

БИОТИЧЕСКИЕ И АБИОТИЧЕСКИЕ КОМПОНЕНТЫ В СИСТЕМЕ “ВОДОТОК И ЕГО ВОДОСБОР” МАЛОЙ РЕКИ ПОЛЕЖАЕВКИ (БАССЕЙН р. АМУР)

© 2025 г. Л. А. Гаретова^а, *, Е. Л. Имранова^а, Н. К. Фишер^а

^аИнститут водных и экологических проблем ДВО РАН, Хабаровск, 680000 Россия

*e-mail: gar-va1948@mail.ru

Поступила в редакцию 09.01.2024 г.

После доработки 23.01.2024 г.

Принята к публикации 05.12.2024 г.

На примере водосбора малой реки городской территории проанализирована связь абиотических и биотических компонентов между водной средой и почвой. Качество воды по комплексу показателей оценивалось категорией “загрязненная”. Выявлена схожесть величин биогеохимических характеристик донных отложений и почв. Среднее содержание органического углерода C_{org} в донных отложениях составляло 5.9, в почве — 6.8%. Превышение фонового уровня углеводов в донных отложениях (100 мг/кг) было не выше 1.6 раз, в почве составляло 1.2–1.7 раз. Доля углеводов в составе органического вещества донных отложений не превышала 0.4, в почве водосбора — 0.21%. Суммарное содержание фитопигментов в донных отложениях и почве существенно не отличалось — 34.89 и 29.31 мкг/г соответственно. Вклад первичной продукции, оцененный по содержанию Хл *a* в общее содержание C_{org} , в донных отложениях составлял в среднем 1.53, в почве 0.61%. В составе фитопигментов почв и донных отложений доминировали каротиноиды. При изучении молекулярного состава *n*-алканов было показано, что преобладающим типом органического вещества как в почве, так и в донных отложениях является терригенное вещество, генетически связанное с высшей растительностью, находящееся в исследованных объектах в виде трансформированных углеводов.

Ключевые слова: малая река, донные отложения, почва, органический углерод, углеводороды, *n*-алканы, фитопигменты, микроорганизмы.

DOI: 10.31857/S0321059625030045 EDN: SYUEJB

ВВЕДЕНИЕ

В Российской Федерации насчитывается 2.5 млн малых рек и ручьев. На их долю приходится ~ 50% речного стока в среднем по стране. На берегах малых рек проживает значительная часть населения России. Долины малых рек на урбанизированных территориях обладают высоким рекреационным потенциалом, однако в связи с их загрязнением это проблемные элементы городского ландшафта.

Существует мнение, что в ближайшие годы большая часть загрязняющих веществ будет поступать в поверхностные воды не от стационарных точечных источников, а с диффузным стоком в результате смыва с поверхности водоразделов и с территорий крупных городов с ливневым стоком [24, 30, 36, 38]. Поверхностные стоки способны внести в водные объекты до 99%

загрязнений. Из общего количества загрязняющих веществ городских сточных вод на долю поверхностного стока в настоящее время приходится ~ 78% взвешенных веществ, 20% органических веществ (ОВ) (по БПК) и 68% нефтепродуктов [9].

Интерес к проблеме загрязнения малых рек возник в 1970–1980-е гг. в связи с необходимостью принятия кардинальных мер по снижению уровня экологической деградации водотоков городских агломераций. Поэтому исследованию донных отложений (ДО) рек и почв их водосборов стало уделяться большое внимание [2, 12, 19, 44].

Малые реки г. Хабаровска в достаточной мере охвачены традиционными гидрохимическими наблюдениями [32, 33]. Уровни загрязненности их вод характеризовались в разные годы как умеренно загрязненные, загрязненные и грязные

(3-й, 4-й и 5-й классы качества). Однако в связи с необходимостью прогноза экологических последствий загрязнения водосборов рек урбанизированных территорий большое значение приобретают работы, посвященные исследованию загрязнения поллютантами органического происхождения [17, 18, 35].

В процессах формирования ОВ в ДО и почвах участвуют многие группы организмов – микроводоросли, водная и наземная растительность, простейшие, насекомые. Особая роль принадлежит микробным сообществам, поскольку микроорганизмы могут одновременно как синтезировать ОВ в виде своей биомассы, так и участвовать в процессах трансформации и деструкции широкого спектра природных и антропогенных органических соединений. Преобразование качественной структуры ОВ во многом определяет физико-химические условия в воде, ДО и почве, направленность и интенсивность проявления в ней различных геохимических, биохимических и физических процессов.

Наиболее распространенными поллютантами окружающей среды являются углеводороды (УВ), в частности нефтепродукты. В последние годы изменилось представление о данных соединениях, как имеющих исключительно антропогенное происхождение. Согласно современным представлениям, УВ – необходимый компонент биогеохимического цикла углерода, так как служат транзитной формой на пути от источников фотосинтеза (микроводорослей, водной и наземной растительности) в ДО и почву [4, 16]. Кроме антропогенных УВ, поступающих при загрязнении нефтепродуктами, в ДО и почвах могут присутствовать УВ, образовавшиеся в ходе биогеохимических превращений. Их источниками могут быть высокомолекулярные предшественники, встречающиеся в живых организмах: каротиноиды, жирные кислоты, воски высших растений, а также бактериальная биомасса и продукты микробиологической деструкции. С учетом свойств устойчивости алифатических УВ (*n*-алканов) в процессах седиментогенеза и раннего диагенеза можно по групповому составу, содержанию и соотношению молекулярных компонентов указать преобладающий тип ОВ [20, 16, 40].

Обычно при исследовании экологического состояния водного объекта оценивается содержание различных органических и минеральных компонентов в воде и ДО [34]. Состояние почв прибрежных территорий при этом не учитывается, хотя пойменные почвы являются прямыми результатами исторических русловых процессов и наследуют многие черты ДО. Особенно взаимное влияние процессов, протекающих в ДО и почвах, прослеживается на водосборах малых рек, подверженных частым паводкам и наводнениям [3]. Поэтому рассматривать экологическое состояние малых водных объектов необходимо совместно с анализом состояния почв водосбора, что отвечает принципам экосистемного подхода, позволяющего диагностировать состояния природной среды речного бассейна с оценкой возможности реабилитации (рекультивации) водосборов городских рек. Для принятия технических решений по ревитализации водосборов городских рек требуется комплексное изучение признаков, характеризующих качественное их состояние, потенциальной возможности экосистем к самоочищению в условиях техногенного воздействия.

Обзор современных требований законодательства Российской Федерации в части охраны окружающей среды выявил необходимость проведения мероприятий по рекультивации не только земель, но и потребность в “рекультивации водных объектов”. В настоящее время в Центральной Европе успешно реализованы программы по ревитализации водосборов малых рек – REURIS (Revitalisation of Urban River Spaces), а в Великобритании проект RRC (River, Restoration Centr). В рамках этих проектов выбираются небольшие (до сотен метров) отрезки реки либо фрагменты речной долины [41], служащие экологическими коридорами, поддерживающими целостность биосферы на локальном и региональном уровне. В России также существуют примеры рациональной и эффективной реабилитации малых городских рек для рекреационных целей, в частности некоторых малых рек Москвы. При создании программ по ревитализации водосборов урбанизированных территорий необходимо учитывать специфику конкретной географической зоны и их современное экологическое состояние.

