

РОЛЬ ВОДНОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ В ПРОЦЕССАХ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ОТ НЕФТЕПРОДУКТОВ

© 2015 г. В.В. Бондаренко, Н.Б. Сучкова

ФГБОУ ВПО «Уральский государственный университет путей сообщения»,
г. Екатеринбург

Ключевые слова: загрязнение нефтепродуктами, самоочищение водоемов, роль водных растений в биохимическом окислении, катаболический и окислительный метаболизм.



В.В. Бондаренко



Н.Б. Сучкова

Рассмотрены вопросы участия водной растительности в процессах самоочищения водной среды от загрязнения нефтепродуктами. Показана роль растений как в обеспечении благоприятных условий для деструкторов, так и в непосредственном осуществлении процесса деструкции. Отмечено значение погруженной растительности в создании условий, интенсифицирующих окисление нефтепродуктов, а также их роль в трансформации полиароматических углеводов.

ности в создании условий, интенсифицирующих окисление нефтепродуктов, а также их роль в трансформации полиароматических углеводов.

Известно, что водоемы и водотоки обладают буферностью, определенным резервом самоочистительных возможностей, позволяющих разрушать в том числе и токсические вещества антропогенного происхождения. Под самоочищением поверхностных водоемов подразумевается весь комплекс биологических (биоаккумуляция, биотрансформация, биодеградация), физических (сорбция, фазовый переход и др.) и химических (фотолиз, окисление, восстановление, гидратация и др.) процессов, которые обуславливают способность экосистем водоемов освобождаться от загрязнений.

Эффективность проявления процессов самоочищения водных масс от нефтепродуктов зависит от сочетания различных факторов, учитывающих климатические условия, физико-химические, биоценологические, гидрологические и другие показатели среды. Но практически всегда одним из наиболее существенных механизмов самоочищения водных масс водоемов и водотоков от органических веществ является их биохимическое окисление.

Различные звенья биоты имеют свое значение в самоочищении водоемов и водотоков. Что касается водной растительности в процессах самоочищения водных объектов от нефтяного загрязнения, то ее роль многогранна как в обеспечении благоприятных условий для бактериальной деструкции ингридиента, так и в непосредственном участии в этом процессе. Рассмотрим обе стороны.

При поступлении в водные объекты со сточными водами растворенные органические вещества природного и антропогенного происхождения минерализуются благодаря жизнедеятельности, в первую очередь, сапрофитных водных микроорганизмов, фито- и зоопланктона. Для биохимического окисления органических веществ необходимо наличие в воде растворенного кислорода, запасы которого восстанавливаются благодаря процессам реаэрации, а также фотосинтезу в толще воды.

Целостность и функциональность водной экосистемы сохраняется лишь в том случае, если она достаточно многообразна, но даже при этом условии она может быть нарушена при воздействии высокотоксичных соединений. В частности установлено, что нефтяная пленка на поверхности воды, нарушая процессы фотосинтеза, приводит к перестройке биоценозов и существенно влияет на первичную продукцию водоема. Реакция системы живых организмов зависит и от концентрации загрязняющих веществ. Малые концентрации токсических веществ способствуют возникновению буферной системы, нейтрализующей их действие, в то время как большие ее разрушают.

Деструкционная функция биоты водоема оптимизируется при достаточном видовом разнообразии, именно благодаря гетерогенности биоценозов многие труднорастворимые соединения могут подвергаться биодegradации [1]. Отдельный вид организмов может обладать способностью катализировать трансформацию одного соединения в другое, но не обладает ферментативной системой для дальнейшей деградации. Это может быть восполнено вторым (и так далее) организмом с комплементарными катаболическими свойствами, и тогда соединение будет полностью разложено.

Значительным количеством работ [2–8] показано, что высшая водная растительность в большей степени способствует ускорению бактериальной деструкции нефтепродуктов, интенсифицируя формирование гетеротрофной микрофлоры и процесс трансформации нефтепродуктов в водной массе. Растительность является не только механическим фильтром, задерживающим взвешенную и пленочную нефть, но и за счет обилия стеблей способствует повышению плотности бактериального населения, участвующего в процессе разложения нефтепродуктов, а также является поставщиком кислорода, необходимого для жизнедеятельности многих водных организмов и процессов окисления загрязнений [5].

Из всего разнообразия бактериальной микрофлоры в процессах трансформации нефтепродуктов основная роль принадлежит гетеротрофам.

