

Введение

Методика исследований

Речные макрофиты и их роль в экологии речных систем

Особенности образования эпифитовзвеси и ее общего химического состава

Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси

Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси

Особенности распределения ртути в эпифитовзвеси

Экологическая роль и биогеохимические особенности эпифитовзвеси

Заключение

Литература

Введение

Основной информацией, используемой для оценки интенсивности загрязнения речных систем тяжелыми металлами и другими химическими элементами, являются данные об их распределении в воде, донных отложениях и гидробионтах, получение которых, как правило, сопряжено с организационными, техническими и химико-аналитическими трудностями.

Химический состав речной воды отличается выраженной пространственно-временной неоднородностью, что обуславливает необходимость организации длительных (режимных) наблюдений за распределением загрязняющих веществ на нескольких створах. Обязательным условием является унифицированная предварительная подготовка проб воды, прежде всего, использование единого приема разделения взвешенных и растворенных форм химических элементов, обычно осуществляемого ультрафильтрацией через мембранные фильтры с соответствующим диаметром пор. Концентрирование химических элементов в гидробионтах в каждом конкретном случае обычно проявляется по-разному, зависит от физико-химических свойств и формы существования поллютантов в воде, взвеси и донных отложениях, а также от вида и морфологии организмов, их биосорбционных свойств и (для растений) вегетационной фазы. Как правило, адекватная оценка уровня загрязнения вод может быть сделана при сравнении содержания химических элементов в гидробионтах одного и того же вида, близкого возраста и размера, обитающих в сходных гидродинамических условиях, собранных в один и тот же сезон. Возможность подобной унификации представляется редко. Существуют также методические сложности, во многом обусловленные необходимостью применения единообразных методов подготовки и анализа проб воды и тканей организмов. Достаточно стандартизованы методы отбора и химико-аналитические исследования донных отложений [61, 99]. Однако опробование их часто представляет трудоемкий процесс и в силу различных причин возможно не на всех участках речного русла. Кроме того, речные отложения отражают (суммируют) многолетнее воздействие разнообразных источников загрязнения, часть которых в момент наблюдения может уже не функционировать.

Возникает необходимость выбора такого компонента речной среды, изучение химического состава которого (стандартными и доступными для большинства аналитических лабораторий методами) позволило бы быстро, эффективно и с минимальными затратами оценить масштабы техногенного загрязнения рек. В качестве подобного индикатора, депонирующего металлы и другие химические элементы, эффективно использовать речную эпифитовзвесь [76, 78, 80, 81, 83, 84, 89, 93, 95]. Эпифитовзвесь – термин, предлагаемый

для обозначения взвеси, осажденной на макрофитах [78, 80, 89]. К последним принято относить высшие водные и прибрежно-водные растения, а также прикрепленные низшие и плавающие водоросли [59]. На стеблях и особенно на листьях речных макрофитов практически всегда наблюдается осаждение (налипание, адсорбция) взвешенных в воде твердых частиц (речной взвеси), что и обуславливает формирование эпифитоввзвеси – особого компонента водных систем. Активное формирование эпифитоввзвеси особенно характерно для загрязненных речных вод, в большинстве случаев отличающихся высокой мутностью (высоким содержанием твердых взвешенных частиц) [75, 90].

До недавнего времени речная эпифитоввзесь (как особый компонент водной среды) практически не изучалась с эколого-геохимических позиций и не использовалась в качестве индикатора загрязнения речных систем химическими элементами. Автор этих строк впервые обратил внимание на это явление – формирование эпифитоввзвеси – в 1986 г. при проведении эколого-геохимических исследований на р. Нуре, которые выполнялись в связи с поручением Совета Министров СССР № ПП-4458 от 05.03.1985 г. «Об очистке русла реки Нуры от ртути в районе зоны влияния ПО Карбид» и специальным заданием Министерства геологии СССР, и тогда же использовал эпифитоввзесь для оценки интенсивности сезонного загрязнения речной среды ртутью [76, 78]. В последующие годы эпифитоввзесь более детально исследовалась автором на реках Мордовии и Пензенской области (1989–1990 гг.), а также – в 1997 г. – еще раз на р. Нуре (в рамках международных проектов, поддержанных Программой Европейского Союза ИНКО-Коперникус, грант № IC15-СТ96-0110, и ИНТАС-Казахстан, грант № 95-37). В 2003 г. приоритет геохимического способа выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек, разработанного автором этих строк и основанного на использовании эпифитоввзвеси, был подтвержден патентом Российской Федерации [89]. Есть все основания полагать, что эпифитоввзесь является также важным компонентом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень и играет особую роль в биогеохимии и экогеохимии водоемов [98].

Систематизация и обобщение результатов исследований автора и доступных литературных сведений, приводимые ниже, свидетельствует о возможности применения эпифитоввзвеси для выявления зон техногенного загрязнения, установления комплекса загрязняющих водотоки химических элементов, оценки современного (сезонного) уровня загрязнения речной среды, изучения процессов перераспределения химических элементов в водной среде и форм нахождения тяжелых металлов и их трансформации в ходе русловой миграции осадочного материала.

Методика исследований

В Центральном Казахстане исследования осуществлялись на р. Нуре, входящей в сложную водохозяйственную систему, основным стержнем которой является канал Иртыш–Караганда, впадающий в Нуру выше г. Темиртау (рис. 1). Длина Нуры 879 км, площадь бассейна 60,8 тыс. км²; впадает она в бессточное озеро Тенгиз. Средний многолетний расход воды в реке составляет 19,5 м³/с. Основное техногенное воздействие в бассейне Нуры связано с влиянием Карагандинско-Темиртауского промышленного района, где находятся крупные предприятия угольной, металлургической, химической, энергетической и других отраслей промышленности. Особенно серьезная экологическая ситуация сложилась в бассейне реки в связи с интенсивным загрязнением среды обитания ртутью, поступающей с выбросами, сточными водами и отходами химического завода, расположенного в г. Темиртау. Основные объемы ртутьсодержащих сточных вод сбрасываются в Нуру с очистных сооружений (расположенных на западной окраине города) по так называемой Главной канаве стоков. Общая техногенная эмиссия ртути в окружающую среду, используемой в 1951–1996 гг. на указанном заводе при производстве ацетальдегида, оценивается не менее чем в 1200 т. Это обусловило формирование в реке протяженной и ин-

тенсивной зоны загрязнения ртутью, причем основными аккумуляторами последней являются техногенные илы, прослеживаемые в русле на расстояние до 100 км ниже города. Мощность илов колеблется от 0,2–0,3 до 2–3 м; на отдельных участках они выстилают значительные площади русла [76, 78, 99, 131]. В исследуемый период (лето 1997 г.) ацетальдегидное производство практически не функционировало. Основными поставщиками ртути в водную среду являлись сточные воды, поступающие в Нуру с очистных сооружений (где металл присутствует в шламах полей усреднения и в осадках сточных вод), техногенные илы, а также почвы поймы и долины, загрязненные ртутью при разливах реки и использовании речных вод для орошения сельскохозяйственных угодий.

В Мордовии работы проводились на реках Инсар, Алатырь и Сура. Техногенное воздействие на реки Инсар и Алатырь связано главным образом с влиянием крупного промышленного центра – г. Саранска [7, 132]. Основная доля образующихся здесь сточных вод сбрасывается в Инсар с городских очистных сооружений. Сточные воды также поступают в реку с заводских локальных очистных сооружений по р. Лепелейке, дренирующей южную промышленную зону города (заводы медицинского оборудования, электроники и др.), и ручью Никитинскому, принимающему сток центральной промышленной зоны (заводы кабельный, электроламповый, механический, инструментальный, медицинских препаратов, автосамосвалов, стройматериалов и др.). В черте города и его промышленных пригородов находится участок русла Инсара от места впадения в него Лепелейки (южная граница города, ~ 55 км от истока Инсара) до створа городских очистных сооружений (северная граница, ~ 75 км от истока). Примерно в 75 км ниже г. Саранска Инсар впадает в р. Алатырь (левый приток Суры, бассейн Волги) (рис. 1).

Длина Инсара – 168 км, площадь бассейна – 4020 км², многолетний средний расход воды в районе Саранска составляет около 8 м³/с. Наибольшая доля стока приходится на весеннее половодье, минимальные расходы воды наблюдаются либо в зимнюю межень, либо в летне-осенний период. Инсар – типичная равнинная река, русло и сток которой формируются в лесостепной зоне. В настоящее время в русле Инсара и его притоков развиты техногенные илы, представляющие собой новый тип современных аллювиальных отложений. Такие илы формируются в зонах загрязнения, характеризуются специфическим петрохимическим составом и высокими концентрациями многих химических элементов [78, 79, 82, 99]. В пределах и ниже города они практически полностью выстилают русло, причем на отдельных участках их мощность достигает 2–3 м и более. Илы прослеживаются по всей длине Инсара и фиксируются в Алатыре вплоть до створа исследований (70 км ниже устья Инсара). Длина Алатыря – 296 км, площадь бассейна – 11,2 тыс. км², средний годовой расход в створе наблюдений – около 40 м³/с. Максимальный сток приходится на весеннее половодье, минимальный – на зиму. Сток Алатыря примерно на 25% формируется за счет стока Инсара. В створе исследования русло Алатыря сложено в основном разно- и мелкозернистыми песками. Илистые пески выстилают незначительные участки русла и прирусловых отмелей (слоем до 10–20 см). Техногенные илы залегают у берегов линзами мощностью до 1–1,5 м.

На р. Сура отбор проб эпифитовзвеси и русловых отложений осуществлялся в районе пос. Большие Березняки, в створе строящегося Сурского водозабора. Этот участок реки расположен в краевой части зоны влияния поступающих (примерно 150 км выше по течению) в Суру сточных вод г. Пензы. Длина р. Суры – правого притока Волги – составляет 841 км, площадь бассейна – 67,5 тыс. км²; средний расход в створе с. Кадышево (~ 50 км ниже пос. Б. Березняки) – 90,8 м³/с. Максимальный сток приходится на весну, минимальный – на зиму. В створе опробования русло выстлано преимущественно разнозернистыми песками с гравием и галькой. Определенное значение имеют мелкозернистые и илистые пески. У берегов отмечаются скопления техногенного ила, а также наилки. Мощность илов колеблется от 10–15 до 80–110 см. Наилки выстилают незначительные участки русла и прирусловых отмелей слоем в 2–8 см. В качестве своеобразного наполнителя илистый материал иногда встречается в русловых песках.

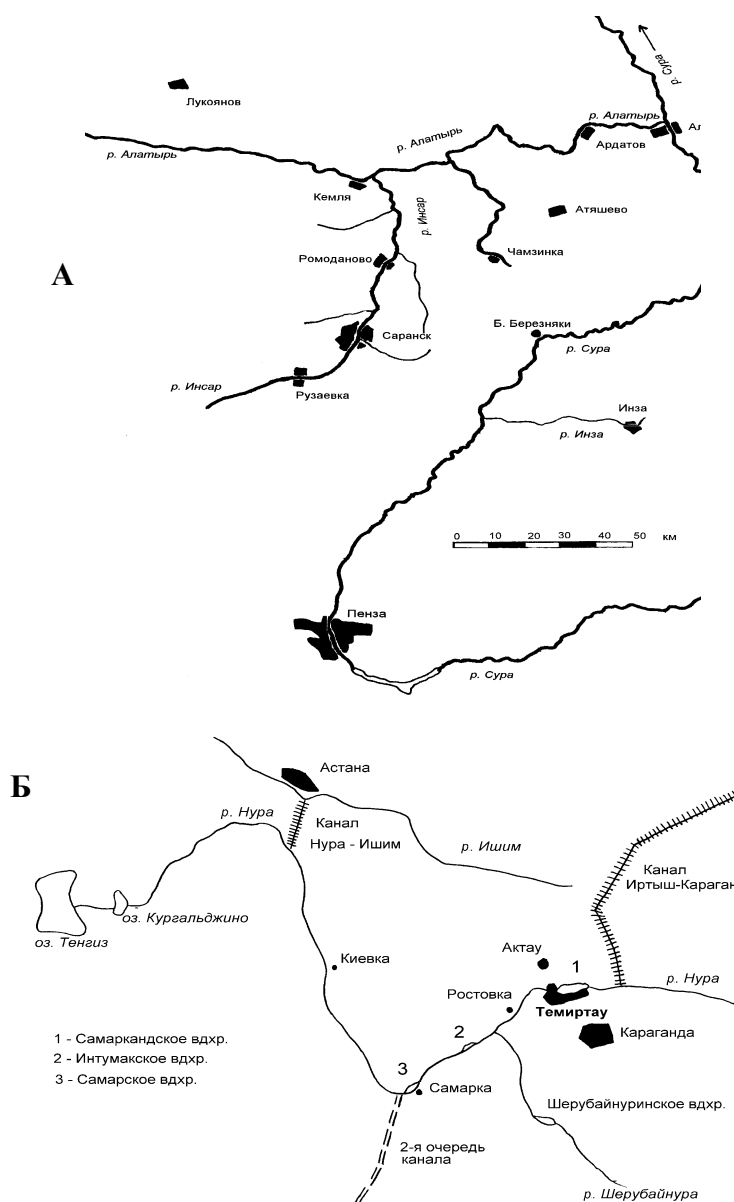


Рис. 1. Обзорные схемы районов работ: А – Мордовия; Б – Казахстан.

Для получения эпифитовзвеси на реках Инсар и Алатырь отбирался горец земноводный (*Polygonum amphibium* L.; водная экологическая форма – *f. aquaticus* Leyss), на р. Сура – рдест гребенчатый (*Potamogeton pectinatus* L.), на р. Нуре – уруть колосистая (*Myriophyllum specatum* L.). Эти макрофиты постоянно представлены в различных условиях изученных рек и часто являются растениями-эдификаторами [4, 23, 27, 51, 53].

Горец земноводный (водяная гречиха, гречиха земноводная) – типичный представитель зоны растений с плавающими листьями (рис. 2), относится к роду растений семейства гречишных (*Polygonaceae* Juss.). Крупный многолетник с длинным ветвистым ползучим корневищем. Стебель прямой, реже слабо ветвящийся, в верхней части плавающий, на мелких участках русла в узлах укореняется. Листья плавающие, гладкие, на длинных черешках, ланцетовидные, с выраженной центральной жилкой и многочисленными параллельно расположенными жилками второго порядка, зеленые, толстоватые, цельнокрайные, на конце тупые, у основания закругленные или слегка сердцевидные. Листья имеют восковый налет, предохраняющий их от смачивания водой, но способствующий прилипанию взвеси. Цветы мелкие, розовые, в плотных колосовидных соцветиях, возвышающихся над водой. Цветет с июня до осени. Растет на разных отложениях, обычно на глубинах в

1–2 м, иногда более. Образует заросли. Является пионером зарастания. При обмелении дает наземную форму с прямостоячим стеблем и шершавыми листьями (*f. terrestre* Leyss.). Горец земноводный – растение кормовое, дубильное, лекарственное. Семена его – корм для водоплавающих птиц, листья охотно поедают ондатра, гуси, утки. Очень широко он был представлен в р. Инсар, часто доминировал и формировал обильные заросли, встречаясь на всем протяжении русла, в том числе и в р. Алатыре. В Инсаре, особенно на ближних к г. Саранску участках русла, многие экземпляры горца были представлены «уродливой» формой, очень крупные, что, возможно, является реакцией растения на интенсивное техногенное загрязнение водотока.

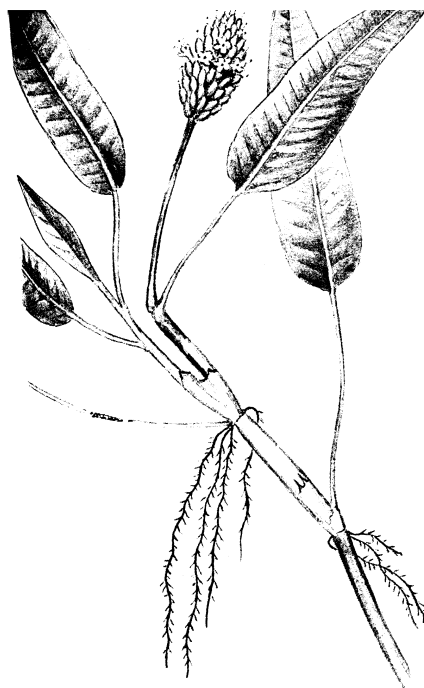


Рис. 2. Горец земноводный.

Рдест гребенчатый и уруть колосистая распространены в зоне погруженных растений, где многие макрофиты образуют водные заросли, формируя своеобразные подводные луга. Здесь рыба откладывает икру; здесь же осуществляется нагул молоди и взрослых рыб, питающихся мелкими беспозвоночными и водорослями, живущими в зарослях водной растительности и привлекающими сюда водоплавающих птиц.

Рдест гребенчатый особенно широко распространен в водотоках лесостепной зоны (рис. 3). Он растет как в пресных, так и в солоноватых водах, где многие водные растения вообще не могут расти. Принадлежит к роду растений семейства рдестовых порядка наядовых (*Potamogetonaceae* Dum.). Крупный многолетник с длинным, ползучим, ветвящимся корневищем, на котором осенью развиваются клубнеобразные утолщения. Стебель тонкий, прямой, кверху сильноветвистый. Ветви нитевидные, густо усажены листьями. Листья все подводные, темно-зеленые или коричневатые, нижние узколинейные, длинные, верхние короче, щетиновидные. Соцветие прерывистое, из нескольких малоцветковых мутовок, коричневато-зеленое, на длинном тонком цветоносе, во время цветения (с июня по август) поднимается над водой. Растет на разных в литологическом отношении донных отложениях на глубинах до 5–6 м. Он является важным компонентом пресноводной флоры; заросли рдеста гребчатого служат местом нереста многих видов рыб и убежища для молоди, а также кормом для ондатры, водяных крыс, водоплавающих птиц. Биомасса в рдестовых зарослях по сравнению с другими водными растительными сообществами самая высокая. С рдестом гребенчатым трофически связано 19 видов животных.