Цель данной работы — исследование распределения биотических (фитопигменты, микробные сообщества) и абиотических (C_{org} , УВ, n -алканы) компонентов в воде, ДО и почве системы “водоток и его водосбор”.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Схема района исследования представлена на рис. 1. Река Полежаевка берет начало в оврагах северо-восточной части Хабаровска и, протекая в юго-восточном направлении, сливается с р. Гнилая Падь в 2 км от ее впадения в р. Черную. Общая протяженность водотока составляет <10 км, ширина русла 1.0–1.5 м. Площадь водосбора р. Полежаевки составляет 6.4 км². На всем протяжении водоток заилен, берега покрыты разнотравьем. Природный микрорельеф района исследования изменен в результате сельскохозяйственного и мелиоративного освоения. Ра-

нее, в 1960-е гг., южнее с. Тополево для полива теплиц была оборудована сеть мелиоративных канав, проложенных из запруженного дамбой пруда на р. Полежаевке. В настоящее время дамба разрушена, пруд и его стоки деградированы, заросли травянисто-кустарниковой растительностью. Основное русло реки на месте пруда приурочено к его правобережной части. После пруда русло нижнего течения реки искусственное, выпрямленное. Кроме этого, в нижний участок реки (т. 4) со стороны с. Тополево производится неконтролируемый сброс коммунальных стоков. Большинство земель уже не используются для сельскохозяйственного назначения.

Исследования воды, ДО и почвы проводили в период летней межени в первой декаде июня 2019 г. Пробы речной воды отбирались с глубины ~10 см. Пробы ДО отбирали пробоотборником (буром) “Burkle” из слоя 0–10 см.

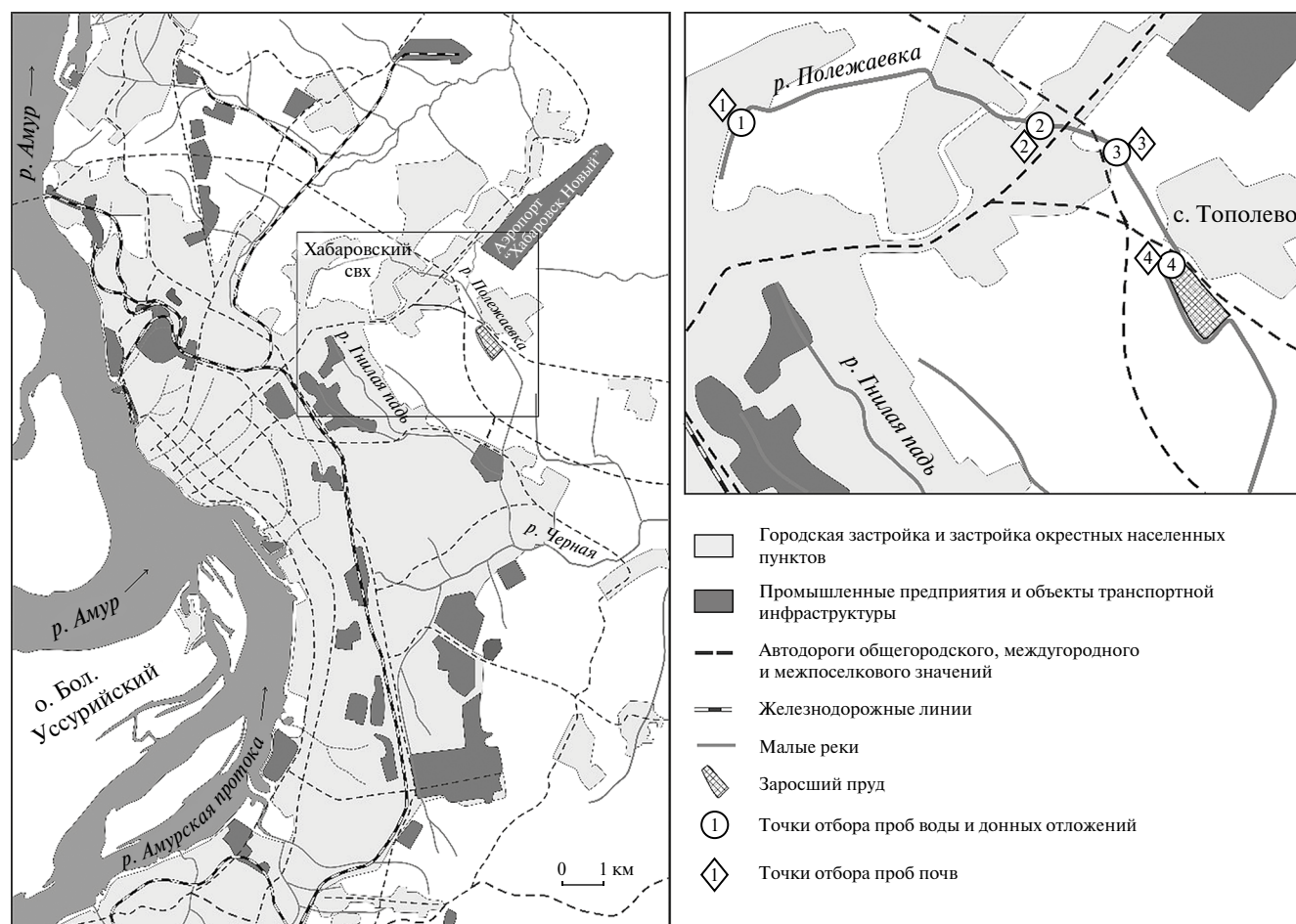


Рис. 1. Картограмма района исследований.

Определение pH, минерализации (М) и удельной электропроводности (УЭП) воды и водной вытяжки из ДО и почвы (соотношение 1 : 5) проводили с помощью измерителя комбинированного “Seven Multi S-47k”, “Mettler-Toledo” (Швейцария). Концентрацию органического углерода $C_{\text{орг}}$ в ДО и почве определяли фотометрическим методом после окисления ОВ осадка сульфохромной смесью на спектрофотометре “Shimadzu UV-1650 PC” (Япония). Определение массовой доли УВ выполняли согласно ПНДФ 16.1:2.2.22-98 [22]. Измерение концентрации УВ осуществляли на ИК-спектрофотометре “КН-2М” (Россия). Элюаты четыреххлористого углерода использовали для хроматографического анализа молекулярного состава *n*-алканов, который осуществляли методом капиллярной газовой хроматографии на газовом хроматографе “Кристалл 5000.1” (“Хроматэк”, Россия), оснащенном пламенно-ионизационным детектором при программировании температуры от 60 до 320°C со скоростью 7° мин (длина колонки 30 м, жидкая фаза ZB-5), точность определения $\pm 5\%$. Массовую долю летучих фенолов определяли согласно ПНДФ 16.1:2.3:3.44-05 [23] с помощью спектрофотометра “B-1200”, “Shanghai Instruments Co., Ltd” (Китай). Фотосинтетические пигменты в ДО и почве определяли по ГОСТу 17.1.4.02-90 [6] в вариации применительно к определению растительных пигментов в ДО и почве [10], концентрацию определяли на спектрофотометре “Shimadzu” “UVmini-1240” (Япония). Рассматривая пигменты как источник ОВ, в том числе УВ, для оценки концентрации $C_{\text{орг}}$ пигментированных клеток использовали соотношение (мг С/г) $\approx 100 \times Xл a$, где $Xл a$ — концентрация (мг/г) хлорофилла в осадках [14]. Хроматографические анализы осуществляли в

ЦКП ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга” (аналитик Г.М. Филиппова).