Ниже приведены данные исследований, одной из задач которых было изучение динамики формирования гетеротрофной микрофлоры различными видами водной растительности и динамики трансформации нефтепродуктов во времени с целью выбора биологической загрузки систем доочистки водных масс от нефтепродуктов [6]. Объектом исследований служили биоинженерные системы (БИС) доочистки сточных вод сосредоточенных выпусков и рассредоточенного стока.

Основными критериями выбора загрузки БИС биоокисления нефтепродуктов служили интенсификация процессов трансформации нефтепродуктов в системе доочистки сточных вод и минимизация в ней риска вторичного загрязнения нефтепродуктами. БИС биоокисления нефтепродуктов сосредоточенного стока рассчитаны на постоянное поступление в них сточных вод, т. е. на круглогодичное функционирование, а рассредоточенного стока – на периодическое. Известно, что водная растительность, интенсифицирующая биоокисление нефтепродуктов, также способна в определенное время формировать очаги вторичного загрязнения. В этом случае вызывает интерес растительность с круглогодичной вегетацией, с низкими значениями отмирающей биомассы, а также инертные субстраты.

В качестве биологической загрузки из воздушно-водной растительности исследовали наиболее распространенные виды, используемые для очистки и доочистки сточных вод (тростник обыкновенный и рогоз широколистный). В качестве погруженной растительности – виды с продолжительным периодом вегетации (элодея канадская, рдест стеблеобъемлющий) и с круглогодичной вегетацией (валлиснерия спиральная, произрастающая в проточных теплых водах), а также талломные водоросли.

Выполнены исследования по динамике формирования бактериальной микрофлоры в вегетационный и вневегетационный периоды при очистке различных видов сточных вод: промышленных и смешанных (БИС Северского трубного завода, г. Полевской) и пруда-охладителя (ГРЭС, г. Кировоград), а также воды поверхностного рассредоточенного стока с территории локомотивного депо Свердловск-Сортировочный г. Екатеринбурга.

Применен метод количественного определения микроорганизмов при культивировании их на мясо-пептонном агаре (МПА) [9], систематическое положение микроорганизмов определено до родового [10], морфологические характеристики субстратов исследованы прямым измерением площади поверхности и взвешиванием образцов [11], биохимический анализ растительного материала выполнен по общепринятой методике [12], содержание органических веществ в донных отложениях – потерей при прокаливании [13], морфометрические и гидрологические исследования проведены в натурном эксперименте по общепринятым методикам [9–19].

При выборе биологической загрузки из высшей водной растительности (ВВР) для систем очистки и доочистки стока от нефтепродуктов важны показатели площади поверхности погруженной части побега, служащей субстратом перифитону, на единице площади акватории и показатель удельной биомассы растения, выражаемой в г на 1 см² площади погруженной части растения (субстрата), для оценки «вклада» во вторичное загрязнение системы.

Проведенные морфологические исследования различных видов биологической загрузки из ВВР позволили установить существенные отличия морфологических характеристик между воздушно-водными растениями и погруженными, в частности, валлиснерией спиральной (табл. 1).

Выполненные исследования показали, что из исследованных видов воздушно-водной растительности наибольший показатель удельной биомассы имеет рогоз широколистный. Причем эта величина относится лишь к погруженной части побега, составляющей незначительную часть в составе органического вещества целого растения. Более того, с окончанием периода вегетации сформировавшаяся биомасса подвергается деструкции с выходом органических и минеральных компонентов в водную массу, являясь источником вторичного загрязнения воды [7, 20, 21].

Что касается погруженных видов водной растительности, то показатель удельной биомассы у элодеи канадской в 2,6 раз ниже, чем у тростника, и в 5,4 раза ниже, чем у рогоза. Наиболее низкие данные показатели у валлиснерии спиральной – 8,8 и 18,1 раза соответственно. Данный показатель свидетельствует об эффективности использования валлиснерии в системе доочистки сточных вод от нефтепродуктов еще и благодаря максимальным значениям площади поверхности на единицу веса.

В отличие от исследованных видов воздушно-водных растений, погруженные виды высшей водной растительности, а также макроводоросли более активно насыщают водные массы фотосинтетическим кислородом в течение всего периода вегетации.