Рис. 3. Рдест гребенчатый.

Уруть колосистая (уруть колосовая) принадлежит к роду растений семейства сланогодниковых (Haloragaceae R. Br.). Крупный многолетник с ползучим корневищем и тонкими многочисленными корешками. Стебли прямые, округлые, ветвистые, беловатые или светло-зеленые, кверху густо облиственные (рис. 4). Листья перисто-раздельные, с нитевидными долями, расположены на стебле в мутовках по четыре; способствуют активному сорбированию урутью речной взвеси. Цветы мелкие, прицветники не превышают цветов, соцветия прерывистые, во время цветения (июнь–сентябрь) поднимаются над водой. Типичные глубины произрастания урути (на песчаных и илистых отложениях) в малых и средних реках составляют 0,5–1 м и глубже (даже до 2 м). Заросли урути колосистой служат местом нереста многих рыб, развития беспозвоночных, привлекающих сюда различных водоплавающих птиц, для которых, в свою очередь, уруть является пищей. В общем случае урутью питаются 53 вида животных.

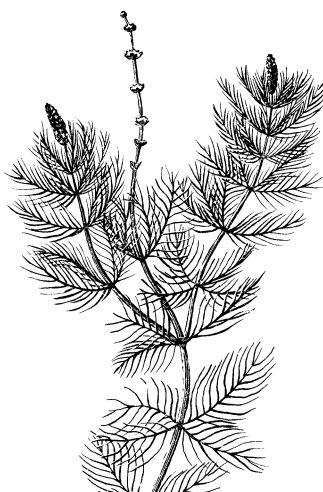


Рис. 4. Уруть колосистая.

Для получения эпифитовзвеси аккуратно срезанные под поверхностью воды экземпляры растений (без корней), помещались в полиэтиленовые пакеты, доставлялись в полевую лабораторию, где на лабораторном столе (с пластиковым покрытием) от них отделя-

лись свежие листья (или стебли с листьями), которые высушивались на воздухе (в тени). Затем их размещали на кальке и механическим воздействием (часто было достаточно простого встряхивания) отделяли находящийся на них твердый материал (эпифитовзвесь); макроскопические (видимые глазом) частицы эпифитона, присутствующие в эпифитовзвеси, удаляли пластиковым пинцетом. (Микроскопический эпифитон рассматривается как неотъемлемая часть эпифитовзвеси. Это своего рода планктон, всегда входящий в состав речной взвеси.) Полученный материал досушивали на воздухе, растирали в агатовой ступке (здесь и далее кроме навесок, предназначенных для определения в них ртути) и помещали в пакеты из кальки. После отделения эпифитовзвеси образцы макрофитов очищались от эпифитона, промывались чистой водой, высушивались на воздухе, затем измельчались; из растертой в агатовой ступке пробы отбирали в пакет из кальки навеску для последующего анализа.

Отбор проб донных отложений осуществлялся с помощью бура ТБГ-1 в белые плотняные мешочки; пробы высушивались на воздухе, измельчались, просеивались через капроновое сито с диаметром отверстий 1 мм, растирались в агатовой ступке и помещались в бумажные пакеты. Пробы речной воды отбирались в белые полиэтиленовые канистры (объем 5 л), доставлялись в полевую лабораторию, где фильтровались под вакуумом через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм для разделения взвешенных (взвесь на фильтре) и растворенных (фильтрат) форм элементов [62]. Фильтры с взвесью досушивались на воздухе и помещались в пакеты из кальки. Растворенные формы металлов экстрагировались из фильтрата полимерным тиоэфиром [50]. Высушенные тиоэфирные осадки помещались в пакеты из кальки. Кроме того, из пробы фильтрата объемом 1 л выпариванием (с углекислым натрием и последующим высушиванием) получали сухой остаток, который также помещался в пакеты из кальки.

Для изучения форм нахождения металлов в эпифитовзвеси применялась методика последовательной селективной обработки образцов серией вытяжек: сперва раствором ацетата натрия, забуференного уксусной кислотой до $\text{pH}=4,2$; затем остатки образца обрабатывались 30%-ной H_2O_2 и промывались кислым ацетатным раствором [60]. Предполагается, что в первом случае в раствор переходят в основном карбонатные и сульфатные соединения и обменно-сорбированные формы металлов (так называемые «легкоподвижные формы»); во втором – преимущественно металлы, связанные с органическим веществом отложений («органоминеральные формы»). В остатке присутствуют металлы, связанные с гидроксидами железа, марганца, алюминия, с решетками глинистых и обломочных минералов, сульфидами («прочие формы»). Следует отметить, что как органоминеральные формы металлов, так и металлы, связанные со «свежими» гидроксидами железа и марганца, обладают потенциальной подвижностью в типичных условиях водной среды.

Отбор всех видов проб осуществлялся в летнюю межень. Химико-аналитические исследования различных образцов (эпифитовзвесь, донные отложения, водные растения, тиоэфирные осадки, взвесь на фильтрах, сухие остатки вод, вытяжки) выполнялись в лабораториях ИМГРЭ и его экспедиций [65]. В частности, содержания ртути в пробах из Инсара, Алатыря и Суры исследовали атомной абсорбцией (метод «холодного пара»). Для определения валового содержания и изучения форм нахождения ртути в эпифитовзвеси и илах р. Нуры использовался метод, основанный на непрерывном линейно-ступенчатом температурном сканировании образца с детектированием образовавшейся атомарной ртути на анализаторе ИМГРЭ-900 [9]. В основу анализатора положен дифференциальный атомно-абсорбционный способ измерения концентраций металла с применением модифицированной схемы эффекта Зеемана. Никель, цинк, молибден, серебро, кадмий, свинец, медь, хром определяли методом атомной абсорбции; ванадий, вольфрам, марганец, фтор и олово в донных отложениях и в эпифитовзвеси – количественным спектральным методом; ванадий и олово в сухих остатках вод – количественным спектральным эмиссионным методом с применением малого камерного электрода. Пробы эпифитовзвеси и донных отложений дополнительно исследовались приближенно количественным спектральным эмис-

сионным методом на 40 элементов. Содержания химических элементов в эпифитовзвеси, донных отложениях и макрофитах даны на сухую массу.

Обработка результатов химико-аналитических исследований заключалась в расчете коэффициентов концентрации химических элементов и выявлении техногенных геохимических аномалий, в ранжирование химических элементов по степени их концентрирования в эпифитовзвеси (и других компонентах водной среды) для установления техногенных геохимических ассоциаций, в расчете суммарного показателя загрязнения и оценке общего уровня техногенного загрязнения рек, а также в установлении миграционной способности химических элементов, концентрирующихся в эпифитовзвеси. Использовались следующие коэффициенты и показатели, применяемые в экологической геохимии [7, 61, 62, 78, 90, 99].

Коэффициент концентрации K_C , который характеризует интенсивность концентрирования химического элемента в каком-либо компоненте водной среды (например, в эпифитовзвеси, донных отложениях, в воде, растениях) в зоне техногенного загрязнения по сравнению с его фоновым содержанием. Фоновое содержание – это средняя концентрация химического элемента в данном компоненте речной среды на участках реки, расположенных вне зоны прямого воздействия источников загрязнения и в изученных случаях приуроченных к верховьям основной реки или ее притоков, в которые не поступают сточные воды промышленных и сельскохозяйственных объектов.

Коэффициент концентрации рассчитывается по формуле:

$$K_C = C_i / C_\phi,$$

где C_i – реальная общая концентрация i -го химического элемента в данном компоненте (например, в эпифитовзвеси) в конкретной точке наблюдения в зоне влияния техногенного источника загрязнения, C_ϕ – фоновое валовое содержание этого элемента в том же компоненте.

Геохимическая ассоциация, которая характеризует качественный (элементный) состав и структуру техногенного загрязнения (техногенных геохимических аномалий) и представляет собой упорядоченную (ранжированную) по значениям K_C совокупность химических элементов, концентрирующихся в каком-либо компоненте речной среды. В геохимическую ассоциацию включаются элементы со значениями K_C не менее 1,5. Считается, что в данном случае величина превышения над фоном превосходит природную вариацию распределения элементов и возможные ошибки опробования и аналитических исследований, т. е. концентрация химического элемента, в 1,5 раза превышающая фоновую, является минимально-аномальным содержанием (нижним порогом аномальности), а содержания, превышающие этот уровень, обусловлены главным образом поставкой химических элементов техногенными источниками загрязнения. Геохимическая ассоциация изображается, например, так: $Hg_{150}-Cd_{110}-Ag_{78}-As_{51}-Zn_{23}-Pb_{11}-(Cu-Co-Sb)_5-Mo_3-(Mn-Ti)_{1,7}-V_{1,5}$ (цифровые индексы около символов химических элементов представляют их K_C ; иногда их указывают только для наиболее интенсивно концентрирующихся элементов). Химические элементы, входящие в геохимическую ассоциацию, обычно систематизируются в виде таблиц по значениям K_C в группы, границы интервалов которых примерно соответствуют шкале десятичных логарифмов с шагом 0,5: 1,5–3; 3–10; 10–30; 30–100 и т. д.

Суммарный показатель загрязнения Z_C , учитывающий полиэлементный состав техногенного загрязнения (техногенных геохимических аномалий), представляет собой сумму коэффициентов концентрации K_C (за вычетом фона) химических элементов, входящих в геохимическую ассоциацию, установленную, например, для эпифитовзвеси (донных отложений, речной взвеси и т. д.). Таким образом, этот показатель отражает аддитивное превышение фонового уровня группой ассоциирующихся элементов; рассчитывается по известной формуле Ю.Е. Саета:

$$Z_C = \sum_{i=1}^n K_C - (n - 1),$$

где K_C – коэффициент концентрации i -го химического элемента, n – число, равное количеству химических элементов, входящих в техногенную геохимическую ассоциацию.

Общий уровень техногенного загрязнения и качественная характеристика его эколого-гигиенической опасности (с позиций содержаний токсичных химических элементов в растворе речных вод) дается на основе значений суммарного показателя загрязнения в соответствии со шкалой, приведенной в табл. 1.

Таблица 1

**Шкала оценки состояния рек по значениям суммарного показателя загрязнения
в эпифитовзвеси [86, 89]**

Z_C	Уровень техногенного загрязнения	Содержания токсичных химических элементов в растворе речных вод
< 20	Слабый	Большинство в пределах фоновых уровней
20–60	Средний	Многие повышены относительно фоновых уровней; некоторые эпизодически достигают ПДК
60–200	Высокий	Многие заметно выше фоновых уровней; некоторые превышают ПДК
200–600	Очень высокий	Многие во много раз выше фоновых уровней; некоторые стабильно превышают ПДК
> 600	Чрезвычайно высокий	Большинство во много раз выше фоновых уровней; многие стабильно превышают ПДК

Сопряженный анализ значений суммарного показателя и геохимических ассоциаций позволяет выделить в реке участки, характеризующиеся определенным уровнем и своеобразным составом техногенного загрязнения. Для оценки миграционной способности и потенциальной эколого-токсикологической опасности химических элементов используют данные по балансу их форм нахождения в эпифитовзвеси с выделением доли элементов, присутствующих в геохимически активных формах (группы легкоподвижных и органоминеральных соединений), способных относительно быстро включаться в пищевые цепи, существующие в реках.

3. Речные макрофиты и их роль в экологии речных экосистем

Видовая совокупность водных растений очень многообразна. Например, в состав флоры макрофитов Удмуртии входит 310 видов из 54 семейств и 123 родов, причем в классе текущих водоемов наибольшее сходство проявляют флора малых и средних рек (68,6%) [39]. Флора крупных рек от флор малых и средних рек несколько обособлена, что, по-видимому, обусловлено интенсивностью ее русловых процессов. В общем случае можно выделить четыре основные группы водной растительности: 1) водно-болотная группа, 2) воздушно-водная (например, тростник, рогоз), 3) прикрепленные растения с плавающими листьями (например, кувшинка, кубышка), 4) погруженная растительность (например, рдест, роголистник).

В равнинных реках в идеале формируется полный поперечный профиль растительных зон: зона прибрежной растительности – зона надводных растений – зона растений с плавающими листьями – зона погруженных растений – зона растений с плавающими листьями – зона надводных растений – зона прибрежной растительности. Такое разделение водных растений по своеобразным экологическим группам, не претендуя на ранг классификации, с практической точки зрения достаточно удобно (рис. 5). Указанная последовательность растительных зон в реках в реальных условиях выдерживается далеко не всегда. Обычно существуют профили растительности, где весь поперечный разрез реки занимают

ассоциации, свойственные указанным выше двум, максимум трем зонам. Очень часто одна зона макрофитов перекрывается другой; зональность водных макрофитов может и вообще отсутствовать. Иногда более или менее стабильно прослеживаются только зона прибрежных растений и зона погруженных растений.

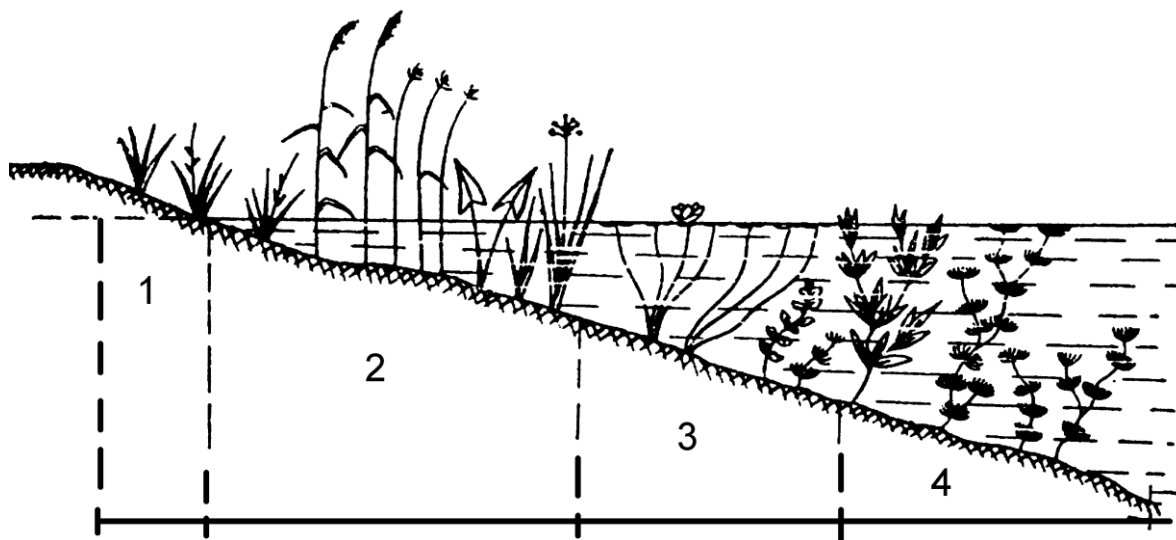


Рис. 5. Схема распределения растительных зон в реке: 1 – прибрежные растения; 2 – надводные растения; 3 – растения с плавающими листьями; 4 – погруженные растения.

Продолжительность вегетационного периода большинства макрофитов водоемов России составляет примерно 4 месяца [57]. К сожалению, об особенностях фенологических фаз у водных растений известно мало; этот вопрос, отмечает В.М. Катанская [27], еще требует детальной проработки. Обычно в сезонном развитии водных растений различают (как и для всех типов растительности) пять фенологических фаз (с подфазами): вегетативная, бутонизации, цветения, плодоношения, отмирания. Период относительного зимнего покоя иногда выделяется в качестве шестой фазы.

Фаза вегетации – появление ростков, отрастание побегов, разворачивание листьев, облиствение. Молодые побеги и листья, тянущиеся в это время под водой вверх, имеют в большинстве случаев красноватую окраску. Фаза бутонизации – появление сформировавшихся, но очень маленьких бутонов. К началу фазы бутонизации многие погруженные водные растения уже поднимаются к поверхности воды. Фаза цветения – отмечается по раскрытию первых цветков; полное (массовое) цветение – раскрывается более половины цветков; конец цветения – раскрытыми остаются единичные цветки. Фаза плодоношения: начало плодоношения – опадает околоцветник, набухает завязь и завязываются плоды; созревание плодов – постепенно изменяется окраска плодов; обсеменение – часто выделяется в отдельную фазу. Фаза отмирания – начинают желтеть и буреть листья и стебли, появляются почки перезимования, растения опускаются (склоняются) вниз и ложатся на дно. Многие водные цветковые растения, как подводные, так и плавающие, отмирая сами, оставляют на зиму особые зимующие почки, или турионы (они известны у рдестов, урути и др.). Некоторые из водных растений размножаются также обрывками побегов (например, уруть колосистая).

В общем случае растительное сообщество рек в ходе своего развития и жизнедеятельности меняет условия своего существования, подчиняясь естественным закономерностям. Основные факторы, определяющие развитие водной растительности можно объединить в следующие группы: 1) гидрологический режим реки; 2) термический режим; 3) естественный химический состав воды; 4) антропогенное воздействие.