Поскольку исследовались разные объекты — вода, ДО и почва, то использовались общие для микробного сообщества показатели — численность гетеротрофных (ГБ), нефтеокисляющих (НОБ) бактерий и их соотношение, а также характерные для почвы показатели численности актиномицетов и микромицетов. Микробиологические анализы воды, ДО и почвы проводили согласно общепринятым в почвенной и водной микробиологии методам, результаты выражали в колониеобразующих единицах (КОЕ) [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Вода

Показатель pH варьировал незначительно — от 7.66 до 7.93 с выраженной тенденцией увеличения от верхнего к нижним створам (табл. 1). Содержание сухого остатка после прокаливании, напротив, снижалось, как и величина минерализации. Соответствующим образом изменялась и величина УЭП. В воде нижнего створа 4В выявлено незначительное превышение содержания фенолов, содержание нефтепродуктов здесь составило 3.6 ПДК. По микробиологической оценке с использованием группы сапрофитных бактерий (СБ), согласно ГОСТу 17.1.3.07-82 [5], вода во всех створах реки соответствует IV классу качества — “загрязненная”.

Донные отложения и почва

pH водной вытяжки из ДО была нейтральной — от 6.02 до 6.54 (табл. 2). Интегральный по-

Таблица 1. Оценка качества воды р. Полежаевки

Показатели	Единица измерения	1В	2В	3В	4В	Норматив*
pH	Единицы pH	7.66	7.83	7.83	7.93	—
Сухой остаток, 105°C	мг/дм ³	390	283	277	263	1000
Минерализация	мг/дм ³	197.7	160.5	160.3	144.5	—
УЭП	мКС/см	396	321	320	289	—
Фенолы летучие, сумма	мг/дм ³	<0.0005	<0.0005	<0.0005	0.0011	0.001
Нефтепродукты	мг/дм ³	0.03	0.03	0.03	0.18	0.05
СБ**	тыс. КОЕ/мл	19.07	2.34	10.30	18.47	1000

* СанПиН 1.2.3685-21 [27].

** ГОСТ 17.1.3.07-82 [5].

Таблица 2. Характеристика ДО и почв

Образец	Описание образца в естественном состоянии	Водная вытяжка		Сухой образец		$\frac{C_{УВ}}{C_{орг}} \cdot 100$
		рН, ед.	УЭП, мС/см	C _{орг} , %	УВ, мг/кг	
ДО						
1Д	Серый ил с запахом сероводорода	6.02	111.2	5.35	54.1	0.10
2Д	Глина с песком и мелкой галькой	6.22	85.7	9.09	39.3	0.04
3Д	Песок с мелкой галькой и илом	6.41	85.6	5.12	65.1	0.13
4Д	Песок с илом и глиной	6.54	99.7	4.04	162.4	0.40
Почва						
1П	Сырой, коричневый, пастообразный, глинистый с корнями растительности	6.54	81.2	8.20	171.1	0.21
2П	Обводненный, песчано-глинистый с корнями растительности	6.59	96.7	6.44	123.2	0.19
3П	Влажный, рассыпчатый, коричневый, комковатый, глинистый	6.48	84.0	7.77	143.2	0.18
4П	Сырой, пастообразный, коричневый со светлыми глинистыми включениями	6.74	91.0	4.76	50.6	0.11

* Для пересчета содержания УВ на $C_{УВ}$ использовали коэффициент 0.867.

казатель – УЭП менялся от 85.6 до 111.2 мС/см при максимальной величине в образце ила 1Д. Содержание $C_{орг}$ менялось от 4.04 до 9.09% при минимальном содержании в осадках 4Д и максимальном в ДО станции 2Д, что, вероятно, обусловлено высокой способностью глинистой фракции к сорбции ОВ. Содержание УВ варьировало в пределах одного порядка – от 39.9 до 162.4 мг/кг при максимальном содержании в осадках нижнего створа 4Д. Доля углерода, входящего в состав УВ, ($C_{УВ}$) в общем содержании $C_{орг}$ варьировало от 0.04 до 0.4%, что указывает на разные источники их поступления в ДО. Условной границей допустимой перегрузки (Р) принята величина $\frac{C_{УВ}}{C_{орг}} = 0.26\%$, а высокой перегрузки – величина $P > 0.5\%$ [13], т. е. по содержанию УВ исследованные ДО находятся в границах допустимой углеводородной перегрузки. Однако в осадках нижнего участка течения реки, где в ДО аккумулировано максимальное количество УВ, величина Р приближается к величине “высокой перегрузки” УВ.

Величина рН водной вытяжки из почвы незначительно варьировала в границах нейтральной от 6.48–6.74 (табл. 2). Величина УЭП также мало менялась и составляла 81.2–96.7 мС/см. Содержание $C_{орг}$ колебалось от 4.76 в образце 4П до 8.2% в образце 1П при среднем значении 6.79%. Максимальное содержание УВ выявлено в образце 3П, минимальное в 4П. В целом со-

держание НП в исследованной почве было выше (121.8 мг/кг), чем в ДО реки, где данная величина составляла 80 мг/кг. Следует отметить, что проблема ПДК по нефтяным УВ как для почв, так и для ДО практически не решена. Поэтому предложено оценивать степень нефтяного загрязнения почв по превышению содержания нефтепродуктов над фоновым значением в конкретном районе и на конкретной территории [26]. При этом, в частности, указано, что для районов, не ведущих добычу нефти, фоновое содержание нефтяных УВ в почве составляет 40 мг/кг, а для нефтедобывающих районов – 100 мг/кг. При допущении, что на урбанизированных территориях нефтяные УВ – приоритетные виды загрязнения, за фоновые значения авторы статьи приняли содержания нефтяных УВ 100 мг/кг. По данной градации превышение фоновое значения в отдельных образцах почвы составляет от 1.2 до 1.7 раз, а в единичном случае в ДО в 1.6 раз. Доля углерода УВ ($C_{УВ}$) в общем содержании $C_{орг}$ в почве была невелика (0.11–0.21%) и в среднем была ниже, чем в ДО, что также ниже уровня допустимой перегрузки.

Сравнительная оценка уровня углеводородного загрязнения почв и ДО р. Полежаевки и других малых рек на территории Хабаровска (Лесопилка, Чердымовка, Курча-Мурча) [2, 12] показала, что в ДО р. Полежаевки даже максимальное (162.4 мг/кг) количество УВ значительно ниже,

чем в ДО указанных водных объектов, где содержание УВ составляло от 5070 до 22540 мг/кг. Такая же картина наблюдалась и для почвы р. Полежаевки, где не только среднее, но выявленное максимальное содержание (171.1 мг/кг) было ниже на 2 порядка, чем в почвах водосбора р. Курча-Мурча.

