

ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ РЕКИ МОСКВЫ И ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МАКРОФИТОВ РОДА *POTAMOGETON* ДЛЯ БИОМОНИТОРИНГА ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РЕКЕ

© 2015 А.Г. Уваров

Институт глобального климата и экологии Росгидромета и РАН, г. Москва

Поступила в редакцию 26.05.2015

В статье рассматривается вопрос загрязнения воды и донных отложений р. Москвы тяжелыми металлами: Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co. Исследования проведены в летний период 2012 г. на участке реки от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья реки в районе г. Коломна. Выявлено превышение нормативов для водотоков культурно-бытового пользования по загрязнению тяжелыми металлами (Fe, Mn, Cd) воды реки. Установлены участки реки с концентрациями тяжелых металлов, превышающих уровень регионального фона для донных отложений. Показана неоднородность распределения концентраций металлов в воде и донных отложениях на участках течения выше г. Москвы и ниже. Рассмотрена возможность и даны практические рекомендации по использованию трех видов рдестов (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton lucens* L.) для целей биомониторинга тяжелых металлов в реке.

Ключевые слова: река Москва, тяжелые металлы, макрофиты, донные отложения

В пресных водоемах одними из наиболее распространенных веществ-загрязнителей являются тяжелые металлы (ТМ). Многие из них обладают рядом особенностей, которые делают их довольно опасными для здоровья человека и приводят к ухудшению качества окружающей среды: ТМ обладают высокой токсичностью даже в микроконцентрациях, они способны передаваться и накапливаться в трофических цепях, для этого вида загрязнителей характерна слабая биodeградация [1]. Загрязнение ТМ поверхностных вод является одной из наиболее актуальных экологических проблем [2]. Водоемы и водотоки, расположенные вблизи крупных городов и промышленных центров испытывают на себе антропогенную нагрузку, которая в частности выражается в повышении содержания тяжелых ТМ на водосборной площади, а, следовательно, и повышении концентраций ТМ в воде, донных отложениях (ДО) и гидробионтах, населяющих водных объект [3]. Для мониторинга и управления качеством водных объектов важно получать информацию о локальных концентрациях ТМ в конкретных экосистемах различных регионов, имеющих свою геохимическую и промышленную специфику. Одними из перспективных биомониторов-накопителей ТМ являются высшие водные растения – макрофиты. Способность высших водных растений реагировать на изменение среды обитания и накапливать вещества, в концентрациях, превышающих их значения в окружающей среде [4] обуславливают возможность их использования в системе мониторинга для контроля состояния окружающей среды [5-].

Методика исследования. Исследования проводились на Москве-реке в конце июня – начале июля 2012 г. на 30 станциях, расположенных по тракту реки (см. Рис. 1) начиная от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья реки в районе г. Коломна. В ходе исследований на каждой из станций были отобраны пробы воды, ДО и представителей высших водных растений рода *Potamogeton*: *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton lucens* L. Пробы воды были отобраны в пластиковые емкости объемом 0,5 л., и законсервированы в полевых условиях с применением HNO_3 (Merck ос.ч). ДО отбирали методом квадрата с наиболее типичного участка русла реки из горизонта 0-10 см. Образцы растений изымали целиком, отмывали в воде реки от речной взвеси. В лабораторных условиях осуществляли сушку ДО и растений. Определение ТМ в воде осуществляли после ее фильтрования через фильтр (0,45 мкм.). Пробы грунта разлагали в смеси: 3 мл. 65% HNO_3 (Merck ос.ч.) + 3 мл. 30% H_2O_2 , образцы растений подвергали мокрому озолению в тefлоновых автоклавах с использованием реактивов, аналогичных при подготовке ДО. Разложение проб растений и подготовку к анализу ДО осуществляли с использованием микроволновой системы Speed Wave MWS-3+ согласно рекомендуемой программе: экспозиция 45 минут, при температуре 140 °C. Анализ всех образцов осуществлялся масс-спектрометрическим методом на приборе ICP MS ELAN DRC-e с использованием внутреннего стандарта In и внешней калибровки. Было определено содержание следующих металлов: Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co.

Экспериментальная часть. Обработку полученных результатов осуществляли с применением программного обеспечения Microsoft Office

Уваров Алексей Григорьевич, младший научный сотрудник отдела экологического мониторинга. E-mail: uvaalex@yandex.ru

2013 и StatSoft Statistica 10. Проверку нормальности распределения данных выполняли с использованием W-теста Шапиро-Уилка. Оценка эффекта воздействия ТМ на экосистему реки была проведена по суммарному показателю загрязнения (СПЗ) ДО, который был рассчитан, как:

$$\text{СПЗ} = (\sum K_c) - (n - 1), \text{ где: } K_c = C_i / C_{\phi}$$

где K_c – коэффициент концентрации; C_i – фактическое содержание вещества в пробе; C_{ϕ} – фоновое содержание вещества в пробе; n – число суммируемых веществ, коэффициент концентрации которых выше 1,0.