Состав, степень развития и особенности пространственного размещения макрофитов в реках в существенной мере определяются скоростью течения, мутностью воды, литологическими свойствами донных отложений и их гидродинамической устойчивостью. В большинстве случаев наиболее благоприятные условия для развития высшей водной растительности создаются в руслах со слабым течением, а также в затонинах, заводях, старицах. Обычно илистые отложения, богатые органическим веществом и достаточно устойчивые к размыванию, характеризуются обильным развитием макрофитов (можно также сказать, что места развития водной растительности характеризуются активным накоплением илистых отложений). В частности, места интенсивного скопления техногенных илов практически всегда сопровождаются зарослями растений. Песчаные и глинистые, в различной степени заиленные отложения также достаточно благоприятны для поселения многих видов макрофитов [27]. На рыхлых органических илах распространены преимущественно растения с плавающими листьями. Некоторые макрофиты способны устойчиво существовать на песчаных грунтах и даже на крупнозернистых песках и гравийно-галечных отложениях. На развитие прибрежной растительности серьезное влияние оказывают сезонные колебания уровня (уреза) воды, а также характер берегов. Как правило, отмели и крутые берега существенно различаются составом и строением растительных сообществ. Тем не менее в равнинных реках, особенно в малых и средних, макрофиты способны развиваться и существовать практически в любых гидродинамических условиях, свойственных этим водотокам.

Заросли макрофитов играют важную роль в экологии водных объектов, активно перехватывают взвешенные вещества, поглощают органические и неорганические соединения, служат местом нереста и обитания рыб, других гидробионтов, водоплавающих птиц, пищей для многих из них [2, 4, 17, 23, 53, 57, 74]. Макрофиты участвуют в круговороте веществ, в том числе в процессах обмена загрязняющих веществ между донными отложениями и водной толщей, часто являясь заметным поставщиком биогенных и других элементов из отложений в воду. В степных и лесостепных районах они служат важным источником органического вещества в реках.

Макрофиты – основной субстрат для развития речного перифитона. Перифитон – это специфическая экологическая группировка гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на границе раздела жидкой и твердых фаз и в сообществах которых прикрепленные (в данном случае к макрофитам) формы являются эдифицирующими (средообразующими) [54, 55]. В пресноводных водоемах в состав перифитона входят различные водоросли, бактерии, олигохеты, личинки хирономид, нематоды, моллюски, встречаются губки, мшанки, грибы и другие организмы [18, 41, 64, 74]. Важнейшим компонентом перифитонных биоценозов являются водоросли, или эпифитон (в литературе используются также термины «водорослевые обрастания», «эпифитные водоросли» и др.) [34, 35]. Особенно детально изучен перифитон озер и водохранилищ [18, 34, 35, 55, 74], но в последние годы пристальное внимание стало уделяться и речному перифитону, в первую очередь, эпифитону [41, 64, 101]. Эпифитон играет важную роль в формировании качества вод, а также в процессе первичного образования органического вещества, тем более что биомасса обрастаний возобновляется несколько раз за вегетационный период [35]. По различным оценкам, обобщенных в [35], озерный эпифитон может создавать от 4,6 до 70% общей продукции органического вещества в водоеме. Фотосинтез фитопланктона и прикрепленных водорослей играет решающую роль при самоочищении воды, поскольку служит мощным источником ее аэрации.

Макрофиты играют важную роль в изменении гидродинамических параметров потока, способствуя более интенсивной аккумуляции твердого материала, что особенно ярко проявляется при зарастании русел рек водной растительностью [3, 20, 73]. В результате зарастания русел уменьшаются скорости течения, появляются «мертвые зоны», косо-струйность потока, искажаются эпюры скоростей по глубине и ширине потока. В малых реках, характеризующихся небольшими морфометрическими параметрами и нормами

стока, удельная доля водной растительности существенно возрастает, и сообщества макрофитов приобретают роль фактора, во многом определяющего направленность руслового процесса. В частности, шероховатость русла может возрастать в 3–4 раза, а эпюра скоростей трансформироваться таким образом, что только в верхних слоях потока существует заметное течение. В остальной части эпюры скорости близки к придонным скоростям.

Макрофиты традиционно применяются в гидробиологическом мониторинге состояния водных объектов. С этих позиций чаще всего учитывается их специфическая реакция на техногенное воздействие, что находит отражение в изменении видового состава и структуры растительных сообществ [2, 14, 63, 117, 124]. Интенсивность биоаккумуляции тяжелых металлов и других химических элементов макрофитами используется в качестве показателя степени загрязнения водных систем [6, 100, 103, 111, 128]. В последние годы перифитон используется не только как индикатор трофического состояния водных экосистем, но и для оценки интенсивности техногенного воздействия на речные системы и установления качественного состава загрязнения [30, 110, 115, 116, 118, 119, 125, 130]. Хорошо известна роль макрофитов и населяющего их эпифитона в формировании качества вод, особенно в прудах, озерах и водохранилищах [8, 12, 29, 34, 35, 45, 46, 71]. Биоценозы, развивающиеся на основе макрофитов в прибрежной зоне водных объектов, существенно влияют на качество воды и служат естественным буфером на пути загрязненных вод, поступающих в водотоки. В речных и озерных экосистемах водоросли обрастаний имеют большее значение среди первичных продуцентов, чем планктонные и донные. Кроме того, чрезмерное развитие перифитона ухудшает качество воды, но в то же время их способность накапливать такие вещества, как пестициды, радионуклиды, тяжелые металлы и др., способствует ее очистке. Макрофиты участвуют в круговороте веществ, в том числе в процессах обмена загрязняющих веществ между донными отложениями и водной толщей, часто являясь заметным поставщиком биогенных и других химических элементов и их соединений из отложений в воду [13, 42, 43, 58]. В степных и лесостепных районах макрофиты служат важным источником автохтонного органического вещества в реках, участвующего в формировании русловых и старичных отложений. Зарастающие макрофитами мелководные участки акватории нередко являются, особенно в техногенных условиях, источниками вторичного загрязнения воды органическими и биогенными соединениями [47]. Восстановление сообществ макрофитов в загрязненных водотоках и водоемах используется в водоохранных целях [16], в том числе для очистки вод от различных загрязняющих веществ [44, 111]. Практикуется удаление макрофитов из евтрофированных водных объектов для снижения биогенной нагрузки на их экосистемы [70].

Наконец, макрофиты являются субстратом, на который осаждаются твердые частицы, что приводит к образованию эпифитовзвеси – неотъемлемого компонента практически любой речной экосистемы.

Особенности образования эпифитовзвеси и ее общего химического состава

Образование эпифитовзвеси происходит в существенной мере за счет гидравлического осаждения переносимых водным потоком твердых частиц (взвеси), их прилипания и адсорбции на поверхности макрофитов. Собственно гидравлическое осаждение взвеси во многом обусловлено хорошо известным явлением – резким снижением скорости течения в растительном слое по сравнению со скоростью потока над растительностью (рис. 6). Это вызвано тем, что в пределах растительного слоя на водный поток оказывают влияние сопротивление растительности и трение по дну. Активному осаждению взвеси, ее прилипанию и адсорбции способствует также общее строение водных растений и своеобразная форма и свойства их листьев. Так, листья и стебли многих макрофитов имеют сильно развитую губчатую ткань, обладающую высокими сорбционными свойствами. Например,

существенную часть объема роголистника составляют воздухоносные полости и большие межклетники, что и позволяет ему находится во взвешенном состоянии в воде. Все погруженные растения за счет длинных стеблей и листьев, часто расчлененных на мелкие нитевидные дольки, занимают («захватывают») значительно больший объем водного пространства, нежели их общая масса. Важную роль в закреплении взвеси на стеблях и особенно на листьях играют различные растительные выделения (экзометаболиты), образование слизистой пленки и т. п.

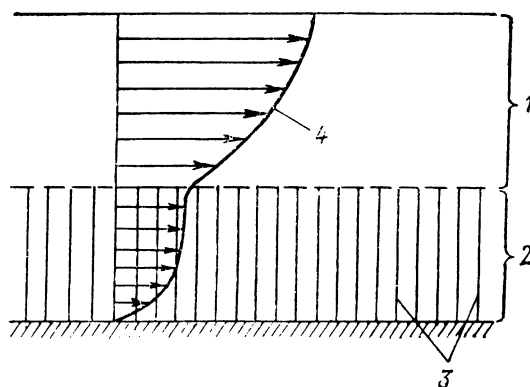


Рис. 6. Схема течения в заросшем русле: 1 – течение потока над растительностью, 2 – течение потока в растительном слое, 3 – растительность, 4 – эпюры скоростей (по [5]).

Отмеченные явления описаны для растений суши, активно аккумулирующих аэрозоли и тонкую пыль на поверхности листьев [21, 25, 120]. Формирование слизистых и студенистых образований на поверхности наружных оболочек характерно и для высших водных растений [24]. В этом процессе существенную роль играет развивающийся на поверхности макрофитов перифитон, при участии которого образуются слизистая пленка из микроорганизмов, разнообразные обрастания, налеты и наросты бактерий, а также пряди и космы бактерий и грибов. На подобные образования, включая листья и стебли растений, даже в условиях относительно быстрого течения всегда активно осаждалась речная взвесь, формируя своеобразные хлопьеобразные скопления, обогащенные коллоидальным материалом и отличающиеся различной степенью связывания взвешенных веществ с субстратом. В нативных условиях даже слабое механическое воздействие на макрофиты приводило к выделению существенных количеств взвеси («мути»), связанной с растениями, в воду. Со временем связь твердого материала с поверхностью растений заметно возрастает и в силу выше названных причин происходит относительно прочное его закрепление. В свою очередь, на слизистые пленки, обрастания и хлопьеобразные скопления речной мути оседают личинки и взрослые формы различных беспозвоночных, а также одноклеточные водоросли, существенно увеличивая тем самым биосорбционные свойства растительных зарослей. Обычно в составе эпифитона в местах с замедленным течением преобладают типичные планктонные формы (из-за их механического осаждения). С возрастанием скорости течения воды доминирующее положение занимают прикрепленные одноклеточные водоросли [35]. Повышенная мутность воды оказывает угнетающее действие на развитие водорослевых обрастаний. Например, вблизи источников техногенного загрязнения (мест сброса городских сточных вод) на макрофитах практически всегда визуально отмечалось заметно меньшее количество представителей перифитона, нежели в пределах участков этой же реки, значительно удаленных от города или расположенных в фоновых условиях.

Здесь следует отметить, что автор [1] отождествляет – по только ему известной причине – понятие «эпифитовзвесь» с понятием «перифитон». С этим утверждением нельзя

согласиться. Как сказано выше, перифитон представляет собой специфическую экологическую группу сообществ гидробионтов, жизнедеятельность которых протекает на разделе жидкой (воды) и твердой (субстрат различного характера) фаз [4, 31, 32, 33, 54, 55, 56]. Основу перифитона (обрастаний) в реках обычно составляют бактериальная пленка, прикрепленные растения (водоросли-эпифиты) и некоторые животные (усоногие ракообразные, моллюски и пр.). Среди обрастаний обитают подвижные животные (главным образом черви и ракообразные). Именно поэтому нередко различают так называемый подлинный перифитон, т. е. неподвижные, прикрепленные к субстрату организмы, и псевдоперифитон – организмы, которые являются свободноживущими (подвижными) среди подлинного перифитона [110, 129]. Таким образом, если перифитон – это биологическое (эколого-биологическое) понятие, то эпифитовзвесь является, если можно так сказать, понятием «средовым», «фазовым». В состав эпифитовзвеси входят не только бактериальная пленка, водоросли-эпифиты и животные, но и органоминеральные частицы речной взвеси, детрита, дисперсного карбоната кальция и т. п. Можно сказать, что эпифитовзвесь – это своеобразный биотоп перифитонного сообщества, аналогом которого могут быть донные отложения, являющиеся средой обитания бентосных сообществ.

В условиях техногенеза решающее значение в формировании эпифитовзвеси принадлежит техногенному осадочному материалу, в значительном количестве поступающего в водотоки со сточными водами и поверхностным стоком с освоенных территорий и характеризующегося специфическим вещественным составом [75, 87, 90, 91, 96, 97]. В частности, на погруженных макрофитах нередко в значительных количествах накапливается дисперсный карбонат кальция, что позволяет говорить о так называемом известковом перифитоне [110]. Показательно, что изучение химического состава эпифитовзвеси, формирующейся в р. Нура (Центральный Казахстан) в зоне интенсивного техногенного загрязнения, показало, что содержание кальцита в ее составе достигает 22,6%, кремнезема – 8,6% (в техногенных речных илах соответственно 1,8% и 21,5%) [92, 94]. Эпифитовзвесь отличается от фонового аллювия и техногенных илов своеобразным химическим составом, что особенно ярко проявляется в высоких содержаниях карбонатов и в резко пониженном уровне кремнезема (табл. 2). Наличие в эпифитовзвеси значительных количеств карбонатов кальция (карбонатных новообразований) априори обуславливает формирование карбонатных соединений некоторых тяжелых металлов, способных к преобразованию в условиях окружающей среды и относительно доступных для живых организмов.

Таблица 2

Химический состав эпифитовзвеси, техногенных илов и фонового аллювия, р. Нура, Центральный Казахстан, %

Компонент	Эпифитовзвесь ниже сброса стоков	Техногенные илы ниже сброса стоков	Фоновый аллювий, верховья реки
SiO ₂	13,44	53,12	74,90
TiO ₂	0,32	0,83	0,24
Al ₂ O ₃	2,65	18,96	11,66
Fe ₂ O ₃	1,11	3,98	1,28
MnO	0,82	0,06	0,06
CaO	34,90	4,48	1,35
MgO	0,35	0,81	0,62
Na ₂ O	0,41	0,87	2,94
K ₂ O	1,01	2,12	3,36
P ₂ O ₅	0,56	0,24	0,07
H ₂ O ⁻	2,58	1,23	0,26
H ₂ O ⁺	4,81	2,60	-
SO ₃	0,95	0,78	< 0,1
CO ₂	26,30	1,34	0,13
Потери при прокаливании	9,72	9,91	1,73

Техногенные геохимические аномалии в эпифитовзвеси

В реках Инсар и Алатырь, особенно в ближней зоне влияния г. Саранска, техногенные илы и эпифитовзвесь отличаются накоплением широкой группы химических элементов, содержания которых в большинстве случаев значительно превышают фоновые уровни [80, 81, 86, 89, 95] (табл. 3). Можно считать, что с точки зрения качественного (элементного) состава в изученных реках прослеживается единая геохимическая аномалия. Это закономерно, поскольку качественный состав геохимических ассоциаций, установленных для эпифитовзвеси и техногенных илов, в сущности отражает воздействие одних и тех же источников техногенного загрязнения. На это, в частности, указывает облик геохимических ассоциаций осадков городских сточных вод и взвеси сточных вод, сбрасываемых в р. Инсар с общегородских очистных сооружений – основного поставщика поллютантов в речную сеть. Таким образом, качественный состав техногенных геохимических аномалий (т. е., по сути, техногенного загрязнения) достаточно надежно выявляется при изучении как техногенных илов, так и эпифитовзвеси.

Таблица 3

Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси и техногенных илах рек Инсар и Алатырь в зоне влияния г. Саранска

Уча- сток	Ком- понент	Интервалы значений K_C химических элементов					Z_C
		> 100	100–30	30–10	10–3	3–1,5	
I	1	Cd-Hg-Mo	Zn	Sn-Cu-W	Ag-Ni-Pb-Cr-Sr	V-Ga	780
	2	Hg	Cd-Mo	Pb	Ni-Zn-W-Ag-Sn-Sr	Cu-Ni-As-F-V-Ga	645
II	1	–	Cd-Hg-Sn	Cu-Mo	W-Ag-Zn-Ni	Cr-Pb-V-Ga	175
	2	Hg	–	Cd-Mo	Ni-Pb-W-Zn-Sn	Ag-Cu-Cr-F-V-Ga-Bi	245
III	1	–	–	Cd-Sn	Cu-Zn-Mo-Ag	Hg-Cr-Ni-Pb-W-Ga-V-Bi	48
	2	–	Mo	Sn-Cd-Ag-Zn	Ni-W-Cu-Cr	Pb-F-Hg-As-V-Ga-Bi	176
IV	1	–	–	–	Cd-Mo-Sn-Cu	Pb-Zn-Cr-Ag-Ni-W-Cd-Hg	25
	2	–	Sn-Cd-	Zn-Mo	Pb-W-Ni-Ag-Hg	Cu-Cr-F-V-Bi	125
V	1	–	–	–	Mo	Zn-Pb-Ni-Ag-Sn-Cu-V-Hg	15
	2	–	–	–	Hg-Mo-Zn-Mn	Ni-Co-Sn-Ag-Cd-W-Cr-Cu	28
OCB [82]		Cd-Sn-Ag	Zn-Mo-Hg-W-Cu	Cr-Bi-Pb-Ni	As-F-Yb	B-Sr-Be	890
BCB		Cd-Mo-Sn	Ag-Zn-Hg-Bi	Cu-W	Ni-Cr-P-Pb-Sb	As-Sr-Be-F	1020

Примечание. Участки опробования: I – р. Инсар, 0,005 км ниже устья ручья Никитинского; II – р. Инсар, 0,5 км ниже ручья Никитинского; III – р. Инсар, 50 км ниже устья ручья Никитинского; IV – устье Инсара; V – р. Алатырь, 160 км ниже ручья Никитинского; компонент: 1 – техногенные илы (слой 0–60 см), 2 – эпифитовзвесь; OCB – осадки городских сточных вод, образующиеся на общегородских очистных сооружениях; BCB – взвесь сточных вод, поступающих в р. Инсар с указанных очистных сооружений.