Рдест стеблеобъемлющий, как и другие виды рдестов, характеризуется способностью быстрого освоения площади акватории, не заселенной

Таблица 1. Морфологические данные различных видов биологической загрузки

Вид загрузки	Площадь субстрата, см ² /м ² акватории	Удельная биомасса, г/см ²
Рогоз широколистный	18 840	0,232
Тростник обыкновенный	15 400	0,113
Элодея канадская	–	0,043
Рдест стеблеобъемлющий	–	0,017
Валлиснерия спиральная	490 000	0,0128

другими видами. Несмотря на положительное влияние (поглощение химических ингредиентов и насыщение воды фотосинтетическим кислородом) на водные массы зарослей рдеста в вегетационный период, использование данного вида растений в системе доочистки стока от нефтепродуктов нецелесообразно, т. к. с окончанием периода вегетации растительная биомасса подвергается процессу быстрой деструкции с последующим формированием вторичного загрязнения воды.

В результате выполненных исследований установлено, что площадь поверхности субстрата, на котором формируется бактериоперифитон, окисляющий нефтепродукты, на порядок выше у валлиснерии спиральной по сравнению с другими рассмотренными растениями.

Валлиснерия спиральная, являясь растением с круглогодичным периодом вегетации, а следовательно, не испытывающая периодов массового отмирания биомассы, что подтверждается одинаковым соотношением молодых и старых листьев в зарослях в течение всего года в оптимальных условиях произрастания (незамерзающих проточных водах), является источником незначительного поступления органических и минеральных веществ в водную толщу и донные отложения и вторично не загрязняет воду, о чем косвенно свидетельствуют данные о содержании органического вещества в донных отложениях пруда-охладителя (ГРЭС, г. Кировоград) (табл. 2).

Содержание органического вещества в донных отложениях, сформированных в зарослях валлиснерии спиральной и открытых пространств рядом с ними, минимальное в сравнении с другими исследованными вариантами. Следует отметить тот немаловажный факт, что органическое вещество этих донных отложений на момент исследований было сформировано за более чем 30-летний период [22], а органическое вещество донных отложений с произрастанием всех остальных рассмотренных видов ВВР – менее чем за 10 лет с момента их посадки в БИС.

Таблица 2. Содержание органического вещества в донных отложениях

Место отбора проб	Органическое вещество, %
Заросли валлиснерии спиральной (пруд-охладитель, ГРЭС, г. Кировоград)	12,9±0,9
Открытое пространство вблизи зарослей валлиснерии (пруд-охладитель, ГРЭС, г. Кировоград)	9,42±0,4
Заросли рогоза широколистного (БИС, Северский трубный завод)	50,59±14,8
Заросли тростника обыкновенного (БИС, Северский трубный завод)	49,30±11,3
Открытое пространство вблизи зарослей рогоза и тростника (БИС, Северский трубный завод)	37,04±10,2
Заросли рдеста стеблеобъемлющего (БИС, Северский трубный завод)	65,05±6,4

Исследования динамики процессов трансформации нефтепродуктов в непроточных системах при отсутствии факторов, оказывающих явное отрицательное влияние на процессы самоочищения водных масс, показали более высокие показатели самоочищения в вариантах с валлиснерией спиральной.

Расчет снижения концентрации нефтепродуктов во времени для непроточных систем с биологической загрузкой из валлиснерии спиральной, формирующейся при оптимальных условиях, описывается уравнением кинетики реакции первого порядка

$$C_{\tau} = C_0 \exp^{-0,66\tau}, \quad (1)$$

где C_{τ} – концентрация нефтепродуктов в момент τ ;

C_0 – исходная концентрация;

τ – время, сут.

Коэффициент корреляции – 0,95.

Снижение концентрации нефтепродуктов во времени при использовании в качестве загрузки рогоза широколистного описывается уравнением кинетики реакции первого порядка

$$C_{\tau} = C_0 \exp^{-0,14\tau}, \quad (2)$$

Коэффициент корреляции – 0,95.

Снижение концентрации нефтепродуктов во времени в изолятах с тростником обыкновенным описывается уравнением кинетики реакции первого порядка

$$C_{\tau} = C_0 \exp^{-0,20\tau}, \quad (3)$$

Коэффициент корреляции – 0,95.

Результаты исследований динамики родового состава бактериоценозов воды, донных отложений и перифитона при разных биологических нагрузках БИС в вегетационный и вневегетационный периоды представлены в табл. 3.