Фитопигменты в донных отложениях и почвах

Формирование состава ОВ определяется многими факторами, в том числе количественным и качественным составом первичных продуцентов, который проявляется в пигментном составе ДО и почвы. Кроме микроводорослей, обитающих непосредственно в воде, ДО или почвах, определенный вклад в состав и содержание фитопигментов вносит низшая и высшая растительность. В ДО это может быть отмершая водная и околородная растительность, листовый опад. В подстилке почвы также накапливается биомасса низшей растительности и сосудистых растений.

Распределение фитопигментов в осадках по продольному профилю реки было неравномерным (табл. 3), их общее содержание в ДО р. Полежаевки варьировало от 15.8 до 57.9 мкг/г. Максимальное количество выявлено в образце 2Д, минимальное – в осадках 3Д. Среди хлорофиллов во всех случаях доминировал Хл *a*, его среднее количество в ДО составляло 8.9 мкг/г. Концентрация Хл *b* варьировала от 1.1 до 6.5 мкг/г, ее среднее значение в осадках было в 3.2 раза ниже, чем Хл *a*. Содержание Хл *c* занимало про-

межуточное положение и было в 2 раза ниже, чем Хл *a*. Во всех случаях в составе пигментов доминировали каротиноиды. Их максимальное содержание выявлено в образце 2Д верхнего участка реки, здесь же отмечались максимальные концентрации остальных пигментов.

Вклад первичной продукции в содержание $C_{орг}$ в осадках, рассчитанный по содержанию Хл *a*, был невысоким и колебался по течению реки от 0.61 до 2.03%, что обусловлено различиями гидрологических условий для синтеза первичной продукции бентосным сообществом и типом ДО.

В почве среднее суммарное содержание фитопигментов было несколько ниже, чем в ДО. Среднее содержание основного пигмента фотосинтеза – Хл *a* в почве было в 2 раза ниже, чем в ДО, а таковое Хл *b* и Хл *c* было несколько выше. Так же, как и в осадках, в составе пигментов в почве доминировали каротиноиды. Доля углерода первичной продукции в общем содержании $C_{орг}$ также была невелика (0.37–0.92%) и в целом была в 2 раза ниже, чем в ДО.

Сравнительная оценка содержания фитопигментов в ДО и почве водосбора реки показала (рис. 2), что вклад Хл *a* в пигментный состав ДО составлял 20–30, Хл *b* 5–10, Хл *c* 10–15% от суммы пигментов, а доля каротиноидов составляла 50–60%. В почве роль Хл *a* в содержании фитопигментов была ниже, чем в ДО, и незначительно варьировала – от 10 до 20%. При этом возрастал вклад Хл *b* и Хл *c*, доля которых возрастала

Таблица 3. Содержание пигментов в ДО и почве (мкг/г)

Образец	Хл <i>a</i>	Хл <i>b</i>	Хл <i>c</i>	Каротиноиды	Σпигм	$C_{Хл\ a} / C_{орг}, \%$
ДО						
1Д	10.8	2.4	5.4	20.8	39.4	2.03
2Д	13.9	6.5	6.4	31.1	57.9	1.54
3Д	3.1	1.1	1.9	9.8	15.8	0.61
4Д	7.8	1.3	3.5	13.9	26.5	1.93
Среднее	8.9	2.8	4.3	18.9	34.9	1.53
Почва						
1П	3.1	1.1	1.9	14.0	20.1	0.37
2П	5.9	5.0	2.7	13.8	27.4	0.92
3П	4.3	5.1	9.9	21.2	40.6	0.55
4П	2.8	3.2	7.7	15.3	29.1	0.59
Среднее	4.0	3.6	5.6	16.1	29.3	0.61

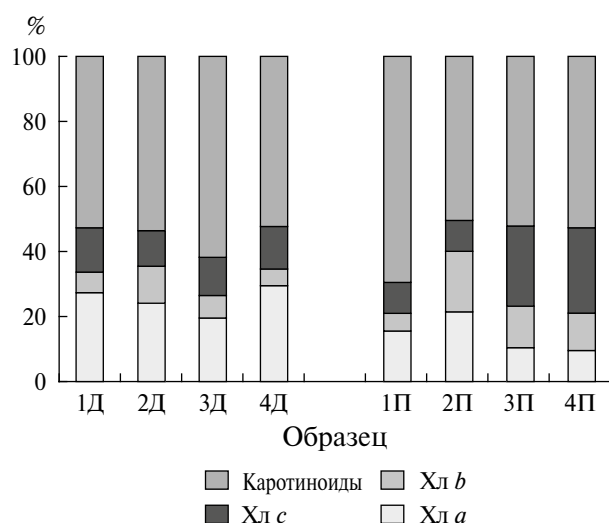


Рис. 2. Процентное содержание пигментов в ДО и почве системы “водоток и его водосбор”.

до 20 и 30% соответственно, каротиноиды также занимали ведущую роль в пигментном составе — от 50 до 70% от суммы пигментов.

Известно, что разные классы водорослей различаются по составу фотосинтетических пигментов. Так, водоросли классов *Chlorophyceae* и *Euglenophyceae* содержат Хл *a* и Хл *b* и в качестве вспомогательных пигментов — каротиноиды. У представителей *Dinophyceae*, *Chrysophyceae*, *Bacillariophyceae*, *Xanthophyceae*, *Phaeophyceae* и у некоторых представителей *Rhodophyceae* вспомогательными пигментами к Хл *a* служат Хл *c* и Хл *d* [1]. Таким образом, изучение количественных соотношений между различными пигментами дает возможность судить о преобладании той или иной группы водорослей.

В образце осадков 1Д отмечено некоторое превышение отношения Хл *b* / Хл *a* к отношению Хл *c* / Хл *a* (табл. 4), что свидетельствует о том, что на данном участке реки в ДО преобладают зеленые и синезеленые водоросли. В остальных образцах ДО в бентосном сообществе доминировали диатомовые водоросли — отношение Хл *c* / Хл *a* превышало таковое Хл *b* / Хл *a*. Хотя в составе хлорофиллов на всех створах реки преобладал Хл *a*, соотношение кар / Хл *a*, характеризующее относительно низкую физиологическую активность водорослевого сообщества, во всех случаях было высоким (1.92–5.13). Вероятно, это связано с поступлением в осадки отмершей наземной и околоводной растительности, что наиболее заметно на застойном участке нижнего течения реки (3Д), где величина соотношения кар / Хл *a* была почти в 3 раза выше, чем в верхнем течении р. Полежаевки (1Д). Хл *b* характерен для наземной растительности, его минимальная доля (1.6%) выявлена в образцах осадка 2Д, на остальных створах составляла 5.05–6.65% суммы пигментов, т. е. его распределение не носило выраженной закономерности и, вероятно, зависело от поступления в ДО отмершей наземной растительности. Известно, что в процессе преобразования первичной продукции хлорофиллы подвергаются разрушению, и с увеличением степени разложения их количество снижается и увеличивается содержание более устойчивых — каротиноидов [28]. Этот процесс выявляется и с помощью пигментного индекса (ПИ), рассчитываемого как отношение ($D_{430} : D_{663}$). Так, наибольшие величины ПИ соответствуют максимумам отношения кар / Хл *a* (табл. 4). Следует отметить, что в восстановительных условиях ДО каротиноиды накапливаются

Таблица 4. Соотношения между фотосинтетическими пигментами в ДО и почвах

Образец	Хл <i>b</i> /Хл <i>a</i>	Хл <i>c</i> /Хл <i>a</i>	Хл <i>b</i> /Хл <i>c</i>	кар/Хл <i>a</i>	ПИ
ДО					
1Д	0.21	0.5	0.44	1.92	4.71
2Д	0.46	0.46	1.01	2.23	6.22
3Д	0.34	0.61	0.56	5.13	7.00
4Д	0.17	0.45	0.38	3.41	5.20
Почва					
1П	0.34	0.62	0.55	4.53	12.50
2П	0.85	0.46	1.84	2.35	6.50
3П	1.18	2.30	0.52	4.90	9.33
4П	1.14	2.70	0.42	5.40	9.00

и консервируются, являясь материалом для синтеза УВ, в частности длинноцепочечных *n*-алканов C_{40} .