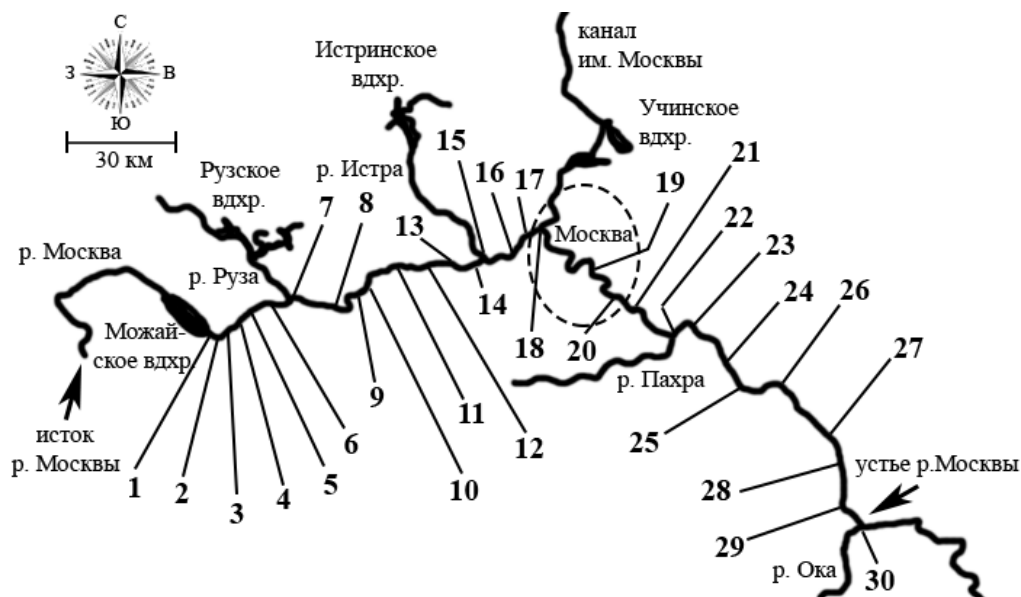


Рис. 1. Карта-схема района исследований:

Названия станций: 1 – нижний бьеф Можайского водохранилища; 2 – выше г. Можайска; 3 – ниже впадения р. Можайка (ниже г. Можайска); 4 – выше впадения р. Ведомка (п. Большое Тесово); 5 – ниже впадения р. Ведомка; 6 – выше впадения р. Руза (п. Кожино); 7 – ниже впадения р. Руза (п. Старая Руза); 8 – п. Поречье; 9 – выше впадения р. Сетунь (п. Рязань); 10 – ниже впадения р. Сетунь; 11 – выше г. Звенигорода (п. Биостанция МГУ); 12 – ниже г. Звенигорода; 13 – п. Успенское; 14 – выше впадения р. Истра; 15 – ниже впадения р. Истра; 16 – п. Ильинское; 17 – п. Захарково; 18 – г. Москва (р-н Строгино); 19 – г. Москва (Котельническая наб.); 20 – г. Москва (р-н Братеево); 21 – г. Дзержинский; 22 – п. Верхнее Мячково; 23 – г. Жуковский; 24 – п. Софьино; 25 – г. Бронницы; 26 – п. Фаустово; 27 – г. Воскресенск; 28 – п. Ачкасово; 29 – п. Радужный; 30 – устье реки (г. Коломна)

Величина аккумуляции ТМ водными растениями оценивалась с использованием коэффициента биологического накопления K_b , под которым понимается отношение концентрации ТМ в тканях макрофитов (мг/кг сух. веса) к концентрации ТМ в ДО (мг/кг) – K_d , или в воде (мг/л) – K_v . Для установления связи между концентрациями ТМ в воде, ДО и растениях был выполнен корреляционный анализ с применением рангового метода Спирмена.

Анализ, обобщение и разъяснение полученных данных. Концентрации ТМ в воде по тракту реки варьировали в диапазоне 67,73–203,83 мкг/л для Mn, 313,65–2679,36 мкг/л для Fe, 70,32–576,42 мкг/л для Sr, 2,26–33,01 мкг/л для Zn, 9,47–15,63 мкг/л для Cr, 1,23–5,74 мкг/л для Ni, 0,9–7,91 мкг/л для Cu, 0,28–3,16 мкг/л для Pb, 0,03–122,19 мкг/л для Cd и 0,44–1,41 мкг/л для Co (см. табл. 1). Средние величины концентраций ТМ в воде реки превышали установленные значения предельно допустимых концентраций для водоемов культурно-бытового использования ($\text{ПДК}_{\text{к-б}}$) только по Fe и Mn и составляли 2,28 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$ и 1,15 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$ соответственно. Превышение нормативного значения концентрации Fe наблюдается на всех станциях

тракта реки и составляет от 1 до 8,9 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$. Концентрации Mn в воде более 1 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$ отмечены на большинстве пунктов: №№ 1–7, 10, 12, 15–17, 19, 22, 23, 27, 28 и 30 (см. рис. 1). Содержание Cd в среднем для реки составляло 0,38 мкг/л, (при $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$ 1 мкг/л). На станциях №№ 8, 16, 18 концентрации Cd соответствовали 1–3 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$, в районе г. Можайска ниже впадения р. Можайки – 44,5 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$ и в черте г. Москвы (район Братеево), ниже сбросов очистных сооружений города – 122 $\text{ПДК}_{\text{к-б}}$. Высокие концентрации Cd в воде реки в районе г. Можайска и в черте г. Москвы скорее всего имеют антропогенное происхождение, обусловленное сбросом городских сточных вод, что характерно для городов Подмосковья [10, 11].

