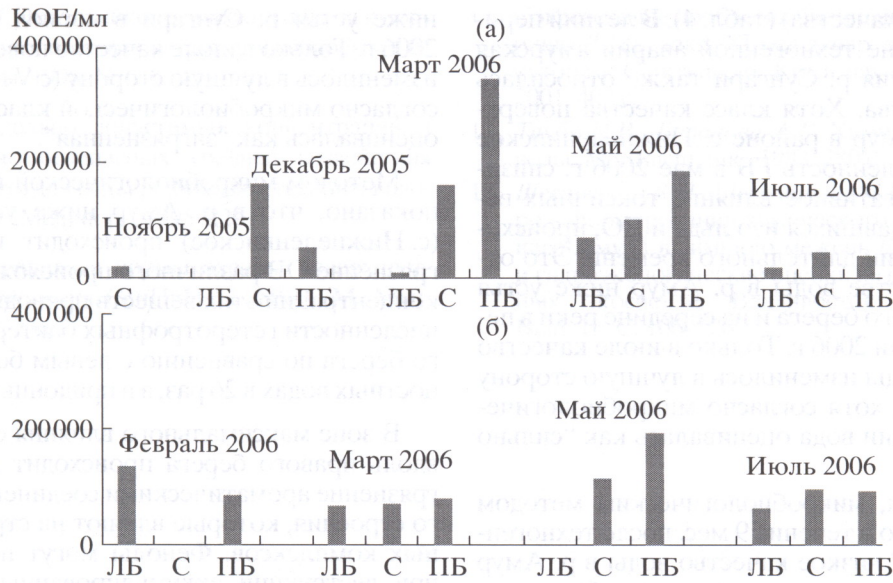


Рис. 7. Сезонная динамика численности ГБ на участке от устья р. Сунгари (а) до г. Хабаровск (б).

гари по микробиологическим показателям, безусловно, подтверждает трансграничное загрязнение амурских вод вдоль правого берега (табл. 3).

Сезонная динамика качества воды в р. Амур

После прохождения фронта нитробензольного загрязнения максимальная численность ГБ, растущих на РПА:10, регулярно отмечалась возле правого берега, в зоне влияния р. Сунгари (рис. 7). По направлению к г. Хабаровску в связи с гидродинамическим перераспределением водных масс качество

воды в р. Амур в марте 2006 г. выравнивалось по всему поперечному профилю реки. Однако в мае после ледохода вновь отмечался вклад р. Сунгари в более интенсивное загрязнение р. Амур вдоль правого берега. В июле ситуация нормализовалась, что подтверждается снижением численности микробных комплексов на всем участке от устья р. Сунгари до г. Хабаровска.

В течение всего периода наблюдений с декабря 2005 г. по июль 2006 г. вода в р. Амур вдоль правого берега оценивалась как сильно загрязненная и гряз-

Таблица 4. Сезонная динамика изменения качества воды в р. Амур ниже устья р. Сунгари в районе с. Нижнеленинское

Место отбора проб	Правый берег		Левый берег	
	класс качества	характеристика качества воды	класс качества	характеристика качества воды
Декабрь 2006				
Поверхностные воды	III	Умеренно загрязненная	II	Слабо загрязненная
Придонные воды	V	Грязная	III	Умеренно загрязненная
Март 2006				
Поверхностные воды	V	Грязная	IV	Загрязненная
Придонные воды	IV	Загрязненная	III	Умеренно загрязненная
Май 2006				
Поверхностные воды	V	Грязная	IV	Загрязненная
Придонные воды	V	Грязная	-	-
Июль 2006				
Поверхностные воды	IV	Загрязненная	IV	Загрязненная
Придонные воды	V	Грязная	-	-

ная (IV, V классы качества) (табл. 4). В летний период 2005 г. накануне техногенной аварии амурская вода в зоне влияния р. Сунгари также относилась к V классу качества. Хотя класс качества поверхностных вод р. Амур в районе с. Нижнеленинское не изменялся, численность ГБ в мае 2006 г. снизилась в 2 раза. Негативное влияние токсичных веществ, высвобождавшихся из льда и ДО, происходило на протяжении длительного времени. Это отразилось на качестве воды в р. Амур ниже устья р. Сунгари у правого берега и на середине реки в период с марта по май 2006 г. Только в июле качество поверхностной воды изменилось в лучшую сторону (с V на IV класс), хотя согласно микробиологической классификации вода оценивалась как “сильно загрязненная”.

Таким образом, микробиологическим методом было показано, что в течение 9 мес. после техногенной аварии в КНР низкое качество воды в р. Амур (IV, V классы) сохранялось вдоль правого берега ниже устья р. Сунгари. Максимальный эффект проявился в марте и мае 2006 г. в результате высвобождения поллютантов из льда и ДО. По направлению к г. Хабаровску загрязнение постепенно распределялось по всей ширине русла реки. Отмечено токсичное влияние НБ и его сопутствующих веществ на функционирование микроорганизмов, отвечающих за самоочищение водных экосистем. Наиболее чувствительными оказались нитрифицирующие бактерии в придонных слоях воды.