Судя по пигментным характеристикам, можно сказать, что состав продуцентов в почве отличался от такового бентосного сообщества: в почве было несколько выше среднее содержание Хл *b* и Хл *c*. В сообществе продуцентов образцов почвы 3П и 4П преобладали диатомовые водоросли ($Хл\ c / Хл\ a > Хл\ b / Хл\ a$) (табл. 2), вклад “свежей” наземной растительности был замечен только в почве участка 2П ($Хл\ b / Хл\ c > Хл\ c / Хл\ a$). На накопление в почве каротиноидов указывают высокие значения отношения кар / Хл *a* (2.35–5.40) и ПИ (6.5–12.5).

Как в почве, так и в ДО прямой связи между $C_{орг}$ и отдельными пигментами не выявлено, что, вероятнее всего, обусловлено высокой степенью преобразования растительного материала в поверхностном слое ДО и почвы. Прямая зависимость между концентрациями $C_{орг}$ в осадках и фитопигментах характерна для крупных водных экосистем (морей и озер), где ОВ образуется в основном за счет деятельности автохтонных фитопланктонных и фитобентосных сообществ [7, 29, 31] и где доля аллохтонной растительности невелика. Вероятно, для экосистем малых рек такая закономерность не имеет выраженного характера, поскольку как в ДО, так и в почву кроме автохтонного ОВ, поступает уже частично преобразованное аллохтонное ОВ (листовой опад, травяной отпад) количество которого сопоставимо с продукцией автохтонного сообщества или превышает его.

Микробные сообщества воды, ДО и почвы

Численность отдельных эколого-трофических групп микроорганизмов и их соотношение в исследуемом объекте позволяет судить о трофическом статусе объекта, в том числе о степени антропогенного воздействия, поскольку микроорганизмы гораздо быстрее, чем другие компоненты биоценозов, реагируют на внешние воздействия. Эта реакция проявляется в изменении численности отдельных групп микроорганизмов в сообществе.

Общая численность ГБ в воде составляла от 93.3 до 325.3 тыс. КОЕ/мл (табл. 5). Численность группы СБ изменялась от 2.3 до 19.1 тыс. КОЕ/мл, что находится в границах категории качества воды “загрязненная”. Этой градации соответствует индекс трофии (ГБ / СБ), значения которого на различных участках реки колеблется от 9.1 до 14.3. Численность НОБ была в основном ниже численности СБ, и их доля в сообществе ГБ $\leq 2\%$, что значительно ниже, чем в воде хронически загрязненных нефтепродуктами водотоков.

В ДО численность ГБ варьировала от 6.7 до 16.7 млн КОЕ/г и была на 2–3 порядка выше, чем в створах, соответствующих месту отбора воды. Максимальная численность ГБ выявлена в осадках створа 2Д с максимальным содержанием $C_{орг}$ (9.09%). Это же относится и к группам СБ и НОБ. Соотношение группы СБ и ГБ составляло 3.2–4.2, что характеризует более высокий уровень трофности ДО по сравнению с водой. Численность НОБ составляла от 100 до 800 тыс.

Таблица 5. Численность микроорганизмов в воде и ДО р. Полежаевки (ГОСТ 17.1.3.07–82)

Образец	СБ	ГБ	НОБ	ГБ/СБ	НОБ/ГБ, %
Численность бактерий в воде, тыс. КОЕ /мл					
1В	19.1	272.7	3.0	14.3	1.1
2В	2.3	325.3	3.2	13.9	1.0
3В	10.3	93.3	1.6	9.1	1.8
4В	18.5	226.7	2.5	12.3	1.1
Численность бактерий в ДО, млн КОЕ/г					
1Д	2.1	6.7	0.2	3.2	3.5
2Д	4.1	16.7	0.8	4.1	4.6
3Д	2.7	8.7	0.1	3.2	1.2
4Д	2.6	11.0	0.2	4.2	1.8

КОЕ/г, их доля в сообществе ГБ варьировала от 1.2 до 4.6% при максимальном значении в осадках створа 2Д.

В почве водосбора р. Полежаевки численность ГБ варьировала от 3.7 до 83.6 млн КОЕ/г (табл. 6) при максимальном значении на верхнем участке с высоким (8.2%) содержанием $C_{орг}$ и минимальном на нижнем участке водосбора с низким содержанием (4.76%) ОВ. Численность НОБ составляла от 1.5 до 4.1 млн КОЕ/г при максимальном значении в почве участка 3П с самым высоким (143.2 мг/кг) содержанием УВ и минимальном в почве участка 4П с самым низким (50.6 мг/кг) содержанием УВ. При этом максимальная доля адаптированных к УВ бактерий (НОБ/ГБ, %) была выявлена в почве участка 4П, что свидетельствует о том, что микробное сообщество активнее адаптируется к низким концентрациям УВ.

Численность бактерий, усваивающих минеральную форму азота, условно именуемых минерализаторами (БМ), существенно варьировала — от 500 тыс. КОЕ/г в почве нижнего участка водосбора реки (4П) до 62.2 млн на верхнем участке (1П), т. е. распределение данной группы бактерий повторяло характер распределения ГБ в почве. При этом максимальная величина коэффициента минерализации (КМ), определяемого как отношение БМ/ГБ, совпадала с максимумами численности обеих групп бактерий и максимальными показателями содержания $C_{орг}$ и УВ, что указывает на активно протекающие в почве данного участка процессы преобразования ОВ, в том числе УВ.

Актиномицеты — спорообразующие, грамположительные бактерии, способные к формированию ветвящегося мицелия. Структурные параметры актиномицетного комплекса как мо-

дельной группы микробного сообщества могут служить тестом на нарушение почвенных условий в результате изменения среды под воздействием техногенных факторов [15]. Численность актиномицетов в почве была значительно ниже, чем вышеупомянутых групп бактерий, и выявленные показатели были приурочены к участкам почвы с высоким содержанием $C_{орг}$ и УВ (1П и 3П), т. е. благоприятные условия для развития данной группы микроорганизмов сложились только в почве верхнего участка водосбора (территория сада), в меньшей степени подверженной техногенному воздействию.

Самой немногочисленной группой микроорганизмов в исследованной почве были микромицеты, их численность составляла 11.1–59.7 тыс. КОЕ/г при максимальной численности на нижнем участке (4П) и минимальной в образце 2П. Известно, что антропогенное загрязнение почвы в первую очередь приводит к снижению общей численности микромицетов [11], что косвенным образом может быть связано с уменьшением поступления в почву растительного опада при угнетении развития высших растений.