Нормативы качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения ($\text{ПДК}_{\text{р-х}}$) как правило, более жесткие, чем нормативы водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования [12]. Содержание Cr, Co, Ni и Pb в воде р. Москвы на всех обследованных станциях соответствовало требованиям для водоемов рыбохозяйственных объектов и даже максимальные выявленные концентрации Cr, Co, Ni и Pb не приближались к величинам 1 $\text{ПДК}_{\text{р-х}}$. Средние

концентрации Cu по тракту реки превышали ПДК_{р-х} в 2,8, раза. При этом в верховьях реки (станции 1-17) концентрации меди были на уровне 1-1,9 ПДК_{р-х}, в черте города (станции 18-20) и ниже г. Москвы (станции 21-30) превышали ПДК_{р-х} в 2-5 раз. Похожая тенденция характерна и для Zn и Sr. На протяжении тракта реки до г. Москвы их концентрации не превышали ПДК_{р-х}, а начиная с участка р. Москвы ниже впадения р. Яузы (станция 19) концентрации Zn варьировали от 11,84 мкг/л до 33 мкг/л, концентрации Sr в воде реки от участка ниже городских очистных сооружений (станция 20) до устья изменялись в диапазоне 422,31-576,42 мкг/л. Таким образом, превышение ПДК_{р-х} для таких металлов как: Zn и Sr более характерно в воде реки на участке ниже г. Москвы, а для Fe, Mn и Cu (за исключением станций 9, 10 14) на всем протяжении района исследований. По концентрации Cd норматив ПДК_{р-х} был превышен на станции 3 (в 8 раз) и на станции 20 (в 24 раза).

Рассматриваемый в данных исследованиях тракт р. Москвы от нижнего бьефа Можайского водохранилища до устья в районе г. Коломна можно разделить на 2 участка, различающихся по

величинам концентраций ТМ в воде. Район с более низкими концентрациями металлов охватывают станции в верховьях реки (станции 1-17), район с более высокими концентрациями приурочен к течению реки в черте г. Москва и ниже до устья (станции 18-30). Сравнение средних величин концентраций металлов в воде этих двух участков показывает, что в низовьях реки концентрации Fe в 2, Sr в 4,6, Zn в 3,9, Cr в 1,2, Ni в 2,7, Cu в 4, Pb в 2,4, Co в 1,5 раза больше по сравнению с верховьем реки. Только для Cd нет существенных различий по концентрациям в воде на участках выше и ниже г. Москвы. Концентрации Mn, напротив, оказались более высокими в верхнем течении, по сравнению с нижним в 1,2 раза. Максимальные концентрации ТМ были зарегистрированы на станциях, расположенных по течению ниже г. Москвы: г. Жуковский (Cr – 15,63 мкг/л; Cu – 7,91 мкг/л; Zn – 33,01 мкг/л; Pb – 3,16 мкг/л), г. Воскресенск (Mn – 203,83 мкг/л; Fe – 2679,36 мкг/л; Co – 1,41 мкг/л), п. Радужный (Ni – 5,74 мкг/л; Sr – 576,42 мкг/л), г. Коломна (Ni – 5,74 мкг/л) и в черте г. Москвы, р-н Братеево (Cd – 122,19 мкг/л).

Таблица 1. Концентрации ТМ (мкг/л) в воде р. Москвы

Металл	Среднее	Стандартное отклонение	Минимум	Максимум	ПДК _{к-б} [13]	ПДК _{р-х} [14]	Низ.* Верх.
Mn	115,36	33,06	67,73	203,83	100	10	0,8
Fe	682,71	407,04	313,65	2679,36	300	100	2
Sr	275,38	207,51	70,32	576,42	7000	400	4,6
Zn	10,41	8,13	2,26	33,01	1000	10	3,9
Cr	12,10	1,59	9,47	15,63	50	20	1,2
Ni	2,85	1,62	1,23	5,74	20	10	2,7
Cu	2,79	2,05	0,90	7,91	1000	1	4
Pb	1,03	0,86	0,28	3,16	10	6	2,4
Cd	0,38	0,87	0,03	122,19	1	5	1
Co	0,76	0,27	0,44	1,41	100	10	1,5

*Примечание: отношение среднего для концентраций ТМ на станциях 18-30 к среднему для концентраций ТМ на станциях 1-17.

Содержание исследованных металлов в ДО реки значительно больше, чем в воде. По тракту реки они варьировали в диапазоне 75,49-3848,88 мг/кг для Mn, 1682,89-23415,15 мг/кг для Fe, 9,19-118,71 мг/кг для Sr, 5,31-324,48 мг/кг для Zn, 2,45-169,23 мг/кг для Cr, 2,15-81,14 мг/кг для Ni, 0,83-91,68 мг/кг для Cu, 1,6-77,12 мг/кг для Pb, 0,04-3,25 мг/кг для Cd и 0,99-13,71 мг/кг для Co (см. табл. 2). Поскольку в России разработанные нормативы на содержание загрязняющих веществ в ДО отсутствуют, то для оценки степени загрязненности экосистемы реки был проведен сравнительный анализ концентраций ТМ в Москве-реке с их фоновыми значениями. В качестве геохимического фона были приняты содержания ТМ в ДО малых рек Московской области, которые были получены при проведении обследований на водотоках,

расположенных вне зон прямого техногенного воздействия [15]. Средние величины концентраций ТМ в ДО по тракту р. Москвы оказались на уровне или ниже значений геохимического фона. В сравнении с кларком осадочных пород [16] концентрации ТМ в Москве-реке так же ниже, за исключением значений по Cd, которые в 10 раз превышают кларк, но в то же время находятся на уровне фона, что вероятно объясняется местными геохимическими особенностями территории.