Из всего состава рассеянной бактериальной микрофлоры в период наиболее интенсивного развития фитопланктона в воде БИС представители рода *Alcaligenes* в сооружении с загрузкой из тростника обыкновенного составили 55 %, а из рогоза широколистного 64 %. Представители данного рода в системе доочистки нежелательны, т. к. способствуют синтезу бенз(а)пирена [23]. На самой загрузке из тростника в указанный период отмечены бактерии рода *Pseudomonas* 89 % и *Micrococcus* 11 %.

Таблица 3. Динамика родового состава бактериоценозов

Место отбора проб	Родовой состав, % от общего содержания			
	<i>Pseudomonas</i>	<i>Micrococcus</i>	<i>Alcaligenes</i>	Прочие
	В воде			
Тростник	0/100	45/0	55/0	0/0
Рогоз	0/100	36/0	64/0	0/0
Валлиснерия	50/45	40/55	0/0	10/0
	В донных отложениях			
Тростник	100/100	0/0	0/0	0/0
Рогоз	64/0	0/100	0/0	36/0
Валлиснерия	–/93	–/7	–/0	–/0
	На поверхности загрузки			
Тростник	89/100	11/0	0/0	0/0
Рогоз	96/100	0/0	0/0	4/0
Валлиснерия	100/100	0/0	0/0	0/0

Примечание: в числителе – вневегетационный сезон, в знаменателе – вегетационный.

На поверхности донных отложений, сформированных тростником обыкновенным, в данный период бактериальная микрофлора представлена на 100 % родом *Pseudomonas*. Что касается рогоза широколистного, то бактерии рода *Pseudomonas* на поверхности его стебля также преобладали и составили 96 % от всего видового состава бактериальной микрофлоры. На поверхности донных отложений, сформированных рогозом широколистным, процент бактерий рода *Pseudomonas* снижался до 64, а 34 % бактериальной микрофлоры составили *Bacillus*.

В ходе микробиологического исследования сред, отобранных в зарослях валлиснерии (вода, донные отложения и сам растительный материал), установлено, что перифитонные обрастания растений и поверхность донных отложений, сформированных зарослями валлиснерии, почти полностью представлены бактериальной микрофлорой рода *Pseudomonas*, а в воде содержатся практически в равных количествах бактерии рода *Pseudomonas* и *Micrococcus*. Отсутствие бактериальной микрофлоры рода *Alcaligenes* в системах с валлиснерией спиральной в принципе исключается вследствие гидравлики потока, скорости течения, в котором находится в пределах 0,5–1,2 м/с, неблагоприятных для развития фитопланктона [20].

Представители рода *Pseudomonas* широко распространены в почве и воде. Это прямые или слегка изогнутые грамтрицательные палочки, как правило, одиночные, в основном, аэробы, хемоорганотрофы, использующие в качестве источника углерода и энергии различные, в том числе труднодоступные для разложения вещества, включая неприродные соединения. Быстрое приспособление к окислению неприродных соединений обусловлено наличием плазмид деградации [24].

Для *Pseudomonas* выявлен ряд плазмид, кодирующих последовательность реакций трансформации или минерализации органических веществ (например, таких субстратов, как D-камфора, салицилат, нафталин, октан, ксилол, толуол, никотин, 3,5-ксиленол, 3-хлорбензол, п-крезол, фенилацетат, галогеналкилы) [1]. Кроме того, внутри- и межплазмидная рекомбинация может приводить к перетасовке генов на плазидах, возникновению новых комбинаций и распространению новых катаболических путей, кодируемых плазидами. Это объясняет широкие катаболические возможности данного рода и преобладание плазмид в загрязненных средах.

Таким образом, состояние системы очистки и доочистки сточных вод и пригодность ее для трансформации (окисления) нефтепродуктов характеризуется родовым составом бактериоценозов.

Принято считать, что основным звеном в ряду деструкторов нефтепродуктов и других органических загрязнений являются бактерии. Но, несмотря на это, нельзя недооценивать роль растений как низших, так и высших в процессах деструкции нефтяного загрязнения. Как уже было сказано ранее, растения сами выступают в роли деструкторов. Часть нефтепродуктов утилизируется тканями растительных организмов.