В то же время, изучение химического состава эпифитовзвеси позволяет более точно установить качественный состав техногенного загрязнения. Например, фтор, являясь аниогенным элементом и обладая достаточно высоким кларком, редко образует в условиях техногенеза интенсивные аномалии в донных отложениях рек. Обычно в аномальных количествах он мигрирует в растворенной форме. Например, в р. Инсар поступают ливневые стоки электротехнического завода, отличающиеся высокими концентрациями растворенного фтора (его содержания в воде р. Пензятки, принимающей этот сток и впадающей

в р. Инсар ниже г. Саранска, достигали 19–20 мг/л при фоновом уровне в 0,3–0,4 мг/л). Однако в донных отложениях его аномалии не проявились. А поскольку определенное количество этого элемента, безусловно, сорбировалось взвесью, в свою очередь осаждающейся на макрофитах, то это и нашло отражение в его повышенных концентрациях в эпифитовзвеси (см. табл. 2). Аналогичная тенденция наблюдается и для мышьяка.

Одновременно эпифитовзвесь отличается и более высокими концентрациями химических элементов, входящих в состав выявленных ассоциаций, т. е. геохимические аномалии проявляются в ней интенсивнее, нежели в техногенных илах, что находит отражение в значениях суммарного показателя загрязнения (см. табл. 2). К тому же, если русловые отложения, как правило, отражают многолетнее воздействие техногенеза на водоток, то повышенные содержания химических элементов в эпифитовзвеси фиксируют современный (сезонный) уровень загрязнения. В силу биологических особенностей развития макрофитов в эпифитовзвеси присутствуют поллютанты, мигрирующие в реке в течение короткого отрезка времени (в данном случае, от начала вегетации до момента отбора проб), что имеет и методическое, и практическое значение.

В этом плане показательны данные, относящиеся к участку III р. Инсар (см. табл. 2), который отличается быстрым течением и геоморфологическими условиями, в общем случае мало благоприятными для аккумуляции материала в речном русле. Химический состав формирующихся здесь главным образом песчанистых отложений не совсем адекватно отражает уровень современного загрязнения реки, поскольку обедненные илистым материалом русловые отложения характеризуются менее значительным накоплением химических элементов. Эпифитовзвесь отличается более высокими концентрациями тяжелых металлов, что свидетельствует об их активной миграции в русле реки в период исследований. Аналогичная ситуация наблюдается и в устье Инсара, где широко развиты опесчаненные разновидности техногенных илов. Здесь техногенные аномалии также ярче проявились в эпифитовзвеси. В р. Алатырь интенсивность накопления химических элементов в эпифитовзвеси также заметно выше, чем в донных отложениях. Все это указывает на активную миграцию химических элементов в руслах рек и на высокий современный уровень загрязнения водотоков.

Установлено, что даже в реке большего порядка (в данном случае, в р. Сура) на очень значительном (150–160 км) удалении от основного источника загрязнения (в данном случае, г. Пенза) эпифитовзвесь достаточно информативно отражает комплекс химических элементов, накапливающихся в донных отложениях реки вблизи источника (табл. 4). Характерно проявление слабых аномалий скандия в донных отложениях р. Суры и их отсутствие в эпифитовзвеси, что может указывать на возможное техногенное поступление этого элемента со сточными водами в прошлые годы. Не исключено также, что данный факт отражает специфическую особенность поведения скандия – присутствие его в составе крупнообломочных фракций речных отложений и относительно слабый переход во взвешенное состояние.

Таблица 4

Геохимические ассоциации в эпифитовзвеси и отложениях р. Суры

Участок, отложения	Интервалы значений K_C химических элементов				Z_C
	> 10	10–5	5–3	3–1,5	
Б. Березняки, эпифитовзвесь	Pb	Sn	Zn-Mo-Cu	Ni-Ag-Cr-V-Co-Ga	39
Б. Березняки, техногенный ил	–	Pb	Sn-Zn-Sc-Ga	V-Ni-Ag-Cr-Cu-Mo-Co-Y	24
Ниже г. Пензы, песок илистый	Sn-Pb	Zn-Cr-Ag-Cu	Ni-Mo-V-Ga-Sc	P-Mn-Sr	60

Очень показательны сопоставление распределения и интенсивности концентрирования тяжелых металлов в различных компонентах рек Инсар и Алатырь (табл. 5). Оно сви-

детельствует, что наиболее резко техногенные геохимические аномалии проявились в зоне максимального загрязнения – в устьевой части ручья Никитинского, принимающего сток центральной промышленной зоны г. Саранска (участок 1). В р. Инсар, непосредственно ниже устья ручья Никитинского, в результате процессов разбавления сточных вод речными и разубоживания техногенного материала природным концентрацией металлов в воде, взвеси и донных отложениях заметно снижаются. Аналогичное явление наблюдается и для макрофитов, в которых уменьшаются уровни содержания практически всех элементов (исключение составляет кадмий, видимо, активно поглощаемый водными растениями). В ходе миграции химических элементов вниз по реке происходит дальнейшее закономерное снижение интенсивности их концентрирования в изученных компонентах водной среды. Однако во всех случаях и на всех участках рек Инсар и Алатырь техногенные аномалии химических элементов, как правило, наиболее интенсивно проявлены именно в эпифитовзвеси. Даже в динамичных условиях зоны смешения сточных и речных вод (например, ниже ручья Никитинского) они фиксируются в этом компоненте речной среды достаточно надежно. Приводимые факты, с одной стороны, свидетельствуют об активной миграции техногенного материала в системе Инсар-Алатырь; с другой – о высокой информативности эпифитовзвеси как индикатора техногенного воздействия, позволяющего выявить указанный процесс и установить дальность миграции поллютантов.

Таблица 5

Молибден, кадмий и свинец в различных компонентах водной среды

М	K_C химических элементов														
	Эпифитовзвесь			Макрофиты			Техногенные илы (слой 0–60 см)			Вода					
										Раствор			Взвесь		
	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb	Mo	Cd	Pb
1	31	77	11	4	60	3	130	308	8	40	8	3	450	255	3,1
2	17	25	8	2	20	2	15	74	2,9	25	3	2,3	10	15	2
3	50	23	1,9	5	11	1,5	7	29	2,5	15	3	2,1	5	5	1,5
4	11	38	5	1,5	8	1,1	5	8	2	10	2	2	4	2	1,2
5	4,5	2,9	1,4	1,5	1,5	1,4	3,3	1,1	2,1	5	1	1	1,5	1	1

Примечание. М – участки опробования: 1 – р. Инсар, 0,005 км ниже устья руч. Никитинского; 2 – р. Инсар, 0,5 км ниже руч. Никитинского; 3 – р. Инсар, 50 км ниже руч. Никитинского; 4 – устье Инсара; 5 – р. Алатырь, 160 км ниже руч. Никитинского.

Особенности распределения в эпифитовзвеси значений суммарного показателя загрязнения Z_C указывают на то, что изученные отрезки рек Инсара и Алатыря характеризуются существенным современным (сезонным) техногенным загрязнением и в сущности представляют собой единую зону загрязнения, в структуре которой, тем не менее, выделяются несколько участков, отличающихся степенью потенциальной экологической опасности наблюдаемого загрязнения. Так, ближний к г. Саранску русловой участок характеризуется чрезвычайно высоким уровнем техногенного загрязнения речной системы, затем следуют участки с очень высоким уровнем загрязнения, в самом конце прослеженной зоны формируется участок русла со средним уровнем загрязнения.

Таким образом, изучение химического состава эпифитовзвеси позволяет определить современный (сезонный) уровень техногенного загрязнения, установить интенсивность, дальность и направленность миграции химических элементов в реке. Естественно, что источниками поступления химических элементов в водную массу могут быть не только сточные воды и загрязненный поверхностный сток с освоенных территорий, но и техногенные илы (взмучивание, диффузия и т. д.). Однако в данном случае это не столь принципиально, поскольку важны, прежде всего, факты загрязнения водной массы и активной миграции поллютантов в водотоках.

Формы нахождения тяжелых металлов в эпифитовзвеси

В условиях техногенного загрязнения многие химические элементы поступают в реки и мигрируют в них не только в растворенном состоянии, но и в составе взвешенных веществ. Для многих из них взвешенная форма миграции является существенной и даже доминирующей [7, 61, 78, 90]. Это в существенной мере и определяет химический состав речной эпифитовзвеси и интенсивность концентрирования в ней элементов, уровни содержания которых существенно превышают фоновые концентрации. В связи с этим обычно возникают две главные задачи изучения поступления и последующего поведения химических элементов в речных водах. Во-первых, установление уровней содержания и особенностей пространственно-временного распределения их взвешенных форм в водном потоке; во-вторых, выявление характера закрепления и форм нахождения химических элементов в составе речной взвеси. В последнем случае, как правило, изучение возможно осуществить только при получении значительных количеств взвешенного материала, что практически всегда и на всех реках сопряжено с существенными организационно-техническими трудностями, поскольку требует отбора проб воды объемом до 40–60 л и последующего выделения из них взвешенного материала [62].

С рассматриваемых позиций эпифитовзвесь (как речная взвесь, осажденная на макрофитах) представляет собой чрезвычайно удобный для подобного исследования материал, поскольку практически всегда можно получить необходимые для любого анализа (химического, минералогического, гранулометрического и т. д.) её количества, в том числе и для изучения форм нахождения широкого круга химических элементов с использованием фазового анализа. Это, в свою очередь, дает возможность выявить основные тенденции преобразования форм нахождения химических элементов в ходе миграционных процессов. Изучение форм нахождения металлов в эпифитовзвеси имеет значение и в связи с тем, что она, временно выводя химические элементы из миграционного потока, играет определенную роль в процессах трансформации их соединений и служит источником поступления различных веществ в гидробионты, в воду, в донные отложения.

Установлено, что в условиях местного фона (участок реки выше г. Саранска) 50% кадмия присутствует в эпифитовзвеси в виде «прочих форм» и 40% в виде легкоподвижных (судя по всему, преимущественно сорбционно-карбонатных и, отчасти, обменных) форм (табл. 6). Формирование сорбционно-карбонатных и обменных форм в речной взвеси типично для этого металла [49, 61, 62]. В зоне максимального загрязнения (табл. 5, участок II) значительное возрастание валовых содержаний кадмия происходит за счет увеличения количества его легкоподвижных и органоминеральных соединений; относительная доля прочих форм невелика. Подобная аналитическая структура выделяемых групп форм металла неплохо соотносится с их балансом в техногенных илах устьевой зоны руч. Никитинского, что указывает на преобладание на данном участке «первичных форм» (т. е. характерных для поступающей в составе стоков взвеси). В ходе дальнейшей миграции количественные соотношения различных форм нахождения кадмия меняются (табл. 5, участок III). Это в существенной степени связано с поступлением сточных вод с городских очистных сооружений, что, в частности, подтверждается практически идентичными структурами баланса форм этого металла в эпифитовзвеси и ОСВ. По мере удаления от города наблюдается направленная трансформация баланса форм нахождения, что проявляется в значительном увеличении доли прочих форм (включая, видимо, «связывание» кадмия гидроксидами Fe и Mn) и заметном возрастании органоминеральных соединений этого элемента. Эти изменения закономерны и обусловлены не только преобразованием форм нахождения кадмия в ходе транспорта взвешенного материала водным потоком, но и непосредственно в эпифитовзвеси. Можно утверждать, что в общем случае прослеживается тенденция достижения такого соотношения выделяемых групп форм кадмия, которое типично для естественных условий данного водотока. Поскольку на всех изученных участках реки в илах и эпифитовзвеси наблюдается практически идентичный баланс различных

соединений (вернее, их групп) кадмия, то можно также сделать вывод, что в течение длительного периода времени его техногенная поставка в р. Инсар осуществляется при относительно устойчивом соотношении (балансе) выделяемых групп форм.

Таблица 6

Содержание и относительная доля извлечения кадмия ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитоввзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	2,0	0,8	40	0,2	10	1,0	50
II	32	21,5	67,2	9,4	29,3	1,1	3,5
III	12	6,0	50	2,5	20,8	3,5	29,2
IV	12	2,0	16,7	3,7	30,8	6,3	52,5
Илы	42	27	64,3	12	28,6	3	7,1
ОСВ [82]	37,2	19,6	52,7	6,8	18,1	10,8	29,2

Примечание. Здесь и в табл. 6, 7: мг/кг – абсолютная концентрация; % – доля от валового содержания; участки отбора проб: I – р. Инсар, выше г. Саранска, II – р. Инсар, 0,5 км ниже руч. Никитинского, III – р. Инсар, 25 км ниже ручья, IV – р. Инсар. 60 км ниже ручья; илы – устьевая часть руч. Никитинского; ОСВ – осадки сточных вод, городские очистные сооружения.

Совершенно иначе ведет себя медь (табл. 7), для которой основные изменения в соотношении выделяемых групп форм нахождения в зоне максимального загрязнения (участок II) связаны главным образом с заметным увеличением доли «прочих форм». Однако, если в условиях местного фона явно преобладает медь, входящая в состав твердых кристаллических частиц («силикатная форма»), то в зонах техногенного загрязнения уже велико значение ее соединений, связанных с железомарганцевыми оксидами [49, 62].

Таблица 7

Содержание и относительная доля извлечения меди ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитоввзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	61	0,5	0,8	17	27,9	43,5	71,3
II	1100	0,5	0,04	16	1,46	1083,5	98,5
III	360	0,5	0,14	170	47,26	189,5	52,6
IV	370	0,5	0,14	1	0,28	368,5	99,6
Илы	990	90	9,1	510	51,5	390	39,4
ОСВ [82]	866	28,2	3,3	193	22,3	644,8	74,4

По мере удаления от города наблюдается увеличение относительного содержания форм меди, извлекаемых перекисью водорода, что является следствием формирования ее органоминеральных соединений. Это явление типично для данного химического элемента [62]. Не исключено, что образование таких форм меди происходит непосредственно и в эпифитоввзвеси. В конце прослеженного участка реки медь в эпифитоввзвеси практически полностью присутствует в виде «прочих форм», что, с одной стороны, объясняется повышенным поступлением меди в таких формах с общегородских очистных сооружений (наблюдается их высокая доля в ОСВ), с другой стороны, может являться следствием дальней миграции тонкой взвеси (особенно коллоидных гидроксидов железа и марганца) и ее последующего осаждения на макрофитах в ходе формирования эпифитоввзвеси. Принципиальным является тот факт, что в устьевой части ручья Никитинского аналитические структуры выделяемых групп форм в эпифитоввзвеси и в техногенных илах различны. Это,

с одной стороны, может указывать на то, что техногенная поставка меди со сбрасываемыми по ручью сточными водами и поверхностным стоком в прошлые годы осуществлялась при ином балансе ее основных форм нахождения. С другой стороны, этот же факт свидетельствует об активно происходящих процессах трансформации, преобразования ее форм нахождения в техногенных илах, что, например, может быть связано с формированием в них органоминеральных соединений этого металла.

Своеобразно поведение кобальта, валовые концентрации которого в пределах и ниже города (участки II и III) практически такие же, как и на предыдущем участке I (табл. 8). Однако в условиях загрязнения происходит существенное изменение баланса выделяемых групп форм. Так, в зоне максимального загрязнения возрастает относительное количество его «прочих» и, в меньшей степени, легкоподвижных форм. Аналогичная аналитическая структура форм нахождения характерна и для техногенных илов, накапливающихся в устьевой зоне ручья Никитинского. Вниз по течению (табл. 7, участок III) происходит еще большее увеличение относительного (в общем балансе) содержания легкоподвижных форм, а также рост доли органоминеральных соединений. В конце прослеженного отрезка реки (при снижении валового содержания кобальта) опять наблюдается увеличение доли его «прочих форм», что, безусловно, связано с процессами разубоживания техногенного материала природным материалом. Поставка кобальта со сточными водами с городских очистных сооружений, видимо, не имеет принципиального значения для его распределения в реке.

Таблица 8

Содержание и относительная доля извлечения кобальта ацетатно-буферной смесью (А) и перекисью водорода (Б) из эпифитоввзвеси, техногенных илов и осадков городских сточных вод

Участок	Вал, мг/кг	А		Б		Остаток	
		мг/кг	%	мг/кг	%	мг/кг	%
I	30	3,9	12,7	17	56,7	9,2	30,6
II	35	6,3	18	3,1	8,8	25,6	73,2
III	30	10	33,3	12	40	8	26,7
IV	15	1,2	8	3,4	22,7	10,4	69,3
Илы	20	4	20	1,5	7,5	14,5	72,5
ОСВ [82]	8,4	1,11	13,2	1,3	15,5	5,99	71,3

Таким образом, эпифитоввзвесь может эффективно использоваться для изучения форм нахождения металлов, мигрирующих в реке в составе взвешенного вещества, а также для выявления основных тенденций их преобразования в ходе переноса взвеси речным потоком. Присутствие в эпифитоввзвеси существенных количеств легкоподвижных (сорбционных, карбонатных, обменных) форм тяжелых металлов определяет их высокую потенциальную усвояемость водными растениями и другими гидробионтами, а также вероятность их интенсивной десорбции в водную массу, особенно при изменении окружающих условий (например, при колебаниях минерализации, падении pH, уменьшении мутности воды вниз по течению, а также в результате разнообразных биогеохимических процессов, свойственных речным условиям).