Для оценки эффекта воздействия ТМ на экосистему реки был проведен расчет суммарного показателя загрязнения (СПЗ), на основе коэффициента концентрации. По величинам СПЗ можно отметить, что на станциях 1, 3, 5, 6, 8-10, 13-16, 25, 27 загрязнение ТМ донных осадков полностью отсутствует, концентрации ТМ не превышали

фоновых значений. Слабое загрязнение (2 класс качества) ДО характерно для 16 станций, 6 из которых расположены в верховьях реки (станции 2, 4, 7, 11, 12, 17) и 10 в низовьях (станции 20-24, 26, 28-30), для них характерно значение коэффициента СПЗ ≤ 8 , за исключением станции в устье реки (г. Коломна), где коэффициент СПЗ=26,54, что соответствует умеренно-опасной степени загрязнения ДО (4 класс качества).

Наиболее часто по тракту реки было зарегистрировано превышение фоновых значений по Sr на 14 станциях, по Co на 12 станциях, по Mn и Ni на 9 станциях и по Cd на 7 станциях. Менее распро-

страненным является загрязнение Cr, Cu, Zn и Pb, для каждого из этих металлов превышение фона отмечено на 3 пунктах наблюдения. Наиболее загрязненной частью р. Москвы по уровню концентраций ТМ в ДО является устье реки, где значения всех рассматриваемых металлов выше фоновых: по Mn в 1,2, по Cr в 3,25, по Co в 2,8, по Ni в 4,27, по Cu в 3, по Zn в 2,64, по Sr в 3,83, по Cd в 10,8 и по Pb в 2,66 раз. Наименьший уровень загрязнения ТМ был отмечен на станциях в районе п. Заозерье, п. Ачкасово, г. Жуковский и в районе ниже впадения р. Рузы, для этих мест параметр СПЗ составлял 1,71, 1,69, 1,87 и 1,48 соответственно.

Таблица 2. Концентрации ТМ (мг/кг) в ДО р. Москвы

Металл	Среднее	Стандартное отклонение	Минимум	Максимум	Реки МО [15]	Кларк [16]	Низ. * Верх.
Mn	577,80	639,07	75,49	3848,88	635	670	0,6
Fe	8711,99	5415,16	1682,89	23415,15	н/д**	44200	1,8
Sr	31,23	15,37	9,19	118,71	31	450	1,7
Zn	43,07	43,10	5,31	324,48	123	80	4
Cr	21,77	16,60	2,45	169,23	52	100	2,6
Ni	13,65	8,39	2,15	81,14	19	95	1,8
Cu	11,06	11,48	0,83	91,68	30	57	4
Pb	10,56	9,17	1,60	77,12	29	20	2,9
Cd	0,27	0,21	0,04	3,25	0,3	0,03	2,8
Co	4,69	3,16	0,99	13,71	4,9	20	2

Примечание: * отношение среднего для концентраций ТМ на станциях 18-30 к среднему для концентраций ТМ на станциях 1-17. **«н/д» – нет данных

Сравнивая между собой верховье реки с ее низовьем по значениям абсолютных величин ТМ в ДО можно отметить тенденцию, аналогичную для концентраций ТМ в воде реки. Концентрации ТМ в низовье (станции с 18 по 30) выше по Fe в 1,8, по Sr в 1,7, по Zn в 4, по Cr в 2,6, по Ni в 1,8, по Cu в 4, по Pb в 2,9 раз, по сравнению с верховьем (станции 1-17). Исключением является Mn, концентрация которого в ДО, как и в случае с концентрациями в воде, была выше в верховье р. Москвы.

Для анализа содержания ТМ были отобраны и проанализированы три вида макрофитов семейства рдестовые: *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton lucens* L. Все они относятся к группе погруженных укореняющихся гидрофитов по классификации В.Г. Папченко [17]. По тракту р. Москвы, а так же в водоемах и водотоках Подмосковья данные виды имеют широкое распространение [18]. Концентрации ТМ в растениях могут варьировать в широких пределах, в зависимости от концентраций ТМ в среде, видовой, морфологической специфичности, времени года и других факторов. Для рассмотрения видовой специфичности накопления ТМ макрофитами хотелось бы сгладить влияние концентраций ТМ в окружающей среде, учитывая и то, что по тракту реки концентрации ТМ в воде и ДО

распределены не однородно. По этому, величину аккумуляции ТМ водными растениями удобно оценивать, используя коэффициент биологического накопления K_d , под которым понимается отношение концентрации ТМ в тканях макрофитов к концентрации ТМ в ДО (K_d) или воде (K_v). По критерию биологического накопления растения условно можно разделить на три группы: растения макроконцентраторы ТМ ($K_d > 2$), растения микроконцентраторы ТМ ($K_d = 1-2$) и растения деконцентраторы ($K_d < 1$) [9].