В условиях загрязнения среды растение отвечает на внешние воздействия комплексом приспособительных реакций, различных по своему назначению в зависимости от уровня их организации. На уровне клетки происходит перестройка работы определенных метаболических центров, на уровне отдельных органов могут наблюдаться изменения некоторых их функций и, наконец, в целостном растительном организме в этом случае имеет место комплекс фенотипических приспособлений, которые на уровне вида проявляются в изменениях ритмов роста и развития организма [8].

В основе приспособительных реакций растительного организма лежат соответствующие изменения состояния мембранных систем, которые относятся к категории неспецифических адаптивных реакций и далее находят свое отражение в сдвигах в скорости и направленности окислительно-восстановительных процессов, изменении прочности белково-липидного комплекса мембран. К интегральным показателям таких явлений могут быть отнесены изменения рН и редокс-потенциала клеточного содержимого, активность ионов протоплазмы, показатели ее электропроводности и другие характеристики [25].

Влияние токсических соединений (таких, как углеводороды, главным образом, алканы и циклоалканы, являющихся компонентами неочищенной нефти, ароматические углеводороды, детергенты и др.) на растительные организмы различно. Водоросли отмечены как более чувствительные тест-организмы по сравнению с другими гидробионтами и используются в качестве тест-объектов при определении токсичности некоторых соединений.

Однако надежность такой оценки зависит от класса соединений, вида водорослей и учтенных параметров. Например, по данным [26], наблюдается разная чувствительность растений к нефтепродуктам: для *Dunaliella tertiolecta* Butch. отмечена значительная устойчивость по отношению к водным растворам мазута или самой сырой нефти в отличие от *Chlorella autotrophica* Shih. et Krauss. По данным [27], *Chlorella vulgaris* и *Scenedesmus obliquus* выдерживают концентрацию нефтепродуктов до 40 г/л (инокулирование нефтесодержащих сточных вод данными видами способствует очистке их от нефтепродуктов на 40–70 %), тогда как для *Aphanizomenon flos-aquae* угнетение роста и развития наступает уже при концентрации 0,5 мг/л. Проявление углеводородами физиологической активности может служить одним из доказательств того, что растения поглощают эти соединения.

Еще в начале XX в. Хеллер [8] исследовал влияние алифатических и ароматических углеводородов на растения *Sinapis* и *Brassica*. В экспериментах были использованы смеси алканов: петролейный эфир (темп. кип. 55–60 °С), бензин (темп. кип. 60–75 °С) и нефть (темп. кип. выше 150 °С), а также ароматические углеводороды бензол и ксилол. При высокой концентрации указанные углеводороды вызывали гибель опытных растений; низкокипящие углеводороды, как в алифатическом, так и в ароматическом ряду, обуславливали более сильный эффект; при этом ароматические углеводороды по токсичности намного превосходили алканы.

Изучение гербицидных свойств индивидуальных углеводородов показало, что активность соединений возрастает в такой последовательности: парафины, олефины, нафтены, арены. Причем применение различных концентраций гербицидов инициирует часто противоположный эффект, вплоть до стимуляции роста, а также наблюдается различие в воздействии на разные виды. Экспериментальные данные показывают, что корнями растений поглощается весьма широкий спектр гидрофильных и липофильных органических молекул (алифатические, ароматические и гидроароматические углеводороды, спирты, фенолы, амины, молекулы, содержащие разные гетероциклы, и т. п.). При этом поглощаются даже вещества, обладающие исключительно низкой растворимостью в воде, например такие, как полициклические углеводороды [8].

В результате опытов [28] с большим числом растений (55 представителей однолетних и многолетних растений) было доказано, что все исследуемые растения в большей или меньшей степени способны поглощать и метаболизировать алифатические и ароматические углеводороды. Газообразные углеводороды усваиваются, главным образом, листьями растений. Растворимые в воде углеводороды могут усваиваться растениями через корни в виде водных растворов. Продукты превращения поглощенных листьями углеводородов передвигаются по штамбу к корням растений и, наоборот, из корней продукты метаболизма углеводородов мигрируют к листьям.