Особенности распределения ртути в эпифитоввзвеси

В группе тяжелых металлов – поллютантов окружающей среды – особое место принадлежит ртути, занимающей одно из первых мест практически во всех известных списках приоритетных загрязняющих окружающую среду химических веществ. Во многом это связано с ее уникальными эколого-геохимическими и эколого-токсикологическими

свойствами: вездесущностью, разнообразием форм миграции и нахождения и спецификой их преобразования в природных условиях, повышенной возможностью перераспределения и биоконцентрирования в среде обитания, широким и разносторонним спектром негативных воздействий на человека, другие живые организмы и их популяции. Ртуть является типоморфным элементом техногенных геохимических аномалий, формирующихся в промышленно-урбанизированных, горнорудных и сельскохозяйственных районах, поскольку поступает в окружающую среду с выбросами, сточными водами и твердыми отходами самых разнообразных производств и видов человеческой деятельности [7, 61, 66, 78, 85]. Именно с интенсивным загрязнением окружающей среды ртутью связано формирование наиболее экстремальных (катастрофических) экологических ситуаций, известных в настоящее время. Сказанное в значительной мере и обуславливает актуальность изучения особенностей поступления, процессов распределения и специфики поведения ртути в водных экосистемах, что, в свою очередь, требует своевременного и надежного выявления зон ртутного загрязнения с использованием самых разнообразных индикаторов.

Эпифитовзвесь оказалась очень эффективным индикатором техногенного загрязнения водных систем ртутью, что во многом обусловлено известным свойством этого металла активно связываться с взвешенными в природных водах твердыми частицами, т. е. с речной взвесью, что особенно характерно для зон воздействия техногенных источников загрязнения. Согласно сведениям Дж. Мура и С. Рамамурти [49], коэффициент распределения ртути между взвесью и водным раствором составляет $1,34-1,88 \times 10^5$. Таким образом, с взвешенными частицами (размером $<20-0,45$ мкм) связано примерно в 10^5 больше ртути, чем с растворенными, независимо от природы взвешенного в воде материала. Авторы цитируемой работы справедливо полагают, что сорбция взвешенными частицами и их последующая седиментация играют важную роль в удалении ртути из водных масс. Изучение особенностей концентрирования ртути в различных компонентах рек Инсар и Алатырь показало [84, 86, 89, 95], что эпифитовзвесь отличается наиболее резким и устойчивым проявлением техногенных геохимических аномалий этого металла на протяжении почти 160 км ниже Саранска (табл. 9). Геохимические аномалии ртути в других изученных компонентах речной среды наблюдаются главным образом только лишь в непосредственной близости от города (места сброса сточных вод). Таким образом, если бы в данном случае было изучено распределение ртути, например, только в водной массе и в макрофитах, то можно было бы констатировать относительно невысокий уровень ртутного загрязнения рек и незначительную протяженность зоны загрязнения. Более информативны данные по распределению ртути в техногенных илах, но они, как мы знаем, отражают многолетнее воздействие техногенных источников на речные системы. Высокие содержания ртути в эпифитовзвеси однозначно свидетельствуют о существенном уровне ртутного загрязнения и об активной миграции этого элемента в речном русле непосредственно в период исследования (летнюю межень).

Таблица 9

Ртуть в различных компонентах рек Инсар и Алатырь

Уча- сток	Эпифитовзвесь		Макрофиты		Техногенные илы		Вода			
	мг/кг	K_C	мг/кг	K_C	мг/кг	K_C	Взвесь		Раствор	
							мкг/л	K_C	мкг/л	K_C
I	15	500	0,3	6	4,8	240	0,41	5	0,10	2
II	5	170	0,2	4	0,9	45	0,25	3	0,06	1,2
III	1	33	0,1	2	0,05	2,5	0,08	1	0,05	1
IV	0,15	5	0,05	1	0,03	1,5	0,08	1	0,05	1
V	0,03	1	0,05	1	0,02	1	0,08	1	0,05	1

Примечание. Участки: I – устье ручья Никитинского, дренирующего промышленную зону, II – р. Инсар, 1 км ниже ручья Никитинского, III – р. Инсар, 50 км ниже ручья Никитинского, IV – р. Алатырь, 160 км ниже ручья Никитинского, V – фоновый (верховья р. Инсар).

Иная ситуация наблюдалась в р. Нуре [83, 84, 88]. Здесь в техногенных илах и эпифитовзвеси фиксируются очень высокие концентрации ртути, в десятки и сотни раз превышающие ее фоновые уровни, что подтверждает установленное ранее чрезвычайно интенсивное техногенное загрязнение реки этим металлом [76, 77, 78, 99]. Наиболее резко ртуть накапливается в техногенных илах, особенно в пределах ближнего к городу участка русла (табл. 10, рис. 7). Отмечается и несколько различная пространственная картина распределения ртутного загрязнения в реке, регистрируемая техногенными илами и эпифитовзвесью. В частности, если в эпифитовзвеси максимальные валовые концентрации ртути фиксируются непосредственно вблизи места сброса сточных вод, то в техногенных илах – на удалении примерно в 6–10 км. Отмеченные явления закономерны и объясняются различными условиями образования техногенных илов в русле реки и осаждения речной взвеси на макрофитах.

Таблица 10

Ртуть в эпифитовзвеси (1) и техногенных илах (2) р. Нуры

Ниже ГКС, км	Компо- нент	Ртуть, вал, мг/кг	K_C	Выход ртути (в % от вала) при различных интервалах температуры, °C				
				20–100	100–200	200–300	300–400	400–500
0,05	1	21,36	486	11,2	82,0	2,4	1,4	3,0
	2	33,54	762	9,1	83,7	6,2	0,7	0,3
4,75	1	19,16	436	1,6	82,4	6,8	2,5	6,7
	2	35,19	800	9,1	81,7	8,2	0,7	0,3
6,75	1	17,56	399	7,5	88,9	2,5	0,5	0,6
	2	45,53	1035	16,4	75,3	7,2	0,8	0,3
10	1	9,43	214	28,0	62,5	5,8	2,2	1,5
	2	47,62	1082	37,8	54,6	6,4	0,9	0,4
15	1	3,13	71	18,6	63,5	5,4	3,8	8,7
	2	15,65	356	21,1	74,5	3,5	0,7	0,2
20	1	4,96	113	29,6	56,6	4,6	2,7	6,5
	2	13,15	299	30,5	64,9	3,5	0,7	0,4
25	1	6,53	148	10,6	81,7	2,7	1,4	3,6
	2	7,78	177	43,2	51,8	3,7	0,8	0,5
	2*	18,44	419	26,3	32,0	37,8	1,6	2,3
49	1	0,86	20	24,6	59,2	4,2	4,5	7,5
	2	5,67	129	38,8	51,5	6,7	1,5	1,5
75	1	0,71	16	11,6	56,6	5,2	7,4	19,2
	2	3,73	85	33,3	51,3	11,6	1,9	1,9

Примечание. Для илов приведены данные по верхнему слою (0–60 см); значком * отмечен слой илов 120–170 см; ГКС – Главная канава стоков, по которой осуществляется сброс сточных вод с очистных сооружений.

Ртутьсодержащие техногенные илы суммируют эффект длительного техногенного воздействия и отражают пространственную структуру загрязнения, сложившуюся в р. Ну-ре за примерно 40-летнюю деятельность химического завода, в том числе за тот период, когда поставка этого металла в реку со сточными водами была особенно велика (1960–1970 гг.). Кроме того, интенсивность и масштабы накопления техногенных илов в водото-ке в значительной мере определяются гидравлическими условиями потока, спецификой проявления русловых процессов и особенностями геоморфологического строения русла. В частности, участок реки, где наблюдается особенно сильное концентрирование ртути в илах, характеризуется благоприятными для осадконакопления условиями (наличие ме-андр, островов, многочисленных затонин и т. п.), в том числе для осаждения тонких фрак-ций речных наносов, особенно обогащенных ртутью. Например, если вблизи места посту-пления сточных вод с очистных сооружений (т. е. непосредственно ниже Главной канавы

стоков) доля частиц размером менее 0,004 мм в техногенных илах (слой 0–60 см) составляла не более 5–7%, то на удалении в 9 км она достигала уже 22% [76, 78].

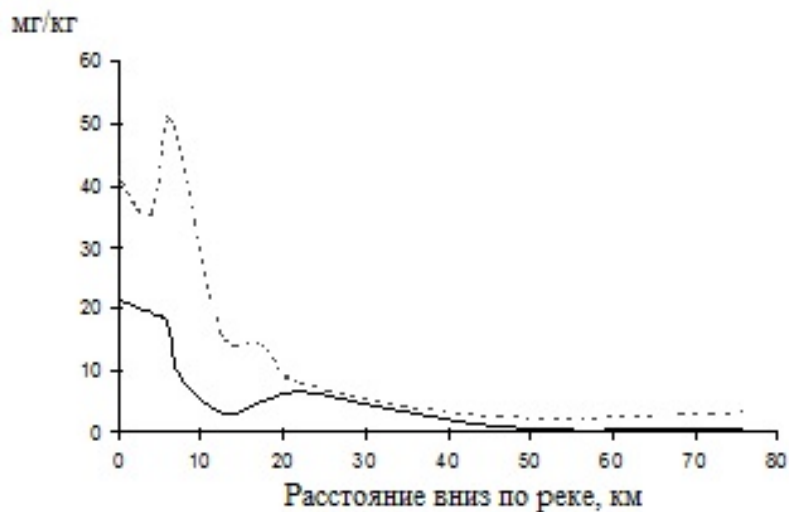


Рис. 7. Распределение ртути в эпифитовзвеси (сплошная линия) и техногенных илах (точки) реки Нуры.

Заметное увеличение общих концентраций ртути в эпифитовзвеси на участке реки, удаленном от ГКС примерно на 20 км (см. рис. 7), является, видимо, следствием активного осаждения на макрофитах тонкой речной взвеси, образующейся при естественном взмучивании техногенных илов, а также результатом выделения из них растворенных соединений металла и последующей их сорбции коллоидами, тонкой взвесью и эпифитомом, участвующих в образовании эпифитовзвеси. В частности, предыдущие участки реки отличаются развитием значимых скоплений техногенных илов с высокими содержаниями ртути, что, отчасти, находит отражение на графике распределения в них этого металла. Значение техногенных илов как источников вторичного загрязнения воды, эпифитовзвеси и водных растений ртутью в определенной мере иллюстрируется следующими данными (табл. 11). Как видим, наблюдается прямая зависимость уровня общего содержания ртути в ряске малой от концентраций металла в техногенных илах (и их вертикальной мощности, вернее, массы, определяющей интенсивность потока выделяющейся ртути). Как известно, ряска малая является свободно плавающим водным растением, поэтому способна поглощать ртуть только лишь непосредственно из водной толщи и (или) из эпифитовзвеси. Это свидетельствует о том, что техногенные илы, содержащие очень большие количества ртути, являются вторичными поставщиками ее в водную фазу и в эпифитовзвесь, что, в свою очередь, определяет вероятность активного поглощения металла плавающей на поверхности воды ряской.

Таблица 11

Интенсивность накопления ртути в ряске малой (*Lemna minor* L.) в зависимости от уровня ее содержания в техногенных илах р. Нуры [77]

Расстояние от Главной канавы стоков, км	Ртуть, мг/кг сухой массы		Максимальная мощность илов, м
	В ряске	В илах	
8 км, небольшая затонина	0,49	4	0,8
30 км, то же самое	21	200	2,5
Фоновый участок	0,05	0,044	Отсутствуют

Макрофиты, временно депонируя содержащую в значительных количествах ртуть речную взвесь, участвуют в процессах перераспределения этого металла в водной среде, в том числе активно накапливают его в своих тканях. В частности, концентрации ртути в растениях из р. Нуры в десятки и сотни раз превышают фоновые значения [77, 78]. Так, в 1,5 км ниже Главной канавы стоков в урuti колосистой они достигали 19,7 мг/кг сухой массы, в роголистнике погруженном изменялись от 11,5 (вблизи Главной канавы) до 0,39 мг/кг (в 40 км ниже канавы). Одновременно (после отмирания растений) эпифитовзвесь является источником поступления ртути в водную массу и донные отложения, а также непосредственно в водные растения. Как уже говорилось, макрофиты занимают важное место в структуре существующих в водных системах пищевых цепей, что указывает на вероятность включения ртути, содержащейся в них и в эпифитовзвеси, в пищевые цепи, а также на возможность прямого токсического воздействия поллютанта на живые организмы.

В связи с этим возникает необходимость выявления форм закрепления ртути в эпифитовзвеси. Используемый для этих целей метод термического разложения, к сожалению, не дает прямой информации о формах нахождения металла в исследуемых образцах, а минералого-геохимическая интерпретация получаемых результатов в определенной мере условна, поскольку нельзя однозначно каждый температурный максимум выхода поллютанта связывать с тем или иным его соединением. Не существует и единого мнения в идентификации выделяемых при различных температурных интервалах форм ртути [9, 19, 26, 66, 68, 69]. Общим, пожалуй, является тот факт, что большинство исследователей отождествляет с низкотемпературными (температура нагрева образца до 150–200°C) фракциями ртути ее наиболее подвижные (с геохимической точки зрения) формы (элементарная ртуть [26], «свободная» ртуть [66] и, видимо, легкорастворимые органические соединения), а с высокотемпературными (> 350–400°C) – прочносвязанные формы (сульфидную и изоморфную ртуть [26, 66, 69]). Промежуточное положение занимают физически сорбированная и хемосорбированная формы ртути [66]. Установлено также, что значимое выделение ртути из природных образцов (минералы, горные породы, естественные почвы, русловой аллювий) при температуре ниже 100°C наблюдается чрезвычайно редко [9, 66], тогда как для техногенно загрязненных почв, техногенных илов, промышленных шламов, осадков городских сточных вод и т. п. практически всегда фиксируется выход существенной доли подобной фракции ртути [83, 85].

Тем не менее, с позиций оценки потенциальной миграционной способности ртути в условиях техногенного загрязнения указанный метод имеет определенные достоинства [10, 11, 83, 84, 85]. В общем случае можно условно различать пять групп соединений («форм, состояний, фракций») ртути, отвечающих соответствующим температурным интервалам нагрева образца (табл. 10, рис. 8): очень мобильные (температура выхода < 100–C), мобильные (100–200–C), относительно устойчивые (200–300–C), устойчивые (300–400–C), очень устойчивые (> 400–C) формы.

Как следует из данных, приведенных в табл. 9, вблизи г. Темиртау (первые 6–7 км) ртуть в эпифитовзвеси находится преимущественно в мобильных формах. Вниз по руслу (при закономерном снижении валовых концентраций) отмечается существенное увеличение относительного содержания очень мобильных форм (соответствующих температурной фракции < 100–C) и, в значительно меньшей степени, очень устойчивых форм металла. Практически аналогичное соотношение различных «температурных фракций» ртути фиксируется в верхних (0–60 см) слоях техногенных илов, в которых по мере удаления от города также происходит увеличение доли ее очень мобильных форм. Различия с эпифитовзвесью проявляются в том, что в верхних горизонтах техногенных илов (наиболее динамичной их части) отмечается менее значимое возрастание доли более устойчивых форм металла, тогда как в глубоких слоях илов в результате диагенетических процессов наблюдается выраженная трансформация мобильных форм ртути в ее намного более устойчивые (видимо, сульфидные) соединения.

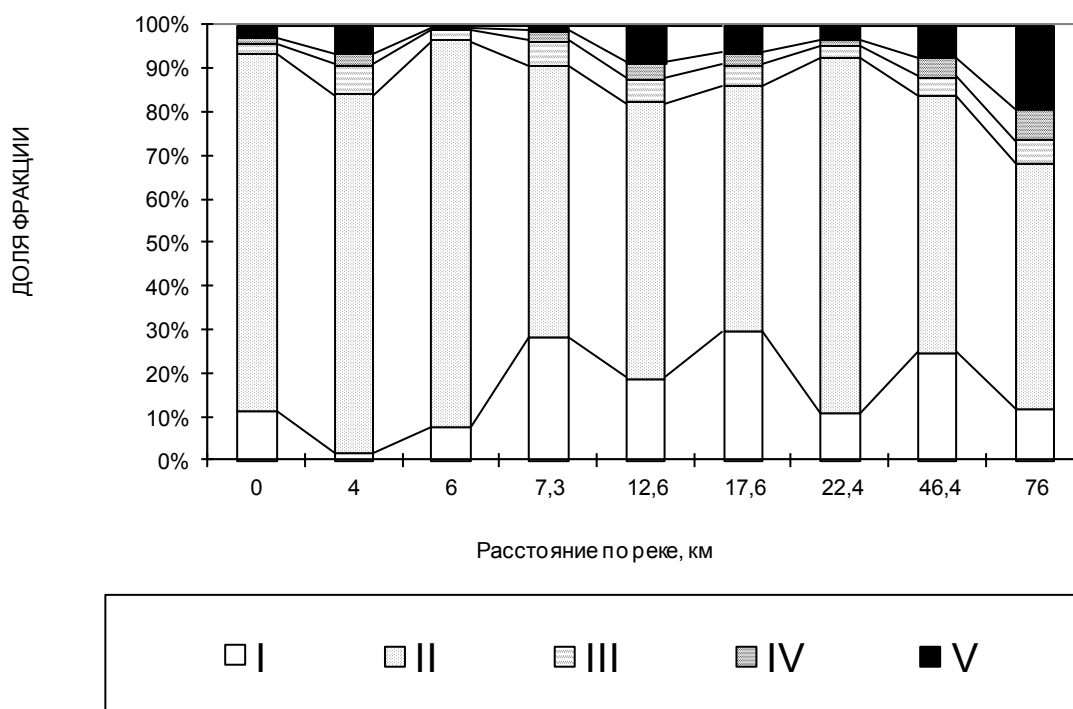


Рис. 8. Формы нахождения ртути в эпифитовзвеси р. Нуры в зоне влияния г. Темиртау:
 I – очень мобильные; II – мобильные; III – относительно устойчивые;
 IV – устойчивые; V – очень устойчивые

Таким образом, в ходе миграции и перераспределения ртути в речной системе происходит трансформация ее форм нахождения как в эпифитовзвеси, так и в техногенных илах. Наиболее четко проявлены два противоположных с геохимической точки зрения процесса – более выраженное увеличение относительного содержания (в общем балансе) очень мобильных соединений и менее проявленное увеличение доли очень устойчивых форм ртути. Это свидетельствует, с одной стороны, о возрастании экологической опасности металла, о возможности его перехода из техногенных илов и эпифитовзвеси в раствор речных вод и включения в пищевые цепи, существующие в реке, с другой – о формировании в руслах рек относительно устойчивых во времени и пространстве зон ртутного загрязнения, практически всегда совпадающих с участками накопления в русле техногенных илов.