Все три вида рассматриваемых макрофитов по показателю K_v являются однозначно макроконцентраторами Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co (см. табл. 3). Вид *Potamogeton perfoliatus* L. выделяется на фоне двух других видов по значениям коэффициента K_v , который больше в 2-3 раза по Cr, Ni, Co и в 1,4-1,8 раз больше по Mn, Sr, Zn, Cu по сравнению с *P. pectinatus* и *P. lucens*. Однако, *P. pectinatus* и *P. lucens* имеют примерно равные уровни накопления Fe – 23509 и 20324 соответственно, которые выше, чем у *P. perfoliatus* – 18321. Можно отметить и схожие значения K_v по свинцу для *P. perfoliatus* (5297) и *P. lucens* (5254).

Полученные величины K_d указывают на то, что по Mn, Fe, Sr, Zn Cu и Cd все рдесты являются макроконцентраторами, а по Pb –

деконцентраторами. Значения Кд < 1 было выявлено для Cr и Co у вида *P. pectinatus* и Cr, Co и Ni у вида *P. lucens*. В остальных случаях коэффициенты

варьировали от 1,22 до 1,94, что соответствует статусу микроконцентраторов.

Таблица 3. Значения коэффициентов биологического накопления ТМ макрофитами

Металл	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.		<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.		<i>Potamogeton lucens</i> L.	
	Кв	Кд	Кв	Кд	Кв	Кд
Mn	9875	3,5	18053	6,41	9761	2,56
Fe	23509	2,36	18321	1,9	20324	1,37
Sr	364	3,42	850	5,77	495	2,39
Zn	8656	2,82	12057	3,25	8555	2,16
Cr	926	0,82	1930	2,05	815	0,84
Ni	3964	1,22	7302	1,62	3411	0,63
Cu	4240	1,51	7482	3,08	6563	2,56
Pb	3775	0,36	5297	0,55	5254	0,34
Cd	4063	1,53	5947	2,98	2927	2,09
Co	2348	0,52	7957	1,94	2621	0,63

По параметру Кд *P. perfoliatus* имеет в 2 раза более высокие показатели по Zn и Co по сравнению с *P. pectinatus* и *P. lucens*, а по таким ТМ, как: Mn, Sr, Ni, Pb Cd превосходит остальные растения в 1,3-1,8 раз. Не столь значительна разница по Кд (в 1,1-1,2 раза) между растениями *P. perfoliatus* и *P. pectinatus* по Zn, а так же *P. perfoliatus* и *P. lucens* по Cu. По отношению к ДО наибольшее значение Кд по железу характерно для *P. pectinatus*. Вид *P. lucens* в сравнении с *P. pectinatus* имеет большие значения Кд по Cu и Cd, но меньшие Кд по Mn, Sr, Zn, Ni. Отмечено, что накопление таких ТМ, как: Cr, Pb, Co в тканях *P. lucens* и *P. pectinatus* идет практически на одном уровне.

Для рассматриваемых видов рдестов характерно накопление металлов как в количествах, превышающих концентрации в окружающей среде, так и в количествах ниже, чем концентрации в ДО. Для всех трех видов макрофитов характерно накопление в их тканях Mn, Zn, Sr в концентрациях в 2-3 раза выше по сравнению с ДО. Видовая специфичность растений в накоплении ТМ по отношению к ДО помимо Mn, Zn, Sr проявляется у *P. pectinatus* по Fe, у вида *P. perfoliatus* по Cr, Cu, Cd, у макрофитов вида *P. lucens* по Cu и Cd. Видовую специфичность в накоплении ТМ по отношению к воде более всех проявляют растения вида *P. perfoliatus* в больших пропорциях накапливая все металлы кроме Fe, которое больше аккумулируется в *P. pectinatus* и *P. lucens*.

Поскольку макрофиты можно использовать в качестве организмов-биомониторов и организмов-биоиндикаторов [19, 20] загрязнения водных объектов ТМ, представляется необходимым рассмотреть несколько подходов для реализации этой задачи. Один подход связан с особенностями макрофитов при помощи внутренних физиологических

процессов регулировать поступление ТМ извне в организм растения [21]. Как правило, в организме растения накапливаются эссенциальные микро-элементы (к которым относятся в малых концентрациях и ТМ), которые необходимы ему для роста, развития и размножения. По достижению определенного порогового уровня эссенциальные элементы начинают оказывать токсическое воздействие [22] на организм растения и включаются механизмы по выведению ТМ из растения, либо их аккумуляции в органах «депо». В последнем случае это проявляется в способности макрофита накапливать ТМ в концентрациях, больших чем в окружающей среде, а в некоторых случаях и гипераккумулировать ТМ в экстремально высоких концентрациях. Используя такую особенность, можно сопоставлять концентрации ТМ в растениях (или частях растения) одного вида между собой, которые произрастают в разнотипных по уровню загрязнения участках рек, озер, водохранилищ. Используя данные о концентрациях ТМ в растении на контрольной точке можно оценить насколько остальные значения превышают установленный исследователем фон, выявить участки водного объекта наиболее подверженные загрязнению [23, 24]. Данным способом применительно к Москве-реке среди рассматриваемых рдестов на роль организма-биомонитора загрязнения ТМ (Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co) воды лучше всего подходит *P. perfoliatus*. Однако в случае его отсутствия в районе пункта наблюдения подходят (особенно для мониторинга Fe) *P. pectinatus* и *P. lucens*. Наблюдения и оценку состояния ДО по Mn, Zn, Sr, Cu, Cr и Cd лучше проводить с использованием *P. perfoliatus*. Для мониторинга Fe лучше других подходит *P. pectinatus*. В остальных случаях можно использовать *P. lucens* (Mn, Sr, Zn, Cu, Cd) и *P. pectinatus* (Mn,