Проведенные исследования [8] также доказывают, что газообразные алканы, одноатомные спирты, альдегиды, кетоны, монокарбоновые кислоты, гидроароматические углеводороды, ароматические одноядерные углеводороды, фенолы, канцерогенные полициклические углеводороды усваиваются из окружающей среды корнями и листьями растений и подвергаются в них катаболическим и окислительным превращениям. Первичным процессом окислительного превращения углеводородов и одноатомных фенолов является их гидроксילирование, в результате чего образуются соответствующие спирты и фенолы. Их дальнейшее окисление приводит к образованию органических кислот. Арены и фенолы окисляются с расщеплением ароматического кольца. Углеродные атомы всех изучаемых веществ при их катаболическом и окислительном метаболизме включаются через цикл Кребса в общий метаболизм растительной клетки. Часть углерода ксенобиотиков окисляется до углекислого газа. За счет превращения углеродного скелета ксенобиотиков в растениях могут образовываться органические кислоты, аминокислоты, сахара. Продукты метаболизма ксенобиотиков передвигаются обычными путями по всем органам растения. Первичные стадии детоксикации катализируются металлоферментами, содержащими атомы меди и железа. Хлоропласты играют важную роль в первичных процессах детоксикации, в частности, при гидроксילировании и декарбоскилировании.

Важную роль в трансформации полиароматических углеводородов, в том числе такого опасного соединения как бенз(а)пирен, играют полифенолоксидазы (ПФО). В исследованиях [29] установлено высокое содержание данного фермента в водных растениях в течение всего вегетационного периода (на примере талломной водоросли рода *Cladophora* (табл. 4).

Динамика снижения концентрации бенз(а)пирена во времени в системе с загрузкой из талломных водорослей описывается уравнением

$$C_{\tau} = C_0 \exp^{-0,0284\tau}. \quad (4)$$

Коэффициент корреляции – 0,95.

Более высокая интенсивность поглощения бенз(а)пирена наблюдалась в системе с нитчатными водорослями при концентрации его порядка 0,02 мг/л

Таблица 4. Динамика формирования биомассы и активности ПФО для *Cladophora* в вегетационный период

Показатели	Период		
	апрель	июль	октябрь
Биомасса, г/м ²	3900,0	6100,0	4270,0
Суммарная активность ПФО, мг/м ²	9750,00	22 875,00	13 237,00

(превышение ПДК в 20 000 раз), однако при этом значительное место имели физико-химические процессы снижения его концентрации или вывода из водных масс.

В результате исследований авторами [30] разработана технология защиты водных объектов от загрязнения нефтепродуктами и бенз(а)пиреном, поступающими в них с поверхностным стоком с объектов железнодорожного транспорта, которая применима к любому объекту техносферы, загрязняющему водные объекты нефтепродуктами и особенно таким высокоопасным канцерогенным соединением, как бенз(а)пирен.

Широкие возможности биосинтеза азотсодержащих веществ у растений используются ими и для детоксикации ксенобиотиков. Не исключается возможность, что ксенобиотики вначале усиливают образование пептидов, а затем сами взаимодействуют с ними. Катаболический и окислительный метаболизм ксенобиотиков, наряду с процессами конъюгации в растительной клетке, по-видимому, является одним из условий защиты ее внутриклеточного метаболизма и ультраструктуры.

Таким образом, роль фитоценоза в самоочищении водных объектов от нефтепродуктов сложна, включая как создание условий для интенсификации окисления последних гетеротрофной микрофлорой, так и непосредственную детоксикацию названных соединений в процессах метаболизма.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Экологическая биотехнология: Пер. с англ. / под ред. К.Ф. Форстера, Д.А. Дж. Вейза. Л.: Химия, 1990. Пер. изд.: Великобритания, 1987. 384 с.
2. Морозов Н.В., Петрова Р.Б., Петров Г.Н. Роль высшей водной растительности в самоочищении рек от нефтяного загрязнения // Гидробиол. журн. 1969. № 4. Т. V. С. 73–78.
3. Морозов Н.В., Телитченко М.М. Ускорение очищения поверхностных вод от нефти и нефтепродуктов вселением в них макрофитов // Водные ресурсы. 1977. № 6. С. 120–131.
4. Ратушняк А.А., Андреева М.Г. Механизмы симбиотической связи высших водных растений с сопутствующей углеводородоксилирующей микрофлорой // Гидробиол. журн. 1998. Т. 34. № 5. С. 49–56.
5. Ратушняк А.А., Черногорова М.Г., Габдуллин М.Г., Лобода В.И. Механизмы симбиотической связи высшей водной растительности и нефтеоксилирующей микрофлоры // Рациональное использование и охрана природных вод бассейна Средней Волги / сб. науч. тр. Свердловск. 1990. С. 103–121.
6. Гмызина Н.Б. Защита водных объектов от загрязнения нефтепродуктами с помощью биоинженерных систем: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Екатеринбург, УрГУПС, 2003. 22 с.
7. Синельников В.Е. Механизм самоочищения водоемов. М.: Стройиздат, 1980. 111 с.
8. Гетко Н.В. Растения в техногенной среде: Структура и функция ассимиляционного аппарата. Минск: Наука и техника, 1989. 208 с.
9. Сэги Й. Методы почвенной микробиологии / Пер. с венг. И.Ф. Куренного; под ред. и с предисл. Г.С. Муромцева. М.: Колос, 1983. 296 с.
10. Bergey's Manual of determinative bacteriology (Eight Ed.). Williams and Wilkins Company, Baltimore, 1974.

11. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Л.: Наука, 1981. 286 с.
12. Ермаков А.И. Методы биохимического исследования растений. М. 1952. 315 с.
13. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 487 с.
14. Унифицированные методы исследования качества вод. Ч. 3. Методы биологического анализа вод. Прил. I. Индикаторы сапробности. 1977.
15. Кузьмин Г.В. Фитопланктон. Видовой состав и обилие // Методика изучения биоценозов внутренних водоемов. М. 1975. С. 73–87.
16. Константинов Н.М. Гидрология и гидрометрия // М.: Высшая школа, 1980. 200 с.
17. Курсанов А.Л. Взаимосвязь физиологических процессов в растении. М. 1960. 282 с.
18. РД 52.24.476-95 МУ. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов в водах ИК-фотометрическим методом.
19. ПНДФ 14.1:2:4128-98. Определение нефтепродуктов в природной, питьевой и сточной воде флюориметрическим методом.
20. Сиренко Л.А. Физиологические основы размножения синезеленых водорослей в водохранилищах. Киев: Наукова думка, 1972. 203 с.
21. Экосистемы в критических состояниях / под ред. Ю.Г. Пузаченко. М.: Наука, 1989. 157 с.
22. Ваулин Г.Н., Зубарева Э.Л. Валлиснерия в Верхне-Тагильском водоеме-охладителе // Сб. ст. «Структура и функции водных биоценозов, их рациональное использование и охрана на Урале. Свердловск. 1979. С. 23–24.
23. Быкорез А.И., Рубенчик Б.Л., Слепян Э.И. Экология и рак. Киев: Наукова думка, 1985. 256 с.
24. Биологический энциклопедический словарь. М.: Сов. энциклопедия, 1986. 831 с.
25. Петрушенко В.В. Адаптивные реакции растения. 1981. 182 с.
26. Pulich W.M., Winters Jr.K., van Baalen C. The effects of a No 2 fuel oil and two crude oils on the Growth and photosynthesis of Microalgae // Mar. Biol. 1974. 28. № 1. P. 87–94.
27. Догадина Т.В. До використання водоростей в очистці нафтовмісних стічних вод // Укр. ботан. жерн. 1970. 27. № 3. С. 310–313.
28. Мельников Н.Н., Баскаков Ю.А. Химия гербицидов и регуляторов роста растений. М.: ГОНТИ Хим. лит., 1962. С. 59–66.
29. Бондаренко В.В., Липкиндт Т.А. Пути решения предотвращения загрязнения водных объектов и почвогрунтов бенз(а)пиреном на железнодорожном транспорте // Тр. V межвуз. конф. (ноябрь 2004 года). Екатеринбург. 2004. С. 285–290.
30. Технология защиты водных объектов и почвогрунтов от загрязнения углеводородами предприятий железнодорожного транспорта // Отчет о НИР / УрГУПС, рук. В.В. Бондаренко. Рег. № 0120.0501172, Екатеринбург, 2006. 110 с.

Сведения об авторах:

Бондаренко Валентина Васильевна, д-р техн. наук, профессор, кафедра техносферной безопасности, ФГБОУ ВПО «Уральский государственный университет путей сообщения» (УрГУПС), 620034, Россия, г. Екатеринбург, ул. Колмогорова, 66; e-mail: VBondarenko@usurt.ru

Сучкова Наталия Борисовна, канд. техн. наук, доцент, кафедра техносферной безопасности, ФГБОУ ВПО «Уральский государственный университет путей сообщения» (УрГУПС), 620034, Россия, г. Екатеринбург, ул. Колмогорова, 66; e-mail: natalyborisovna57@mail.ru