Параллельное изучение интенсивности развития микромицетов и микроводорослей имеет большое значение, так как известно, что деструкционная и продукционная деятельность почвенных микроорганизмов — сочетанные процессы, обеспечивающие устойчивость почв к антропогенным воздействиям [8]. Поэтому преобладание той или иной группы микроорганизмов является косвенным свидетельством направленности микробиологических процессов в почве. Микромицеты участвуют в преобразовании ВО на начальных стадиях. На рис. 3 показано, как возрастает роль микромицетов и снижается значение ГБ в деструкционных процессах при

Таблица 6. Численность микроорганизмов в почве водосбора р. Полежаевки

Образец	ГБ, млн КОЕ/г	НОБ, млн КОЕ/г	НОБ/ГБ, %	БМ, млн КОЕ/г	КМ	Актиномицеты, млн КОЕ/г	Микромицеты, тыс. КОЕ/г
1П	83.6	3.1	3.7	62.2	7.23	2.1	18.5
2 П	11.8	2.1	18.1	0.8	0.06	Не обнаружено	11.1
3 П	17.9	4.1	23.0	11.9	0.67	0.8	12.3
4 П	3.7	1.5	38.9	0.5	0.13	Не обнаружено	59.7

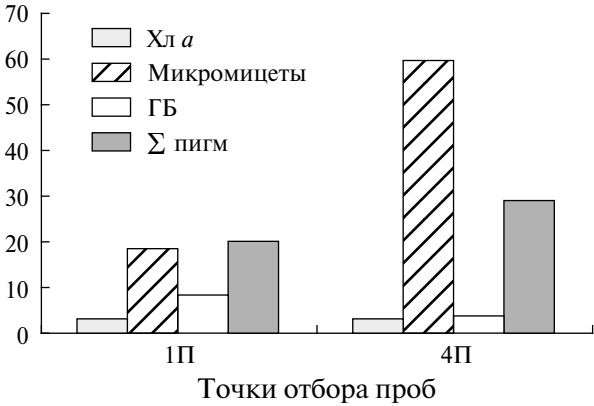


Рис. 3. Содержание фитопигментов, бактерий и микромицетов в почве верхнего (1П) и нижнего (4П) участков водосбора р. Полежаевки. По оси ординат: Хл *a*, Σ пигм, мкг/г; численность ГБ, млн КОЕ/г; численность микромицетов, тыс. КОЕ/г.

увеличении суммарного содержания пигментов в почве верхнего (1П) и нижнего (4П) участков водосбора р. Полежаевки. Если фотосинтетическая деятельность автохтонного сообщества микроводорослей на исследованных участках существенно не различается, то увеличение суммарного содержания фитопигментов за счет поступления отмирающей растительности способствует активизации начальных процессов деструкции растительного материала, осуществляемого микробным сообществом при увеличении роли микромицетов. Нижний участок водосбора отличается от верхнего тем, что его почва после разрушения дамбы представляет собой бывшее дно пруда и характеризуется повышенным увлажнением, способствующим развитию микроводорослей.

жнением, способствующим развитию микроводорослей.

*Содержание и молекулярный состав *n*-алканов в ДО и почвах*

Предельные УВ (*n*-алканы) признаны удобными маркерами для получения первичной геохимической информации об источниках происхождения ОВ. При этом используют различные критерии молекулярно-массового распределения *n*-алканов в исследуемом объекте. Это индексы нечетности (СРІ и ОЕР) и группы характерных гомологов [4, 39, 40].

Суммарное содержание *n*-алканов в исследованных осадках варьировало незначительно (от 1.95 до 2.23 мкг/г) и не зависело от общего содержания УВ и $C_{орг}$ (табл. 7), поскольку в состав ОВ кроме алифатических УВ входят и другие компоненты. Среди идентифицированных соединений в составе *n*-алканов всех образцов ДО не обнаружены *n*-алканы C_{15} , C_{17} , C_{19} , характерные для ОВ гидробионтного генезиса, что, вероятно, обусловлено тем, что во внутриводоемных процессах преобладают гетеротрофные процессы (микробиологическая деструкция) над автотрофными (образование автохтонного ОВ). Высокомолекулярные *n*-алканы $C_{27}-C_{39}$ составляли 85.97–90.95% от суммы *n*-алканов. Среди них содержание *n*-алканов с длиной С-цепи $C_{27}-C_{35}$, преобладающих в составе биомассы высших растений, составляло 42.73–57.25% от суммы

Таблица 7. Молекулярно-групповой состав *n*-алканов в ДО р. Полежаевки

Компонент	Образец			
	1Д	2Д	3Д	4Д
<i>n</i> -алканы, мкг/г	1.95	2.14	2.01	2.23
Диапазон идентифицированных гомологов	$C_{11}-C_{39}$	$C_{11}-C_{39}$	$C_{11}-C_{37}$	$C_{11}-C_{39}$
$\Sigma C_{11}-C_{12}/\Sigma C_{27}-C_{39}$	12.15/87.85	14.14/86.14	9.05/90.95	14.03/85.97
$\Sigma C_{27}-C_{35}$	48.00	42.73	57.25	43.59
СРІ $C_{27}-C_{35}$	0.83	0.60	0.55	0.66
ОЕР _{C27}	0.96	—	—	0.60
ОЕР _{C29}	—	—	—	—
ОЕР _{C31}	0.40	0.42	0.35	0.53
ОЕР _{C33}	—	—	—	—
ОЕР _{C35}	0.51	0.47	0.58	0.34

алифатических УВ. При этом величина индекса нечетности CPI (carbon petroleum index) варьировала от 0.55 до 0.83, не достигая единицы, что свидетельствует о высоком уровне преобразования данного типа ОВ в осадках реки. На это же указывает величина индекса ОЕР (odd-over-even predominances – отношение количества нечетного гомолога к сумме близлежащих четных), которая позволяет оценить источник поступления *n*-алканов в ДО или почву и указывает на интенсивность протекающих процессов микробиологической деструкции [40]. Судя по величинам ОЕР_{C27, C31, C35}, составляющим < 1, можно заключить, что ОВ, синтезируемое высшей растительностью, в значительной степени преобразовано. Из низкомолекулярных соединений алифатического ряда в близких количествах присутствовали жидкие *n*-алканы C₁₁ (ундекан) и C₁₂ (додекан). Наличие короткоцепочечных *n*-алканов без существенного различия по четности-нечетности является признаком загрязнения нефтепродуктами [43] или частицами угля [37].