Sr, Zn). Для мониторинга Ni, Pb и Co в ДО ни один из видов рдестов не подходит в связи с тем, что они имеют низкие уровни накопления этого металла относительно ДО и не являются макроконцентраторами этих элементов.

Второй подход к реализации задачи по биомониторингу загрязнения ТМ с использованием высшей водной растительности основан на поисках связи между концентрациями ТМ в макрофитах и концентрациями ТМ в воде и ДО [25, 26]. Используя только коэффициенты накопления как критерий выбора растения можно упустить важный момент, связанный с тем, что для того, чтобы иметь связь с концентрациями ТМ в окружающей среде совершенно не обязательно их много накапливать в организме. Для установления таких связей часто используется корреляционный анализ. Для данных исследований был выбран ранговый метод Спирмена, проверка гипотезы о нормальном распределении была проведена с использованием W-теста Шапиро-Уилка, который показал не нормальность распределения (р-значение < 0,05). В табл. 4 представлены результаты корреляционного анализа, выполненного для трех видов рдестов: *Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. и *Potamogeton lucens* L., произрастающих по тракту р. Москвы. Статистический анализ показывает, что

для данных растений существуют положительные, значимые связи со средней (0,3-0,69) и сильной (0,7-1) корреляционными связями. Для двух растений выявлена связь с концентрациями ТМ и в воде и в ДО для Fe, Cu, Zn, Sr (*P. pectinatus*) и Cu, Zn, Sr, Pb (*P. perfoliatus*). Наиболее сильные связи отмечены для: *P. pectinatus* с Fe ($r = 0,71$), Cu ($r = 0,76$), Zn ($r = 0,77$), Sr ($r = 0,89$) в воде; для *P. perfoliatus* с Fe ($r = 0,7$), Sr ($r = 0,89$) в воде; для *P. lucens* с Sr ($r = 0,78$), Pb ($r = 0,72$) в ДО.

По результатам корреляционного анализа можно заключить, что для целей мониторинга лучше подходят (теснее всего связаны с объектами окружающей среды): Fe и Sr в *P. pectinatus* и в *P. perfoliatus* с Fe и Sr в воде; Cu и Zn в *P. pectinatus* с Cu и Zn в воде; Sr и Pb в *P. lucens* с Sr и Pb в донных отложениях.

Для универсального анализа – мониторинга и воды и ДО одновременно представляется возможным использовать виды: *P. pectinatus* (Fe, Cu, Zn, Sr) и *P. perfoliatus* (Cu, Zn, Sr, Pb).

Для интерпретации результатов корреляционного анализа ниже приводятся графики рассеяния (рис. 2-9), описывающие зависимость концентраций ТМ в воде и ДО от концентрации ТМ в макрофитах на примере *P. pectinatus* и *P. perfoliatus*.

Таблица 4. Корреляции Спирмена между концентрациями ТМ в тканях рдестов и концентрациями ТМ в воде и ДО р. Москвы (указаны значения для $p < 0,05$).

Субстрат	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	<i>Potamogeton lucens</i> L.
Вода	Fe 0,71	Fe 0,7	Cu 0,58
	Cu 0,76	Cr 0,48	
	Zn 0,77	Cu 0,6	
	Sr 0,89	Zn 0,45	
	Cd 0,57	Sr 0,89	
		Pb 0,54	
Донные отложения	Fe 0,43	Cu 0,45	Pb 0,72
	Cu 0,64	Zn 0,45	Sr 0,78
	Zn 0,66	Sr 0,5	
	Sr 0,54	Pb 0,62	
	Pb 0,65		

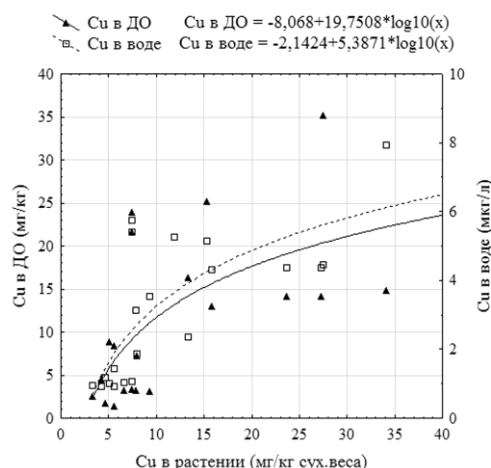


Рис. 2. График рассеяния для концентраций Cu в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. Pectinatus*