ВЫВОДЫ

После техногенной аварии на нефтеперерабатывающем заводе в бассейне р. Сунгари, кроме НБ в р. Амур поступил целый ряд высокотоксичных веществ, которые оказали негативное воздействие на жизнеспособность микроорганизмов, принимающих участие в цикле N. Высокие концентрации НБ и других токсичных производных бензола ниже устья р. Сунгари распространялись с водными массами вдоль правого берега р. Амур, превышая ПДК для водных объектов рыбо-хозяйственного назначения в 2–20 раз в течение 5 сут. По направлению к г. Хабаровску загрязнение постепенно распределялось по всей ширине русла реки. Эти вещества не только выступали в качестве факторов риска для рыбы и бентосных сообществ, а также оказывали негативное влияние на микробные комплексы, участвующие в самоочищении водных экосистем от органических ЗВ.

Рост численности отдельных физиологических групп микроорганизмов в поверхностных слоях воды р. Амур в марте 2006 г. связан с таянием льда в р. Сунгари, а в мае – с ледоходом на р. Амур. Влияние ЗВ, высвобождавшихся из льда и ДО, на бактериопланктон р. Амур происходило на протяжении длительного времени. Это отразилось на качестве воды в р. Амур у правого берега и на середине реки

ниже устья р. Сунгари в период с марта по май 2006 г. Только в июле качество поверхностной воды изменилось в лучшую сторону (с V на IV класс), хотя согласно микробиологической классификации вода оценивалась как “загрязненная”.

Методом микробиологической индикации было показано, что в р. Амур ниже устья р. Сунгари (с. Нижнеленинское) происходит интенсивное загрязнение ОВ различного происхождения. Высокие концентрации этих веществ приводят к увеличению численности гетеротрофных бактерий вдоль правого берега по сравнению с левым берегом в поверхностных водах в 26 раз, а в придонных водах в 50 раз.

В зоне максимального влияния стока р. Сунгари вдоль правого берега происходит хроническое загрязнение ароматическими соединениями различного строения, которые влияют на структуру микробных комплексов. Фенолы могут поступать из ДО при деструкции аккумулярованных полициклических ароматических соединений различного генезиса; со сточными водами нефтеперерабатывающих, целлюлозно-бумажных предприятий, работающих в бассейне р. Сунгари, а также со стоками интенсивно развивающегося китайского г. Фуюань, расположенного на правом берегу р. Амур.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Андриенко С.Н., Бардюк В.В., Веселовская О.В. О реализации комплексных мер по обеспечению экологической безопасности населения Российского Приамурья // Матер. междунар. науч.-практ. конф. в обл. экологии и безопасности жизнедеятельности. Комсомольск-на-Амуре: ГОУВПО “КнАГТУ”, 2006. С. 10–15.
2. Бердников Н.В., Рапопорт В.Л., Рыбас О.В. и др. Мониторинг загрязнения экосистемы р. Амур в результате аварии на химическом заводе в г. Цзилинь (КНР): нитробензол // Тихоокеанская геология. 2006. Т. 25. № 5. С. 94–103.
3. Кондратьева Л.М. Экологический риск загрязнения водных экосистем. Владивосток: Дальнаука, 2005. 299 с.
4. Кондратьева Л.М., Гаретова Л.А., Имранова Е.Л. и др. Микроорганизмы в экосистемах Приамурья. Владивосток: Дальнаука, 2000. 198 с.
5. Кондратьева Л.М., Гаретова Л.А., Чухлебова Л.М. Микробиологическая оценка экологического риска трансграничного загрязнения р. Амур // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже третьего тысячелетия. Томск: Изд-во научно-технической литературы, 2000. С. 332–335.
6. Кондратьева Л.М., Фишер Н.К., Стукова О.Ю., Золотухина Г.Ф. Загрязнение р. Амур полиароматическими углеводородами // Вестн. ДВО РАН. 2007. № 4. С. 17–26.
7. Левич А.П. Биотическая концепция контроля природной среды // Докл. РАН. 1994. Т. 337. № 2. С. 280–286.

8. *Моисеенко Т.И.* Экоотоксикологический подход к нормированию антропогенных нагрузок на водоемы Севера // *Экология*. 1998. № 6. С. 452–461.
9. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. М.: ТОО “Мединор”, 1995. 220 с.
10. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН 2.1.980–00. М.: Минздрав РФ, 2000. 23 с.
11. Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга // Тез. докл. XI междунар. симпозиум по биоиндикаторам. Сыктывкар: Коми науч. центр УрО РАН, 2001. 402 с.
12. *Таубе П.Р., Баранова А.Г.* Химия и микробиология воды. М.: Высш. шк., 1983. 280 с.
13. *Шестеркин В.П., Шестеркина Н.М.* Роль реки Сунгари в формировании химического состава воды Среднего Амура в зимнюю межень // *Биогеохимические и гидроэкологические оценки наземных и пресноводных экосистем*. Владивосток: Дальнаука, 2003. Вып. 13. С. 106–120.