Содержание *n*-алканов в почве водосбора р. Полежаевки составляло 1.94–2.54 мкг/г, что находится на среднем уровне их содержания в верхнем органогенном горизонте почв разных биоклиматических зон [21] (табл. 8). Их количество не отличалось от такового в ДО р. Полежаевки. Как и для ДО, явной связи между распределением концентраций *n*-алканов, УВ и C_{орг} не выявлено, хотя как максимальные, так и минимальные их показатели в почве совпадали. Гомологические ряды *n*-алканов представлены исключительно высокомолекулярными соеди-

нениями с длиной С-цепи C₂₈–C₃₉. Содержание ΣC₂₇–C₃₅, синтезируемых высшей растительностью, незначительно варьировало – от 40.64 до 49.22% от суммы *n*-алканов. В их составе доминировали четные гомологи – величина CPI C₂₇–C₃₅ составляла 0.44–0.92 при максимальном значении в почве верхнего, более облесенного участка водосбора и минимальном на участке ЗП. Значения CPI < 1 также могут быть обусловлены влиянием биомассы микробного компонента почв. Известно, что бактерии могут синтезировать четные высокомолекулярные *n*-алканы в области C₂₅–C₃₅ путем ресинтеза короткоцепочечных соединений [42]. Вероятно, активной микробиологической деятельностью объясняется отсутствие как в ДО, так и в почве низкомолекулярных *n*-алканов, синтезируемых низшими растениями и микроводорослями. Именно деятельностью почвенных микроорганизмов обусловлен высокий уровень трансформации нечетных гомологов, генетически связанных с высшей наземной растительностью, на это указывают величины индекса ОЕР < 1 [39].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сходство величин биогеохимических характеристик ДО и почв системы “водоток и его водосбор” отражает влияние климатических условий – мусонные дожди, паводки, способствующие стоку терригенного материала в русло реки; гидрологического режима – слабая проточность реки в меженный период; антропогенных факторов – разрушение дамбы пруда, в результате чего произошло обмеление реки

Таблица 8. Молекулярно-групповой состав *n*-алканов в почве водосбора р. Полежаевки

Компонент	Образец			
	1П	2П	3П	4П
<i>n</i> -алканы, мкг/г	2.43	2.54	2.17	1.94
Диапазон идентифицированных гомологов	C ₃₀ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₉	C ₂₈ –C ₃₇
ΣC ₂₇ –C ₃₅	45.16	45.32	40.64	49.22
CPI _{C27-C35}	0.92	0.57	0.44	0.83
OEP _{C29}	0.75	0.72	0.89	0.45
OEP _{C31}	0.68	0.40	0.70	0.85
OEP _{C33}	0.55	0.66	0.50	0.60
OEP _{C35}	0.38	0.43	0.43	0.48

и частичная трансформация дна реки в почвенное пространство.

В период летней межени качество воды по гидрохимической и микробиологической оценкам совпадает, и вода характеризуется категорией “загрязненная”. В ДО и почвах водосбора р. Полежаевки процессы деструкции ОВ растительно-го происхождения преобладали над его продукцией, т. е. в системе “водоток и его водосбор” малой р. Полежаевки доминировали гетеротрофные процессы над автотрофными, что отражается в накоплении преобразованного ОВ в ДО и почве.

По пигментным характеристикам наиболее общая закономерность в пигментном составе ДО и почвы — подавляющее (50–70% от суммы пигментов) преобладание каротиноидов, а в составе продуцентов доминирование диатомей (соотношение $Xл\ c / Xл\ a$ превышало $Xл\ b / Xл\ a$). Вклад естественных продуцентов в состав ОВ почв и ДО подтвержден как продукционными характеристиками ($Xл\ a / C_{орг}$), так и на уровне молекулярных маркеров (n -алканы).

Исследование молекулярного состава УВ ДО и почв выявило их генетическую схожесть, которая связана с антропогенным преобразованием водосбора. Показано, что преобладающий тип в ДО и почве — ОВ терригенного генезиса, а именно соединения, синтезированные высшей растительностью. Общее в распределении n -алканов в исследованных осадках и почве — доминирование четных гомологов, что указывает на высокий уровень преобразования ОВ. В обоих случаях прослеживается влияние микробного компонента на состав четных n -алканов.

Уровни углеводородного загрязнения ДО и почв намного ниже, чем таковые для водосборов многих малых рек территории Хабаровска, что открывает благоприятные перспективы для проведения ревитализации р. Полежаевки.

Авторы выражают благодарность Г.М. Филипповой (ЦКП ИВЭП ДВО РАН “Центр экологического мониторинга”) и М.И. Климину (ИВЭП ДВО РАН) за помощь в выполнении анализов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бриттон Г. Биохимия природных пигментов. М.: Мир, 1986. 422 с.
2. Гаретова Л.А., Фишер Н.К., Иманова Е.Л., Кириенко О.А., Кошельков А.М. Особенности формирования органических соединений в грунтах и донных отложениях промзоны г. Хабаровск // Геохимия. 2021. Т. 66. С. 464–472.
3. Гаретова Л.А., Харитонова Г.В., Иманова Е.Л., Фишер Н.К., Кириенко О.А. Влияние наводнения 2019 г. на абиотическую и биотическую структуру донных отложений и почв поймы р. Амур // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2022. № 5. С. 1–12.
4. Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Пиковский Ю.И., Смирнова М.А. Алканы как компоненты углеводородного состояния почв: поведение, индикационное значение // Почвоведение. 2018. № 1. С. 37–47.
5. ГОСТ 17.1.3.07-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. М.: ИПК, Изд-во стандартов, 2010.
6. ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. М.: ИПК, Изд-во стандартов, 1990.
7. Дегтярева Л.В. Пространственное распределение органического вещества в донных отложениях Северного Каспия в зависимости от абиотических и биотических факторов среды // Естественные науки. 2013. Т. 43. С. 49–55.
8. Евдокимова Г.А. Почвенная микробиота как фактор устойчивости почв к загрязнению // Теоретическая и приклад. экология. 2014. № 2. С. 17–24.
9. Кислякова Е.Г. Изучение геохимического поля экосистем малых рек // Актуальные проблемы экологии и природопользования. Сб. науч. тр. Вып. 13. М.: РУДН, 2011. Ч. 2. С.113–117.
10. Климин М.А., Сиротский С.Е. Распределение фотосинтетических пигментов в профиле торфяных отложений как отражение колебаний климата в голоцене // Биогеохимические и геоэкологические процессы в экосистемах. Вып. 15. Владивосток: Дальнаука, 2005. С. 237–248.
11. Корнейкова М.В., Лебедева Е.В. Почвенные микробиоты — биоиндикаторы загрязнений на Кольском полуострове // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы международ. симпоз. Молодеж. шк. М.: ГЕОС, 2016. С. 129–133.