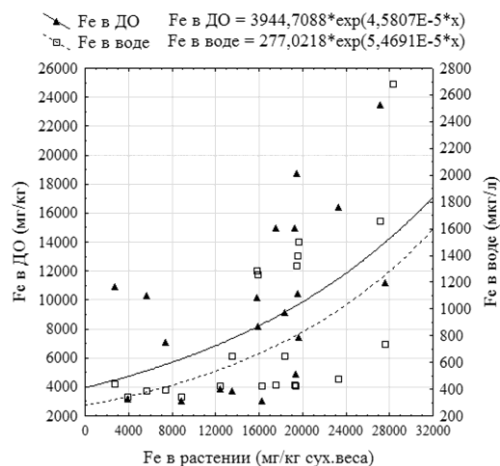


Рис. 3. График рассеяния для концентраций Fe в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. Pectinatus*

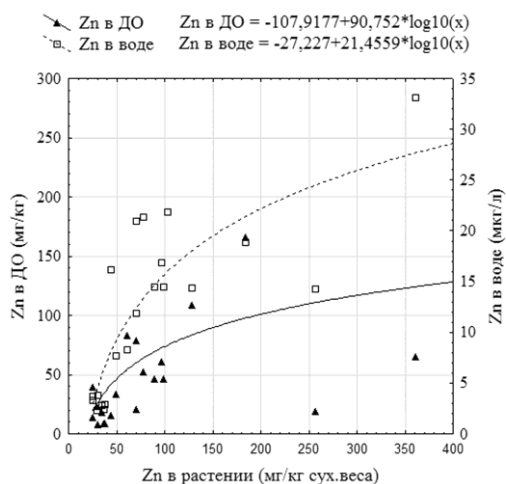


Рис. 4. График рассеяния для концентраций Zn в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. pectinatus*

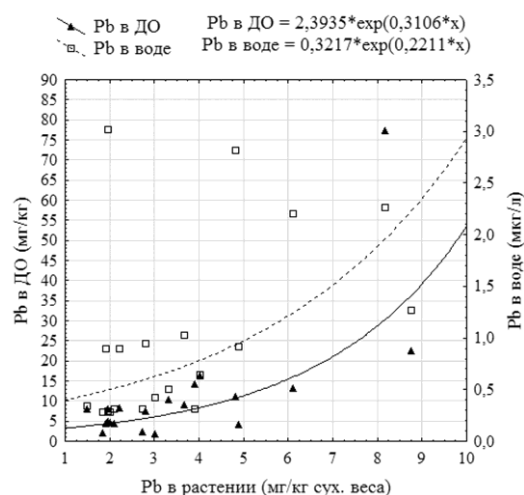


Рис. 7. График рассеяния для концентраций Pb в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. perfoliatus*

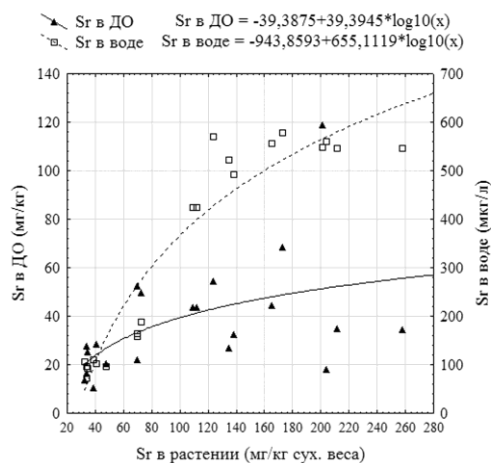


Рис. 5. График рассеяния для концентраций Sr в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. pectinatus*

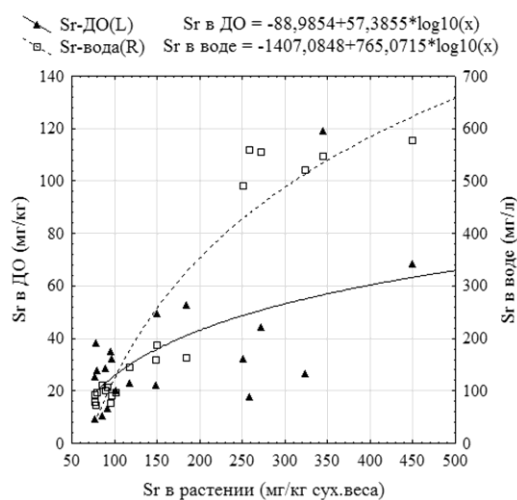


Рис. 8. График рассеяния для концентраций Sr в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. perfoliatus*

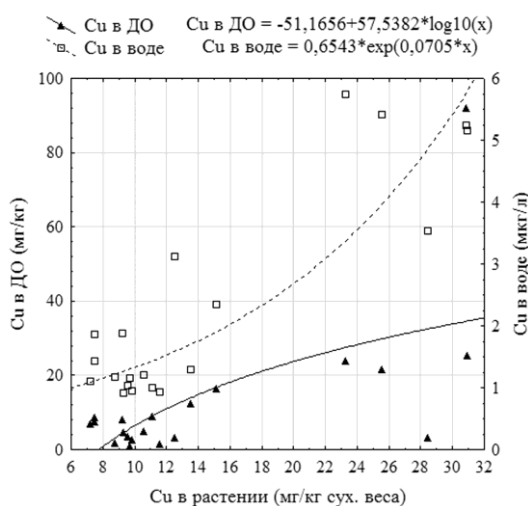


Рис. 6. График рассеяния для концентраций Cu в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. perfoliatus*