Отмеченная тенденция увеличения доли относительно подвижных форм нахождения ртути достаточно универсальна для условий техногенеза. В частности, об этом свидетельствуют результаты изучения распределения ртути в пробах различных техногенных и техногенно преобразованных отложений, отобранных в своеобразной миграционной цепи, типичной для промышленно-урбанизированных территорий (табл. 12). Так, в ходе очистки сточных вод, при последующей миграции и перераспределении ртути в окружающей среде происходит трансформация ее форм нахождения, как правило, в сторону увеличения относительного содержания геохимически активных соединений. Например, в шламах полей усреднения (здесь осуществляется смешение бытовых и производственных сточных вод) значительная доля ртути связана с устойчивыми и относительно устойчивыми формами (в сумме – около 43%); доля мобильных соединений составляет 53,5%. В осадках сточных вод доля мобильных и очень мобильных форм ртути заметно возрастает (> 63%) и резко снижается количество ее устойчивых и очень устойчивых соединений. В эпифитовзвеси относительные содержания мобильных и очень мобильных соединений ртути

еще более увеличиваются (в сумме составляющих более 93%). Аналогичное явление фиксируется для техногенных илов, в которых наблюдается значительный рост доли очень мобильных форм металла. Техногенные илы отличаются и меньшим относительным содержанием устойчивых и очень устойчивых соединений ртути. В загрязненных (в результате орошения сельскохозяйственных угодий водой из реки Нуры или ее разливов во время половодий и паводков) пойменных почвах доля очень мобильных форм снижается до 1,6%; здесь доминируют мобильные формы ртути (около 81%) и заметно возрастает относительное количество ее устойчивых и очень устойчивых соединений.

Таблица 12

Распределение ртути в различных осадочных образованиях [85]

Объект	Вал, мг/кг	Выход ртути (% от вала) при различных температурах, С°				
		20–100	100–200	200–300	300–400	400–500
Шлам	422,61	1,8	53,5	23,2	19,6	2,0
ОСВ	233,19	32,4	32,7	32,4	2,1	0,4
Эпифитовзвесь	21,36	11,2	82,0	2,4	1,3	3,0
Ил (0–60 см)	47,62	37,7	54,5	6,4	0,9	0,4
Почва (0–10 см)	6,81	1,6	80,8	5,4	4,5	9,7

Примечание. Шлам – поля усреднения очистных сооружений г. Темиртау; ОСВ – иловые карты, там же; эпифитовзвесь – р. Нура ниже места сброса стоков, поступающих с очистных сооружений г. Темиртау; ил – р. Нура, там же; почва – пойма ниже г. Темиртау, заливаемая в половодье и паводки.

Таким образом, эпифитовзвесь является эффективным индикатором интенсивности и протяженности ртутного загрязнения, а также реально происходящих в русле реки процессов миграции поллютанта. Она играет определенную, может быть, даже важную роль в перераспределении соединений ртути в речной среде (особенно с точки зрения вероятности образования в ней органических соединений этого металла). Изменение соотношения (баланса) минералого-геохимических форм ртути в эпифитовзвеси в ходе миграции от места сброса сточных вод происходит, главным образом, за счет увеличения относительного содержания наиболее подвижных с геохимической точки зрения ее соединений, а также, в меньшей степени, в результате увеличения доли очень устойчивых форм. Процессы накопления ртути в эпифитовзвеси следует учитывать при оценках ее поступления в водные растения, а также при изучении распределения этого металла в пищевых цепях.

Экологическая роль и биогеохимические особенности эпифитовзвеси

С эколого-биогеохимической точки зрения эпифитовзвесь является важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень [98]. Эпифитовзвесь играет значимую роль в перераспределении химических элементов в речной среде, в трансформации их форм нахождения, в поставке поллютантов в водные растения и другие организмы. Установлено, высшая водная растительность способна извлекать химические элементы как из водной массы, так и из донных отложений. Обычно погруженные растения накапливают большие их количества, нежели полупогруженные [103, 106, 111]. Это может свидетельствовать о существенном поглощении элементов растениями непосредственно из водной толщи. Довольно долго существовало предположение, что макрофиты извлекают и накапливают преимущественно химические элементы, растворенные в воде, и практически не реагируют на их взвешенные формы. Натурные и экспериментальные исследования, выполненные в последние годы различными исследователями, показывают, что водные растения способны поглощать металлы и из взвешенно-коллоидного материала, присутствующего в водной толще. Химические элементы, содер-

жащиеся в эпифитовзвеси, также следует рассматривать как составную часть потоков веществ, поступающих в пищевую цепь и участвующих в биогеохимических процессах. При этом, очевидно, необходимо различать две стороны механизма их связывания растениями: образование обогащенной химическими элементами эпифитовзвеси на поверхности макрофитов и извлечение элементов растениями непосредственно из эпифитовзвеси. Известно, что окружающая растительные клетки слизь активно адсорбирует тяжелые металлы [67]. В техногенных условиях этому, судя по всему, способствует значительная обогащенность эпифитовзвеси органическим веществом (значения показателя потерь при прокаливании для эпифитовзвеси в зонах загрязнения обычно находились в пределах 20–40%). Различные представители эпифитона, особенно в условиях сильного загрязнения, также накапливают тяжелые металлы, причем концентрации последних в организмах могут быть значительно выше, нежели в воде и отложениях данного участка речного русла [125]. Это приводит, с одной стороны, к еще большему увеличению содержаний химических элементов в эпифитовзвеси (микроскопический эпифитон, в сущности, является неотъемлемой частью эпифитовзвеси). Есть сведения, что использование макрофитов в качестве индикаторов загрязнения водной массы некоторыми тяжелыми металлами, например свинцом (по интенсивности его накопления растительными тканями), не всегда эффективно, поскольку этот металл сорбируется растениями преимущественно в составе твердых частиц (по сути, и формирующих эпифитовзвесь), а не поглощается тканями растений непосредственно из водного раствора [49, 72]. С другой стороны, неоднородное распределение некоторых химических элементов в эпифитовзвеси, присутствующей на макрофитах, отобранных по продольному профилю реки, может быть обусловлено не только влиянием вторичных источников поступления поллютантов и физико-химическими преобразованиями минеральной части эпифитовзвеси, но и пространственно-временными изменениями качественного и количественного состава биоценозов обрастаний [86]. Не исключено, что пространственно-временная динамика биологического состава речного микроскопического перифитона играет определенную роль в регулировании содержаний металлов в эпифитовзвеси.

Механизмы непосредственного поступления химических элементов из осажденной на поверхности водных растений речной взвеси (т. е. из эпифитовзвеси) в растительные растворы изучены плохо. Тем не менее известно, что поглощение тяжелых металлов многими растениями из внешней среды в определенной мере осуществляется посредством начальной пассивной адсорбции [21, 49]. Безусловно, высокие концентрации химических элементов в эпифитовзвеси априори определяют интенсивность этого процесса. Для многих химических элементов предварительное накопление их в данном компоненте водной среды может являться одним из обязательных условий последующего проникновения (как пассивного, так и активного) в клетки растений. Эпифитовзвесь, содержащая значительные количества металлов, создает их избыток в окружающей растительные клетки среде. Не исключено, что сразу после адсорбции металлов на поверхности макрофитов, особенно слизью, поллютанты благодаря диффузии поступают в растительные клетки, где способны формировать комплексы с внутриклеточным веществом растений. Некоторые химические элементы, присутствующие в эпифитовзвеси в виде относительно нерастворимых оксидов, могут абсорбироваться через поверхность листьев в раствор. Например, для растений суши установлено, что на интенсивность поглощения химических элементов их органами влияют процессы образования слизистой пленки, выделения клеточной органики, гуттации и других растительных экзометаболитов [120]. Металлы, присутствующие на листьях наземных растений в виде так называемого верхнего аэрозольного покрытия, способны проникать в листья через устьица [21]. Влияние прижизненных метаболитов на накопление химических элементов пресноводными растениями также достаточно велико, но проявляется различно. В частности, метаболиты могут способствовать увеличению накопления одних металлов и снижению количества других [36, 37]. Особенно легко водорослями усваиваются химические элементы, связанные с коллоидальными частицами.

Так, Х.У. Харвей (1949) установил, что морские растительные организмы активно сорбируют на своей поверхности коллоидальные мицеллы гидроксида трехвалентного железа, которые затем весьма эффективно поглощаются растительными клетками (цит. по [67]). Н.К. Христофорова и др. [72] показали, что утилизация тяжелых металлов морскими водорослями происходят как непосредственно из воды, так и из сорбированных талломами частиц взвеси. Возможность последующего поступления химических элементов и их соединений в слоевища за счет предварительного налипания на них твердых минеральных и органических частиц, особенно в условиях повышенной мутности, по мнению авторов цитируемой статьи, не вызывает сомнений. Действительно, имеющиеся данные свидетельствуют о том, что в водах, богатых взвесью, высокие содержания металлов в водорослях и макрофитах в существенной мере связаны с осаждением на них тонкой взвеси и коллоидальных гидроксидов металлов [104]. Например, после соскабливания верхних слоев стеблей в фукусах заметно снижались концентрации Fe и Mn [108, 109]. Активное осаждение взвешенных частиц и коллоидов гидроксида железа на поверхности макрофитов подтверждено экспериментами [105]. Следует отметить, что очень высокие концентрации Fe и Mn (при значительной вариации их содержаний) в макрофитах, о которых сообщается в литературе [40, 49], могут быть объяснены именно осаждением на поверхности растений гидроксидов этих металлов, что, судя по всему, часто не учитывается при подготовке проб водных растений к химическому анализу. Так, в [40] приводятся данные о том, что зольность макрофитов дельты Волги зависит от гидродинамических условий водотоков: наименьшая зольность была характерна для проточных водотоков, максимальная — для застойных участков гидросети. Аналогичная тенденция наблюдалась и для валового содержания в водных растениях некоторых металлов. К сожалению, авторы цитируемой работы не сообщают о процедуре предварительной подготовки макрофитов к химическим анализам (например, о степени освобождения их от эпифитовзвеси и т. п.). Это дает основание предположить, что отмеченная особенность распределения зольности и содержаний металлов обусловлена тем, что в ходе анализов исследовалось не только «чистое» вещество макрофитов (собственно растительные ткани), но осажденная на них речная взвесь, в том числе прочносвязанные с поверхностью растений гидроксиды Fe и Mn.

С.А. Патин и др. [52], выясняя поглощение и накопление ^{54}Mn и ^{65}Zn одноклеточными водорослями, сделали вывод о фиксации металлов клетками водорослей вследствие локального повышения pH на их поверхности на свету и последующего закрепления в структуре растительных клеток в темноте. Выделяющаяся при дыхании углекислота, подкисляя пограничный с клетками слой среды, нейтрализует сорбированные гидроксиды металлов. В результате образуются свободные ионы металлов, которые легко вступают в связь со структурой клетки. Этот механизм накопления, по мнению авторов, справедлив для элементов-гидролизаторов (Fe, Mn, Zn, Co, Cd и др.) и, судя по всему, свойствен любым фотосинтезирующим поверхностям в водной среде.

Таким образом, сорбированные на поверхности макрофитов нерастворимые гидроксиды металлов в процессе дыхания и подкисления тонкого пограничного слоя за счет выделяемого CO_2 способны переходить в ионные формы, которые затем фиксируются в клеточных структурах. Кроме того, в листьях некоторых макрофитов содержится довольно много щавелевой и аскорбиновой кислот, что также может способствовать растворению содержащихся в эпифитовзвеси тяжелых металлов, особенно при их проникновении в растительные ткани. Как показано выше, определенная доля тяжелых металлов присутствует в эпифитовзвеси в виде относительно подвижных соединений, легко подверженных растворению в условиях подкисления пограничного с клетками слоя среды и, таким образом, доступных для растений. По мнению [35], химические взаимодействия между эпифитом и макрофитами построены таким образом, что последние освобождают неорганические биогенные элементы и органические соединения, утилизируемые водорослевыми обрастаниями. В свою очередь, как считает Р. Ветцель (1975, цит. по [35]), водорос-

левые и бактериальные эпифиты удовлетворяют потребности макрофитов в органических микродобавках, необходимых для их нормального развития.

Сравнение интенсивности концентрирования химических элементов в макрофитах и в эпифитовзвеси показывает, что, как правило, наиболее высокие их содержания в тканях растений наблюдаются при одновременно высокой концентрации соответствующих элементов в эпифитовзвеси (табл. 13). Интересно, что наибольшие значения K_C в макрофитах характерны для кадмия и цинка, что, возможно, является следствием процессов, установленных С.А. Патиным и др. [52] и о которых говорилось выше.

Таблица 13

**Коэффициенты концентрации тяжелых металлов в макрофитах (1)
и в эпифитовзвеси (2) р. Инсар [7, 86]**

Участок	Ni		Zn		Mo		Ag		Cd		Pb	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2
I	10	10	16	9	4	31	2	7	60	77	3,1	11
II	2,6	9,4	3	6	2	17	1,5	2	20	25	1,9	9
III	1,5	7,8	5	12	5	35	3	16	34	23	1,6	3
IV	2,2	5,4	5	4	2,5	12	2	8	11	20	1,2	3

Примечание. Участки: I – 0,005 км ниже устья ручья Никитинского, II – 1 км ниже ручья, III – 20 км ниже ручья, IV – 40 км ниже ручья.

Как уже отмечалось, с экологической точки зрения эпифитовзвесь может рассматриваться как среда обитания перифитона, геохимические характеристики которой, безусловно, оказывают существенное влияние на деятельность многих его представителей. Эпифитовзвесь можно рассматривать и как своеобразную органоминеральную основу особой речной «экологической ниши», в условиях техногенного загрязнения представляющую собой зону повышенной эколого-токсикологической опасности. В частности, образование эпифитовзвеси на растительных поверхностях будет, во-первых, приводить к существенному сокращению притока солнечной энергии к фотосинтезирующим клеткам растений и тем самым нарушать процесс синтеза хлорофилла; во-вторых, способствовать интенсификации химических процессов посредством воздействия на растения кислотных и щелочных компонентов речной взвеси. Эпифитон, например, очень чувствителен к евтрофированию и активно реагирует на изменение количества поступающей солнечной радиации [101]. Активное образование эпифитовзвеси в зонах загрязнения несомненно оказывает негативное влияние на функционирование этого компонента водных систем. При повышенной мутности вод, способствующей образованию эпифитовзвеси, т. е. созданию таких условий, когда органоминеральные компоненты эпифитовзвеси заметно доминируют над организмами перифитона, водоросли последнего могут активно поглощать выделяемый макрофитами кислород, способствуя возникновению его дефицита.

Не исключено, что эпифитовзвесь, особенно обогащенные органическим веществом ее хлопьеобразные скопления, столь характерные для зон техногенного загрязнения, являются средой, где осуществляются процессы метилирования ртути и ряда других химических элементов. Например, относительно недавно была установлена важная роль перифитонных сообществ, распространенных в эверглейдах Флориды, в метилировании ртути [110a]. Натурными и экспериментальными исследованиями доказана роль перифитона (включая эпифитон), связанного с корнями макрофитов, распространенных в пойменных озерах бассейна Амазонки, в метилировании ртути [112, 113, 114, 121, 123, 126]. Было показано, что связанный с корнями перифитон является важной биогеохимической средой и важным звеном для биометилирования ртути в экосистемах затопляемых пойм бассейна Амазонки. Например, общее содержание ртути в эпифитном материале, собранного с корней плавающих макрофитов, образующих подстилку на пойме р. Тапажос (приток р. Амазонки), составляло 2–8,5 нг/г сухой массы [127]. Доля метилртути от общей ртути в эпи-

фитоне, достигающая 1,55–8,33%, коррелировала с содержаниями органического углерода и азота. Корневая зона плавающих макрофитов и затопляемый органический горизонт почв лесного массива Игапо были единственными местами в системе реки, где метилртуть обнаруживалась в существенных количествах в воде и отложениях (табл. 14). Подстилка из плавающих макрофитов была только местом, где метилртуть существенно обнаруживалась в воде (до 3–22% от общей ртути в фильтрате), тогда как в других местах менее 4% [126]. Доля метилртути от общей ртути в эпифитном материале, собранном на корнях *Paspalum* sp., образующих подстилку), изменялась от 1,5 до 8,3% и коррелировало с содержанием органического углерода и общего азота.