12. Кошельков А.М., Матюшкина Л.А. Оценка химического загрязнения почв водоохраных зон малых рек города Хабаровска // Регионал. проблемы. 2018. Т. 21. С. 76–85.
13. Кремлева Т.А. Геохимические факторы устойчивости водных систем к антропогенным нагрузкам. Дис. ... докт. хим. наук. Тюмень: ТГУ, 2015. 260 с.
14. Марьяш А.А., Ходоренко Н.Д., Звалинский В.И., Тищенко П.Я. Органический углерод в эстуарии реки Раздольная (Амурский залив, Японское море) в период ледостава // Геохимия. 2015. № 8. С. 734–742.
15. Микроорганизмы как агенты биомониторинга и биоремедиации загрязненных почв / Под общ. ред. Т.Я. Ашихминой, Л.И. Домрачевой. Киров: Науч. изд-во ВятГУ, 2018. 254 с.
16. Немировская И.А. Углеводороды в океане (снег–лед–вода–взвесь–донные осадки). М.: Науч. мир, 2004. 318 с.
17. Немировская И.А., Канапацкий Т.А., Храмцова А.В. Особенности распределения и состава органических соединений в водах и донных осадках р. Чернавка, впадающей в озеро Эльтон // Докл. РАН. Науки о Земле. 2023. Т. 510. С. 241–246.
18. Немировская И.А., Островская Е.В. Мониторинг органических соединений в водосборе Волги // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018. Т. XXXIX. № 4. С. 65–85.
19. Опекунов А.Ю., Митрофанова Е.С., Опекунова М.Г. Техногенная трансформация состава донных отложений рек и каналов Санкт-Петербурга // Геоэкология. Инженерная геология. Гидроэкология. Геокриология. 2017. № 4. С. 48–61.
20. Петров А.А. Химия алканов. М.: Наука, 1974. 243 с.
21. Пиковский Ю.И., Смирнова М.А., Геннадиев А.Н., Завгородняя Ю.А., Жидкин А.П., Ковач Р.Г., Кошовский Т.С. Параметры самородного углеводородного состояния почв различных биоклиматических зон // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1307–1321.
22. ПНДФ 16.1:2.2.22-98 Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органно-минеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. М.: Гос. ком. РФ по охране окружающей среды, 2005. 21 с.
23. ПНДФ 16.1:2.3.44-05 Методика выполнения измерений массовой доли летучих фенолов в пробах почв, осадков сточных вод и отходов фотометрическим методом после отгонки водяным паром. М., 2005. 14 с.
24. Полянин В.О., Фащевская Т.Б., Словягина А.Н. Особенности формирования и регулирования диффузного загрязнения в пределах городских территорий (на примере р. Язузы) // Вод. ресурсы. 2023. Т. 50. С. 53–67.
25. Практикум по микробиологии: Учеб. Пособие для студентов высш. учеб. Заведений / Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.
26. Рогозина Е.А. Геохимические изменения в составе нефти при биодеградаций // Разведка и охрана недр. 2010. № 4. С. 63–68.
27. СанПиН 1.2.3685-21 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. 960 с.
28. Сигарева Л.Е. Хлорофилл в донных отложениях Волжских водоемов. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2012. 217 с.
29. Сигарева Л.Е., Тимофеева Н.А., Законнов В.В. Особенности распределения растительных пигментов в донных отложениях Чебоксарского водохранилища // Гидробиол. журн. 2004. Т. 40. С. 27–35.
30. Фащевская Т.Б., Словягина А.Н., Полянин В.О., Алгушаева А.В. Антропогенные изменения гидрохимического режима и качества воды городского водотока (на примере реки Лихоборки, московский регион) // Вод. ресурсы. 2023. Т. 50. С. 203–217.
31. Федоров Ю.А., Доценко И.В., Кузнецов А.Н., Белов А.А., Логинов Е.А. Закономерности распределения $C_{орг}$ в донных отложениях российской части Азовского моря // Океанология. 2009. Т. 49. С. 229–236.
32. Фишер Н.К., Гаретова Л.А., Имранова Е.Л., Кириенко О.А., Афанасьева М.И. Оценка экологического состояния малых рек центральной части Хабаровска в период снеготаяния // Регионал. проблемы. 2018. Т. 21. С. 35–44.
33. Шестеркин В.П., Афанасьева М.И., Шестеркина Н.М. Особенности качества воды малых рек Хабаровска в зимний период // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2019. № 3. С. 42–51.
34. Янин Е.П. Техногенные речные илы (условия формирования, вещественный состав, геохимические особенности). М.: APCO, 2018. 415 с.
35. Anh N.T., Can L.D., Nhan N.T., Schmalz B., Luu T.L. Influences of key factors on river water quality in urban and rural areas: A review // Case Studies in Chemical and Environ. Engineering. 2023. V. 8. 100424.
36. Engloner A.I., Németh K., Dobosy P., Óvári M. Exploring the trend effects of diffuse anthropogenic pollution

- in a large river passing through a densely populated area // *Heliyon*. V. 9. 2023. e20120.
37. Kuhn Th.K., Krull E.S., Bowater A., Grice K., Gleixner G. The occurrence of short chain *n*-alkanes with an even over odd predominance in higher plants and soils // *Organic Geochem.* 2009. V. 41. P. 88–95.
 38. Liu Y., Su B., Mu H., Zhang Y., Chen L., Wu B. Effects of point and nonpoint source pollution on urban rivers: From the perspective of pollutant composition and toxicity // *J. Hazardous Materials*. 2023. V. 460. 132441.
 39. Norris C., Dungai J., Joyne A., Quideau S. Biomarkers of novel ecosystem development in boreal forest soils // *Organic Geochem.* 2013. V. 64. P. 9–18.
 40. Peters K.E., Walters C.C., Moldowan J.M. The biomarker guide. Second Edition I, II, Cambridge: Univ. Press, 2005. 1155 p.
 41. Revitalization of Urban River Spaces. <http://www.re-uris.gig.eu> (дата обращения: 20.02.23)
 42. Saliot A., Laureillard J., Scribe P., Sicre M.A. Evolutionary trends in the lipid biomarker approach for investigating the biogeochemistry of organic matter in the marine environment // *Mar. Chem.* 1992. V. 39. P. 235–248.
 43. Sojinu S.O., Sonibare O.O., Ekundayo O., Zeng E.Y. Assessing anthropogenic contamination in surface sediments of Niger Delta, Nigeria with fecal sterols and *n*-alkanes as indicators // *Sci. Total Environ.* 2012. V. 441. P. 89–96.
 44. Zhang Y., Mao W., Li R., Liu Y., Wang P., Zheng Z., Guan Y. Distribution characteristics, risk assessment, and quantitative source apportionment of typical contaminants (HMs, N, P, and TOC) in river sediment under rapid urbanization: A study case of Shenzhen river, Pearl River Delta, China // *Process Safety Environ. Protection*. 2022. V. 162. P. 155–168.

Biotic and abiotic components in the system “watercourse and its catchment” of the small Polezhayevka River (the Amur River basin)

L. A. Garetova^{a, *}, E. L. Imranova^a, N. K. Fisher^a

^a*Institute of Water and Ecological Problems, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Khabarovsk, 680000 Russia*

*e-mail: gar-va1948@mail.ru

The relationship between abiotic and biotic components in the water and soil is analyzed using the catchment area of the small urban river. Water quality was assessed as “polluted” based on a set of indicators. Similarity in the biogeochemical characteristics of bottom sediments (BS) and soils was revealed. The average organic carbon (C_{org}) content was 5.9 in BS and 6.8% in soil. The excess of the background level of hydrocarbons in BS (100 mg/kg) was no higher than 1.6 times, in the soil it was 1.2–1.7 times. The share of HC in the organic matter content in BS did not exceed 0.4 and 0.21% in the catchment soil. The total content of phytopigments in BS and soil did not differ significantly – 34.89 and 29.31 $\mu\text{g/g}$, respectively. The contribution of primary production, estimated by the chl *a* into the total content of C_{org} in BS averaged 1.53, in soil 0.61%. Carotenoids dominated in the composition of phytopigments in BS and soil. Studying the molecular composition of *n*-alkanes shown that the predominant type of organic matter in both soil and BS is terrigenous matter, genetically associated with higher vegetation, found in the studied objects in the form of transformed hydrocarbons.

Keywords: small river, bottom sediments, soil, organic carbon, hydrocarbons, *n*-alkanes, phytopigments, microorganisms.