Таблица 14

Концентрации метилртути и темпы метилирования на пойме р. Тапажос [127]

Место	Ртуть общая, нг/г		Метилртуть, нг/г		Метилртуть, %		Диапазон метилирования, %
	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	Среднее	Интервал	
Фильтрованная вода *		0,62–2,58		<0,022–0,24		<1,3–22,2	< 0,03 **
Органоминеральный сестон	345	191–534	8	2–26	2,4	0,6–7,3	-
Эпифитон	158	100–254	5	2–8	3,5	1,3–6,1	3,4–5,4
Лесная подстилка	160	127–193	5,9	4,1–8	3,7	2,6–4,3	3,2–3,6 ***
Отложения в зарослях макрофитов	197	195–198	1,3	1,33–1,4	0,67	0,64–0,70	2,3–8,9
Отложения открытой акватории озер	192	190–209	0,08	0,06–0,10	0,04	0,04–0,05	0,2–0,35

* Фильтр с диаметром пор < 0,2 мкм.

** Концентрации в нг/л.

*** Поверхностный слой в затопляемых почвах.

По данным [114], в пойменных озерах реки Тапажос (бассейн Амазонки) корни прикреплённых макрофитов *Paspalum* sp. с плавающими листьями являлись важнейшим местом метилирования ртути, особенно сильно колонизированные перифитомом (темпы образования 3,4–5,4%). Чистая продукция метилртути в перифитоне, связанного с живыми или уже разложившимися корнями макрофитов, образующих подстилку на пойме или произрастающих в пойменных озерах бассейна Амазонки, составляла в среднем 13,8% (диапазон 0,28–35%), тогда как в поверхностном слое пойменных отложений она была в пределах 0,022–2,5% (среднее 0,6%). Высокие содержания общей и метилированной ртути установлены в перифитоне р. Идрицы (Словения) [133]. Авторы цитируемой работы указывают на активно идущие в перифитоне процессы метилирования.

Таким образом, можно предположить, что в условиях техногенного загрязнения эпифитовзвесь может являться компонентом речной среды, активно поддерживающим метилирование ртути, интенсивность концентрирования которого в эпифитовзвеи очень часто намного выше, нежели в других компонентах речной экосистемы. Кроме того, в зонах техногенного загрязнения существенная доля ртути присутствует в эпифитовзвеи в подвижных формах, что подтверждается результатами термического атомно-абсорбционного анализа, свидетельствующих о значительном выделении ртути при низких температурах нагрева образцов.

Необходимо отметить, что образование речной эпифитовзвеи и интенсивное концентрирование в ней химических элементов в определенной мере способствуют временному удалению загрязняющих веществ из водного миграционного потока, что, отчасти, играет положительную роль в детоксикации водной среды. Установлено [102], что в ходе деструкции отмерших макрофитов в течение года (с октября по сентябрь) разлагается только лишь ~ 40% воздушно-водной растительности (гелофитов, основными представителями которых являются тростник, камыш, рогоз; темпы разложения гидатофитов – погруженных растений, особенно интенсивно сорбирующих речную взвесь, могут быть бо-

лее высокими). Даже через два года порядка 40% остатков тростника и камыша все еще оставались неразложившимися [58]. Содержащиеся в полуразложившихся макрофитах (и в связанной с ними эпифитовзвеси) химические элементы на относительно длительный срок исключаются из круговорота веществ, существующего в водной экосистеме. Определенная часть отмерших макрофитов может выноситься половодьем и паводками за пределы речного русла, на пойму, где они, однако, могут оказывать существенное влияние на биогеохимические особенности отложений стариц [107] и, в определенной степени, на состав пойменных почв, а также, как отмечалось выше, являться местом образования метилртути. Тем не менее осенью при осаднении опадающей листвы макрофитов, при их отмирании и последующем разложении определенное количество химических элементов, содержащихся в растительных тканях и в эпифитовзвеси, частично поступает не только в донные отложения, но и переходит в водную массу. Например, популяция рдеста курчавого (*Potamogeton crispus*), обитающая в загрязненном озере, аккумулировала 1,5 кг «чистого» кадмия, а высвобождение его из растений после отмирания последних, по расчетам, способно было повысить содержание данного металла в растворе озерных вод на 1 мкг/л [122]. Показано [58], что большинство макрофитов наиболее интенсивно разлагается в первые 3–4 недели после отмирания. Возможно, что именно в этот период особенно активно будут высвобождаться в воду и поллютанты, связанные с эпифитовзвесью.

В последние годы эпифитовзвесь (речная и озерная) стала привлекать к себе внимание гидробиологов и биогеохимиков. Так, эпифитовзвесь используется при оценках интенсивности загрязнения химическими элементами и радионуклидами различных водных систем. Например, по данным [38], в эпифитовзвеси р. Ромашки, принимающий сточные воды Сибирского химического комбината, концентрировался ^{90}Sr (до 10,1 Бк/кг сухой массы). Исследование химического состава эпифитовзвеси позволило охарактеризовать современный уровень загрязнения экосистемы Иваньковского водохранилища, выявить геохимические ассоциации элементов вблизи источников загрязнения и районы их аккумуляции [15], а также оценить интенсивность загрязнения ртутью Дубоссарского водохранилища на р. Днестр, максимальные содержания которой в биоиндикаторах (высшие водные растения, эпифитовзвесь, лишайник *Xanthoria parietina*) наблюдались в зоне расположения Резинско-Рыбницкого промышленного комплекса, включающего два крупных цементных и один металлургический завод [48]. По данным Г.В. Ким [28], изучавшей водоросли перифитона Телецкого озера, на озерных макрофитах вместе с водорослями в большом количестве осаждаются минеральные, органические частицы и песок, формируя эпифитовзвесь. Установлено, что соотношение массы эпифитовзвеси и массы макрофита меняется от 0,47 до 25,07, увеличиваясь на макрофитах с более расчлененной поверхностью. Изменение массы эпифитовзвеси на макрофитах с однотипной поверхностью (с плоскими или сильно расчлененными листьями) на разных участках озера позволяет сделать предположение: если основной поток взвешенных частиц поступает с берега, то масса эпифитовзвеси наибольшая у берега. Если взвешенных частиц поступает больше из открытой части озера, то масса эпифитовзвеси больше в зарослях, граничащих с открытой водой. Доля живых клеток в эпифитовзвеси на макрофитах, подверженных волновой нагрузке, ниже по сравнению с более спокойными участками (2 и 30–90% соответственно). Авторы [22] также отмечают, что кроме водорослей на макрофитах оз. Телецкое в большом количестве осаждаются минеральные и органические частицы, образующие эпифитовзвесь. Отношение массы эпифитовзвеси и фитоперифитона к массе самого макрофита колеблется от 0,5 до 25,1.

Таким образом, эпифитовзвесь является «полноправным» компонентом водной среды, важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень, и играет существенную роль в перераспределении и миграции химических элементов, в трансформации их форм нахождения и особенно в протекающих в реках биогеохимических процессах. Несомненно, что существующие подходы к моделированию распределения и действия тяжелых металлов в водных экосистемах должны учитывать

факт их «концентрированного» присутствия в эпифитовзвеси. Как справедливо заметили В.А. Косятова и Д.О. Эйнон [35], в условиях усиления техногенного воздействия на водные объекты весьма важным представляются все вопросы, связанные с влиянием поллютантов на эпифитон и взаимозависимостью различных параметров эпифитона и абиогенных факторов среды. Со всех указанных точек зрения необходимость дальнейшего изучения биогеохимической роли речной эпифитовзвеси очевидна.

Заключение

Эпифитовзвесь, накапливая химические элементы, как правило, интенсивнее, чем другие компоненты водной среды, является эффективным и с практической точки зрения удобным компонентом для индикации техногенного загрязнения речных систем. Особенно действенно использование эпифитовзвеси для установления комплекса загрязняющих водотоки химических элементов, выявления протяженности зон влияния различных источников, оценки современного (сезонного) уровня загрязнения речной среды, исследования форм нахождения металлов и их трансформации в ходе русловой миграции взвешенного материала. При определенных условиях эпифитовзвесь служит неплохим индикатором для выяснения вторичного влияния техногенных илов на водную среду и изучения процессов размыва русловых отложений.

С организационно-технической точки зрения отбор и подготовка проб эпифитовзвеси к последующим анализам намного проще, нежели отбор и подготовка проб донных отложений, воды, гидробионтов. Для получения эпифитовзвеси в принципе не имеет значение вид растения, поскольку она интенсивно осаждается на различных представителях макрофитов. Тем не менее особенно результативен отбор эпифитовзвеси, фиксируемой погруженными растениями (уруть колосистая, рдесты, роголистники и др.), встречающихся в речных биотопах даже на относительно твердых субстратах, где движение воды препятствует усиленному накоплению илистых отложений. После несложной предварительной подготовки образцов эпифитовзвеси в конечном счете исследуется твердый материал, идентичный речной взвеси или донным отложениям. Современные химико-аналитические методы позволяют достаточно быстро и надежно определять в подобных материалах широкий круг химических элементов, исследовать их формы нахождения, изучать минералогический и гранулометрический состав. Как правило, механизмы осаждения речной взвеси на макрофитах в равнинных реках достаточно схожи, что позволяет сравнивать между собой по интенсивности загрязнения, особенностям поведения и закрепления тяжелых металлов и других химических элементов не только отдельные участки одного и того же водотока, но и разные реки.

С эколого-геохимической точки зрения эпифитовзвесь является важным элементом речной экосистемы, с которым связан определенный трофический уровень. Она играет значимую роль в миграции и перераспределении химических элементов и в трансформации их форм нахождения, а также в поставке поллютантов в водные растения и другие организмы. В изученных случаях преобразование основных форм металлов в эпифитовзвеси проявлялось главным образом в увеличении относительного содержания в ней их геохимически активных соединений. Химические элементы, концентрирующиеся в эпифитовзвеси, следует рассматривать как составную часть потока, участвующего в биогеохимических процессах. Возможность накопления тяжелых металлов в эпифитовзвеси необходимо учитывать при оценках путей поступления их в водные растения и при изучении особенностей распределения поллютантов в пищевых цепях. После отмирания растений эпифитовзвесь служит вторичным источником загрязнения водной массы и участвует в формировании химического состава речных отложений. Изучение поведения поллютантов в речных системах должно осуществляться с учетом их присутствия в эпифитовзвеси.

Существующие подходы к моделированию распределения и действия химических элементов и их соединений в речных экосистемах должны учитывать факт их «концентрированного» нахождения в эпифитовзвеси, что определяет необходимость дальнейшего изучения экологической роли и биогеохимических особенностей эпифитовзвеси в природных и техногенных условиях. Особое внимание должно быть обращено на выявление возможной роли эпифитовзвеси в процессах метилирования ртути и некоторых других химических элементов.

Эпифитовзвесь может оказаться эффективным индикатором при проведении геохимических работ, связанных с поисками месторождений полезных ископаемых, а также при осуществлении разномасштабного геохимического картирования различных по своей функциональной значимости территорий.

Литература

1. *Аминов П.Г.* Исследование перифитона как индикатора воздействия горнопромышленных предприятий на водную экосистему на примере Карабашской геотехнической системы, Южный Урал // От экологических исследований – к экологическим технологиям. Тез. докл. междунар. научн. сем., 30 мая – 2 июня 2006 г., Миасс, Челябинская область. – Челябинск: Библиотека А. Миллера, 2006, с. 28–29.
2. *Балоде М.Я., Гайле М.Я., Зандмане А.К. и др.* Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. – Рига: Зинатне, 1981. – 166 с.
3. *Беркович К.М., Чалов Р.С., Чернов А.В.* Экологическое русловедение. – М.: ГЕОС, 2000. – 332 с.
4. Биологический энциклопедический словарь. – М.: Сов. энциклопедия, 1989. – 864 с.
5. *Боровков В.С.* Русловые процессы и динамика речных потоков на урбанизированных территориях. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 286 с.
6. *Бурдин К.С.* Основы биологического мониторинга. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 158 с.
7. *Буренков Э.К., Янин Е.П., Кижаскин С.А. и др.* Эколого-геохимическая оценка состояния окружающей среды г. Саранска. – М.: ИМГРЭ, 1993. – 115 с.
8. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. – Минск: Изд-во АН БССР, 1960. – 329 с.
9. *Волох А.А., Колесов А.А., Чернова А.Е.* Определение термоформ ртути методом атомной абсорбции // Геохимические исследования городских агломераций. – М.: ИМГРЭ, 1998, с. 126–132.
10. *Волох А.А., Янин Е.П.* Использование термического атомно-абсорбционного анализа для оценки техногенных аномалий ртути в реках // Прикладная геохимия. Вып. 4: Аналитические исследования. – М.: ИМГРЭ, 2003, с. 279–288.
11. *Волох А.А., Янин Е.П.* Выявление техногенных аномалий ртути в реках с использованием термического атомно-абсорбционного анализа // Ртуть. Проблемы геохимии, экологии, аналитики. – М.: ИМГРЭ, 2005, с. 126–133.
12. *Голубковская Э.К.* Биологические основы очистки воды. – М.: Высшая школа, 1978. – 268 с.
13. *Горбунов К.В.* Распад остатков высших водных растений и его экологическая роль в водоемах нижней зоны дельты Волги // Тр. Всес. гидробиол. об-ва, 1953, вып. 5, с. 158–203.
14. *Горлова Р.Н.* Макрофиты – индикаторы состояния водоема // Водные ресурсы, 1992, № 6, с. 59–73.

15. *Гришанцева Е.С., Сафронова Н.С., Федорова Л.П.* Использование эпифитов в эколо-геохимической оценке состояния экосистемы Иваньковского водохранилища // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Мат-лы VII Междунар. науч.-практ. конф. Семей: Семипалатинский государственный педагогический институт, 2012.
16. *Дейвис А.В.* Научные исследования по эвтрофикации района Норфолк-Бродз // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. II сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1981, с. 269–280.
17. *Дубина Д.В.* Вища водна рослинність. – Киев: Фітосоціоцентр, 2006. – 412 с.
18. *Дуплаков С.Н.* Материалы к изучению перифитона // Тр. Лимнологической станции в Косине, 1933, вып. 16, с. 9–160.
19. *Жеребцов Ю.Д., Политиков М.И., Сикорский В.Ю.* Технология ртутнометрических поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1992. – 176 с.
20. *Жихарев А.М.* (Ярославский государственный Педагогический университет) Роль водной растительности в русловых процессах малых рек // <http://skyglobe.ru/referat/referat/76228>.
21. Загрязнение воздуха и жизнь растений: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 535 с.
22. *Зарубина Е.Ю., Яныгина Л.В., Бурмистрова О.С. и др.* Литоральные биоценозы как один из факторов устойчивости экосистемы Телецкого озера // Ползуновский вестник, 2005, № 4, с. 201–207.
23. *Зернов С.А.* Общая гидробиология. – М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 503 с.
24. *Золотухина Е.Ю., Гавриленко Е.Е., Бурдин К.С.* Некоторые аспекты накопления и выведения ионов металлов водными макрофитами // Биологические науки, 1990, № 12, с. 110–117.
25. *Ильин В.Б.* Тяжелые металлы в системе почва-растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 151 с.
26. *Карасик М.А., Кирикилица С.И., Герасимова Л.И.* Атмогеохимические методы поисков рудных месторождений. – М.: Недра, 1986. – 247 с.
27. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. – Л.: Наука, 1981. – 187 с.
28. *Ким Г.В.* Водоросли перифитона Телецкого озера // Сибирский экологический журнал, 2011, № 1, с. 33–41.
29. *Кокин К.А.* О роли погруженных макрофитов в самоочищении воды // Тр. Всес. гидробиол. о-ва, 1963, т. 14, с. 234–247.
30. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон реки Кенти // Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти. – Петрозаводск, 1995, с. 47–60.
31. *Комулайнен С.Ф.* Перифитон рек Ленинградской, Мурманской областей и Республики Карелия. – Петрозаводск, 1996. – 39 с.
32. *Комулайнен С.Ф.* Фитоперифитон рек Республики Карелия // Ботанический журнал, 2004, т. 89, № 3, с. 18–35.
33. *Комулайнен С.Ф.* Экология фитоперифитона малых рек Восточной Финляндии. – Петрозаводск, 2004. – 182 с.
34. *Косятова В.А., Левшина Н.А., Эйнон Л.О.* Эпифитон макрофитов-эдификаторов Иваньковского водохранилища и его влияние на формирование качества природной воды // Водные ресурсы, 1990, № 3, с. 81–88.
35. *Косятова В.А., Эйнон Л.О.* Эпифитон пресноводных водоемов и его роль в формировании качества воды // Водные ресурсы, 1992, № 5, с. 110–121.
36. *Куликов Н.В., Чеботина М.Я., Боченин В.Ф.* Влияние экологических метаболитов на накопление радиоизотопов пресноводными растениями // Взаимодействие между водой и живым веществом. Тр. Междунар. симп. Т. II. – М.: Наука, 1979, с. 62–66

37. *Латин И.А., Едигарова И.А.* Взаимодействие экзометаболитов водных организмов с ионами тяжелых металлов в природных водах (обзор) // Гидробиологический журнал, 1990, 26, № 2, с. 3–11.
38. *Леонова Г.А.* Биогеохимическая индикация природных и техногенных концентраций химических элементов в компонентах водных экосистем (на примере водоемов Сибири) // Электронный журнал «ИССЛЕДОВАНО В РОССИИ» / <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2004/197pdf>.
39. *Лихачева Т.В.* Флора макрофитов Удмуртии // Электронный научный журнал «Исследовано в России» // <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2006/262.pdf>.
40. *Лычагина Н.Ю., Касимов Н.С., Лычагин М.Ю.* Биогеохимия макрофитов дельты Волги. – М.: Географический ф-т МГУ, 1998. – 84 с.
41. *Макаревич Т.А.* Продукция перифитона в пресных водах // Итоги гидробиологических исследований водных экосистем Белоруссии. – Минск: Университетское, 1988, с. 54–63.
42. *Мартынова М.В.* Азот и фосфор в донных отложениях озер и водохранилищ. – М.: Наука, 1984. – 160 с.
43. *Мартынова М.В.* Об участии макрофитов в процессе обмена соединениями азота и фосфора между донными отложениями и водой // Водные ресурсы, 1985, № 1, с. 115–120.
44. *Меньшикова О.А., Храмцова Т.Г., Стом Д.И.* Доочистка сточных вод животноводческих комплексов макрофитами // Водные ресурсы, 1994, № 3, с. 383–384.
45. *Мережко А.И.* Роль высших водных растений в самоочищении водоемов // Гидробиологический журнал, 1973, 9, № 4, с. 118–125.
46. *Мережко А.И.* Эколого-физиологические особенности высших водных растений и их роль в формировании качества воды: Автореф. дис... докт. биол. наук. – М., 1978. – 46 с.
47. *Морозова О.Г., Гаевский Н.А., Репях С.М. и др.* Влияние затопленных растительных остатков на формирование гидрохимического режима водоема-охладителя Березовской ГРЭС-1. 5. Влияние альгофлоры водоема-охладителя на качество воды // Химия растительного сырья, 2001, № 3, с. 123–126.
48. *Мунтяну Г.Г., Мунтяну В.И.* Биоиндикация ртутного загрязнения Дубоссарского водохранилища // Водные ресурсы, 2005, , т. 32, № 4, с. 464–469.
49. *Мур Дж.В., Рамамурти С.* Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. – М.: Мир, 1987. – 288 с.
50. *Назаренко И.И., Кислова И.В., Кашина Л.И. и др.* Атомно-абсорбционное определение ртути в водах после сорбционного концентрирования на полимерном тиоэфире // Журнал аналитической химии, 1986, т. 11, вып. 8, с. 1385–1390.
51. *Новиков В.С., Губанов И.А.* Школьный атлас-определитель высших растений. – М.: Просвещение, 1985. – 239 с.
52. *Патин С.А., Ткаченко В.Н., Федотова А.Б.* Поглощение и накопление ^{54}Mn и ^{65}Zn хлореллой // Тр. ВНИРО, 1974, т. 100, с. 58–62.
53. *Пашкевич В.Ю., Юдин Б.С.* Водные растения и жизнь животных. – Новосибирск: Наука, 1978. – 128 с.
54. *Протасов А.А.* Перифитон: терминология и основные определения // Гидробиологический журнал, 1982, 18, № 1, с. 9–13.
55. *Протасов А.А.* Исследование пресноводного перифитона в Советском Союзе // Гидробиологический журнал, 1984, 20, № 5, с. 3–16.
56. *Протасов А.А.* Пресноводный перифитон. – Киев, 1994. – 308 с.
57. *Распопов И.М.* Высшая водная растительность больших озер Северо-Запада СССР. – Л.: Наука, 1985. – 200 с.
58. *Распопов И.М., Белова М.А.* Роль макрофитов в круговороте фосфора в Ладожском озере // Элементы круговорота фосфора в водоемах. – Л.: Наука, 1987, с. 80–90.

59. *Реймерс Н.Ф.* Основные биологические понятия и термины. – М.: Просвещение, 1988. – 319 с.
60. *Сает Ю.Е., Несвижская Н.И.* Изучение форм нахождения элементов во вторичных ореолах рассеяния. – М.: ВИЭМС, 1974. – 45 с.
61. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др.* Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
62. *Сает Ю.Е., Янин Е.П.* Методические рекомендации по геохимической оценке состояния поверхностных вод. – М.: ИМГРЭ, 1985. – 48 с.
63. *Семин В.А., Фрейндлинг А.В.* Макрофиты и их место в системе экологического мониторинга // Научные основы биомониторинга пресноводных экосистем. Тр. сов.-фран. симп. – Л.: Гидрометеиздат, 1988, с. 95–104.
64. *Смирнов Н.А., Комулайнен С.Ф.* Оборудование для изучения перифитона в потоке // Гидробиологический журнал, 1985, 21, № 2, с. 96–97.
65. Справочник по видам аналитических работ, выполняемых в лабораториях ИМГРЭ. – М.: ИМГРЭ, 1987. – 128 с.
66. *Таусон В.Л., Гелетий В.Ф., Меньшиков В.И.* Уровни содержания, характер распределения и формы нахождения ртути как индикаторы источников ртутного загрязнения природной среды // Химия в интересах устойчивого развития, 1995, 3, № 1–2, с. 151–159.
67. Физиология растительных организмов и роль металлов. – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 157 с.
68. *Фурсов В.З.* Газортутный метод поисков месторождений полезных ископаемых. – М.: Наука, 1983. – 205 с.
69. *Фурсов В.З., Степанов И.И.* О возможности определения формы нахождения ртути в горных породах и рудах путем возгонки при разных температурах // Изв. АН КазССР, сер. геол., 1967, № 2, с. 90–92.
70. *Хендерсон-Селлерс Б., Маркленд Х.Р.* Умирающие озера. Причины и контроль антропогенного эвтрофирования: Пер. с англ. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 279 с.
71. *Хеслам С.М.* Макрофиты и качество водотока // Качество поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Тр. сов.-англ. семинара. – Л.: Гидрометеиздат, 1977, с. 215–220.
72. *Христофорова Н.К., Богданова Н.Н., Обухов А.И.* Использование бурых водорослей фукусов для индикации состояния прибрежно-морских вод // Сихотэ-Алинский биосферный район: принципы и методы экологического мониторинга. – Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1981, с. 118–127.
73. *Чалов Р.С.* Русловедение: теория, география, практика. Т. 1: Русловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел. – М.: Изд-во ЛКИ, 2008. – 608 с.
74. *Щербаков А.П.* Озеро Глубокое. Гидробиологический очерк. – М.: Наука, 1967. – 379 с.
75. *Янин Е.П.* Особенности формирования стока взвешенных наносов малых рек в условиях техногенеза // Выявление зон загрязнения окружающей среды токсичными химическими элементами. – Челябинск: УДНТП, 1984, с. 19–20.
76. *Янин Е.П.* Экогеохимическая оценка загрязнения реки Нуры ртутью. – М.: ИМГРЭ, 1989. – 43 с.
77. *Янин Е.П.* Биогеохимическая индикация загрязнения водных систем ртутью // Биогеохимические методы при изучении окружающей среды. – М.: ИМГРЭ, 1989, с. 35–37.
78. *Янин Е.П.* Ртуть в окружающей среде промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 1992. – 169 с.
79. *Янин Е.П.* Геохимические особенности и экологическое значение техногенных илов // Разведка и охрана недр, 1994, № 5, с. 35–37.

80. Янин Е.П. Тяжелые металлы в эпифитовзвеси – индикаторы техногенного загрязнения рек // Разведка и охрана недр, 1995, № 6, с. 27–28.
81. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами // Водные ресурсы, 1999, 26, №6, с. 731–734.
82. Янин Е.П. Техногенез и эколого-геохимические аспекты аллювиального осадко-накопления в реках промышленно-урбанизированных территорий // Геологический вестник Центральных районов России, 1999, № 4, с. 41–47.
83. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси реки Нуры как индикатор техногенного загрязнения // Геология и геофизика, 2000, 41, № 7, с. 1074–1077.
84. Янин Е.П. Особенности распределения ртути в речной эпифитовзвеси // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 130–138.
85. Янин Е.П. Ртуть в осадках городских сточных вод // Эколого-геохимические проблемы ртути. – М.: ИМГРЭ, 2000, с. 143–152.
86. Янин Е.П. Эпифитовзвесь – новый индикатор загрязнения речных систем тяжелыми металлами. – М.: ИМГРЭ, 2002. – 51 с.
87. Янин Е.П. Источники и пути поступления загрязняющих веществ в реки промышленно-урбанизированных районов // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2002, № 6, с. 2–56.
88. Янин Е.П. Ртуть в эпифитовзвеси как индикатор техногенного загрязнения // Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы: Мат-лы четвертой Российской биогеохимической школы (3–6 сентября 2003 г.). – М.: Наука, 2003, с. 220–223.
89. Янин Е.П. Геохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек. Патент № 2205401. Россия, МПК⁷ G 01 N 33/18. № 2001131942/04: Заявл. 28.11.2001; Оpubл. 27.05.2003. Зарегистр. в Гос. реестре изобретений РФ 27 мая 2003 г.
90. Янин Е.П. Тяжелые металлы в малой реке в зоне влияния промышленного города. – М.: ИМГРЭ, 2003. – 89 с.
91. Янин Е.П. Источники и пути поступления тяжелых металлов в реки сельскохозяйственных районов // Экологическая экспертиза, 2004, № 4, с. 67–90.
92. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных речных илов // Прикладная геохимия. Вып. 6. Экологическая геохимия Москвы и Подмосквья. – М.: ИМГРЭ, 2004, с. 195–221.
93. Янин Е.П. Новый биогеохимический способ выявления и оценки зон техногенного загрязнения рек // Биогеохимическая индикация аномалий. Мат-лы V Биогеохимических чтений. Посв. памяти В.В. Ковальского. 8 июня 2004 г. – М.: Наука, 2004, с. 33–37.
94. Янин Е.П. Химический состав и минералогические особенности техногенных илов реки Нуры. – М.: ИМГРЭ, 2004. – 22 с.
95. Янин Е.П. Использование эпифитовзвеси для выявления и оценки техногенного загрязнения рек химическими элементами // Экологические системы и приборы, 2005, № 11, с. 15–22.
96. Янин Е.П. Особенности минерального состава русловых отложений реки Пахры (Московская область) в зонах техногенного воздействия // Бюлл. МОИП. Отдел Геологический, 2007, 82, вып. 5, с. 48–55.
97. Янин Е.П. Поверхностный сток с городских территорий как источник загрязнения речных систем // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2007, № 4, с. 2–104.
98. Янин Е.П. Экологическая роль и биогеохимические особенности речной эпифитовзвеси в условиях техногенного загрязнения // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды, 2008, № 6, с. 2–14.
99. Янин Е.П. Техногенные речные илы (вещественный состав, геохимические особенности, экологическая оценка). – М.: ВИНТИ, 2013. – 196 с. (Экологическая экспертиза, 2013, № 1, с. 2–196)

100. *Abo-Rady M.D.K.* Aquatic macrophytes as indicator for heavy metal pollution in the river Leine // *Archiv. Hydrobiol.*, 1980, 89, № 3, p. 387–404.
101. *Aizaki M.* Seasonal change in standing crop and production of periphyton in the Tamagava River // *Jap. Ecol.*, 1978, 28, p. 123–134.
102. *Andersen F.Q.* Effects of nutrient level on the decomposition of *Phragmites communis* Tirn // *Arch. Hydrobiol.*, 1978, Bd. 84, H. 4, s. 528–550.
103. *Aulio K.* Aquatic macrophytes as indicators of heavy metal pollution // *Vesientutkimuslaitok. julk.*, 1986, № 68, p. 171–174.
104. *Barnett B.E., Ashroft C.R.* Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the humber estuary // *Environ. Pollut.*, 1985, B9, № 3, p. 193–213.
105. *Boney A.D.* Marine algae as collectors of iron ore dust // *Mar. Pollut. Bull.*, 1978, v. 9.
106. *Breck W.C.* Organisms as monitors in time and space of marine pollutants // *Thalassia Jugoslavica*, 1978, 14, № 1/2.
107. *Boon P.I., Sorrell B.K.* Biogeochemistry of billabond sediments. I. The effect of macrophytes // *Freshwater Biol.*, 1991, 28, № 2, p. 209–226.
108. *Brayn G.W.* The effect of heavy metals (other than mercury) on marine and estuarine organisms // *Proc. Roy. Soc. London*, 1971, v. 177, № 1048, p. 389–410.
109. *Brayn G.W., Hummerstone L.G.* Brown seaweeds as an indicator of heavy metals in estuaries in south-west England // *J. Mar. Biol. Assoc. U. K.*, 1973, v. 53, p. 705–720.
110. California Watershed Assessment Manual. Vol. II / F. Shilling. 4. Periphyton (Attached Algae and Aquatic Plants) as Indicators of Watershed Condition // cwam.ucdavis.edu/Volume_2/CWAM_II_4_Periphyton.pdf.
- 110a. *Cleckner L.B., Gilmour C.C., Hurley J.P., Krabbenhoft D.P.* Mercury methylation in periphyton of the Florida Everglades // *Limnol. Oceanogr.*, 1999, v. 44, № 7, p. 1815–1825.
111. *Ganje T.J., Elseewi A.A., Page A.L.* Trace element accumulation in aquatic plants: A literature review // *Trace Substances Envir. Health – XXII: Proc. Univ. Missouri's 22nd Annu. Conf.*, St. Louis, Mo, May 23–26, 1988.- Columbia (Mo), 1988, p. 442–462.
112. *Guimarães J.R.D., Meili M., Hylander L.D. et al.* Mercury net methylation in five tropical flood plain region of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils // *Sci. Total Environ.*, 2000, v. 21, p. 99–107.
113. *Guimarães J.R.D., Meili M., Malm O., Brito E.M.S.* Hg methylation in sediment and floating meadows of tropical lake of the Pantanal wetland, Brazil // *Sci. Total Environ.*, 1998, v. 213, p. 165–175.
114. *Guimarães J.R.D., Roulet M., Lucotte M., Mergler D.* Mercury methylation along a lake – forest transect in the Tapajós river floodplain, Brazilian Amazon: seasonal and vertical variation // *Sci. Total Environ.*, 2000, v. 261, p. 91–98.
115. *Hamsher S.E., Vis M.L.* Utility of the periphyton index of biotic integrity (PIBI) as an indicator of acid mine drainage impacts in southeastern Ohio // *J. of Phycology*, 2003, 39, № S1, p. 20–21.
116. *Hill B.H., Willingham W.T., Parrish L.P., McFarland B.H.* Periphyton community responses to elevated metal concentrations in a Rocky Mountain stream // *Hydrobiologia*, 2000, v. 428, p. 161–169.
117. *Husák Š., Sládeček V., Sládečková A.* Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution // *Acta hydrochim. et hydrobiol.*, 1989, 17, № 6, c. 693–697.
118. *Johnson G.D., McIntosh A.W., Atchinson G.J.* The use of Periphyton as a monitor of trace metals in two contaminated Indiana lakes // *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 1978, v. 19, p. 733–740.
119. *Komulainen S.* Use of phytoperiphyton to assess water quality in north-western Russian rivers // *J. of Appl. Phycology*, 2002, 14, № 1, p. 57–62.
120. *Krause G.H.M., Kaiser H.* Plant response to heavy-metals and sulphur dioxide // *Environ. Pollut.*, 1977, 12, p. 63–71.

121. Mauro J.B.N., Guimarães J.R.D., Hintelmann H. Mercury methylation in macrophytes, periphyton, and water – comparative studies with stable and radio-mercury additions // *Anal. Bioanal. Chem.*, 2002, v. 373, p. 983–989.
122. McIntosh A.W., Shephard B.K., Mayes R.A. *et al.* Some aspects of sediment distribution and macrophyte cycling of heavy metals in a contaminated lake // *J. Environ. Quality*, 1978, 7, p. 301–305.
123. Miranda M.R., Guimarães J.R., Roulet M. *et al.* Mercury methylation and bacterial activity in macrophyte-associated periphyton in floodplain lakes of the Amazon basin // *RMZ-Materials and Geoenvironment*, 2004, 51, № 2, p. 1218–1220 // http://www.unites.uqam.ca/gmf/caruso/doc/caruso/guimaraes/guimaraes_2004.pdf.
124. Ozimek T. Effect of municipal sewage on the submerged macrophytes of a lake littoral // *Ecol. Pol.*, 1978, 26, № 1, p. 3–39.
125. Ramelow G.J., Maples R.S., Thompson R.L. *et al.* Periphyton as monitors for heavy metal pollution in the Calcasieu River estuary // *Environ. Pollut.*, 1987, 43, № 4, p. 247–261.
126. Roulet M., Lucotte M., Farella N. *et al.* Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems // *Water, Air, and Soil Pollut.*, 1999, v. 112, p. 297–313.
127. Roulet M., Lucotte M., Guimarães J.R.D., Rheault I. Methylmercury in water, seston, and epiphyton of an Amazonian river and its floodplain, Tapajós River, Brazil // *Sci. Total Environ.*, 2000, v. 261, p. 43–59.
128. Sawidis T., Stratis J., Zachariadis G. Distribution of heavy metals in sediments and aquatic plants of the river Pinios (central Greece) // *Sci. Total Environ.*, 1991, 102, p. 261–266.
129. Vymazal J., Craft C.C., Richardson C.J. Periphyton response to nitrogen and phosphorous additions in Florida Everglades // *Algol. Stud.*, 1994, v. 73, p. 75–97.
130. Winter J.G., Duthie H.C. Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream // *Canad. Water Res. J.*, 1998, 23, № 3, p. 245–258.
131. Yanin E.P. Mercury in surroundings of the city of Temirtau, Central Kazakhstan. – Moscow: IMGRE, 1997. – 30 p.
132. Yanin E.P. Electric engineering industry and the urban environment (man-made pollution and ecological effects). – Moscow: Dialog-MGU Publ., 1998. – 37 p.
133. Žižek S., Milačič R., Kovač N. *et al.* Periphyton as a bioindicator of mercury pollution in a temperate torrential river ecosystem // *Chemosphere*, 2011, v. 85, p. 883–891.