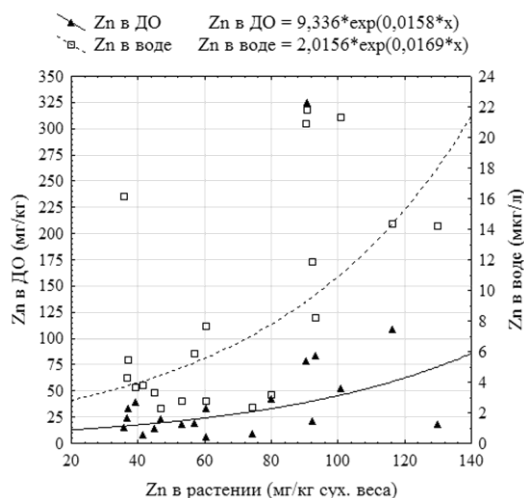


Рис. 9. График рассеяния для концентраций Zn в воде и ДО в зависимости от содержания в *P. perfoliatus*

Выводы и рекомендации.

Выявлено загрязнение вод Москвы-реки ТМ. По отношению к ПДК водных объектов культурно-бытового использования отмечено повсеместное превышение нормативов по Fe (1-8,9 ПДК_{к-б}), а так же локальное превышение ПДК на некоторых станциях по Mn (1-2 ПДК_{к-б}) и Cd (1-122 ПДК_{к-б}). По отношению к нормативам ПДК водных объектов рыбохозяйственного назначения воды реки загрязнены повсеместно Fe (3-26 ПДК_{р-х}), Mn (6-20 ПДК_{р-х}), Cu (1-7,9 ПДК_{р-х}), а так же имеются локальные превышения нормативов по Zn (1-3 ПДК_{р-х}), Sr (1-1,4 ПДК_{р-х}), Cd (8-24 ПДК_{р-х}). В то же время, весь исследованный участок реки не имеет превышений нормативов для объектов культурно-бытового и рыбохозяйственного назначения по таким металлам, как: Cr, Co, Ni, Pb.

ТМ в ДО реки в среднем по тракту соответствуют уровню фона Московского региона по Sr, остальные металлы находятся в концентрациях ниже фоновых. По величине суммарного показателя загрязнения наиболее загрязненным всеми ТМ является устье реки. Уровень загрязнения в районе г. Коломна оценивается как умеренно-опасный. Слабое загрязнение (СПЗ ≤ 8) было отмечено на половине всех исследованных станций, в основном в черте г. Москвы и ниже по течению до устья. В верховьях реки от Можайского водохранилища до черты г. Москвы слабое загрязнение ТМ было точечным и не имело тенденции сохраняться на значительном протяжении русла. Основными загрязняющими ДО металлами являются: Sr, Mn, Co, Ni, Cd, в некоторых случаях имело место загрязнение Cr, Cu, Zn, Pb.

В ходе исследований было выявлено влияние г. Москвы на уровни содержания ТМ в воде и ДО реки. На участке реки от вхождения в г. Москву до устья было отмечено увеличение концентраций ТМ в воде по: Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Co в 1,2-4,6 раза, а по концентрациям в ДО: Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co в 1,7-4 раза по сравнению с участком реки от нижнего бьефа Можайского водохранилища до г. Москвы.

Выявлены уровни накопления ТМ макрофитами рода *Potamogeton* из ДО и воды Москвы-реки. Выдвинуто предложение по возможности использования в качестве тест-объекта для сравнения с фоном видов: *Potamogeton perfoliatus* L. для мониторинга в воде: Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co и в ДО: Mn, Zn, Sr, Cu, Cr, Cd; *Potamogeton pectinatus* L. для мониторинга в воде Fe, в ДО: Mn, Sr, Zn; *Potamogeton lucens* L. для мониторинга в воде Fe, в ДО: Mn, Sr, Zn, Cu, Cd.

Установлена сильная положительная и достоверная связь между концентрациями: Fe и Sr в *P. pectinatus* и в *P. perfoliatus* с Fe ($r=0,71$) и Sr ($r=0,89$) в воде; Cu и Zn в *P. pectinatus* с Cu ($r=0,76$) и Zn ($r=0,77$) в воде; Sr и Pb в *P. lucens* с Sr ($r=0,78$) и Pb ($r=0,72$) в ДО. Для совместного мониторинга ТМ в воде и ДО р. Москвы рекомендуется применять виды: *P. pectinatus* (Fe, Cu, Zn, Sr) и *P. perfoliatus* (Cu, Zn, Sr, Pb), используя информацию о зависимости распределения ТМ в растениях, ДО и воде.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ:

1. Сает, Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сает, Б.А. Ревич, Е.П. Янин. – М.: Недра, 1990. 335 с.
2. Моисеенко, Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Т.И. Моисеенко, Л.П. Кудрявцева, Н.А. Гашкина. – М.: Наука, 2006. 261 с.
3. Мажайский, Ю.А. Тяжелые металлы в экосистемах водосборов малых рек / Ю.А. Мажайский, Т.М. Гусев. – М.: Изд-во МГУ, 2001. 138 с.
4. Лукина, Л.Ф. Физиология высших водных растений / Л.Ф. Лукина, Н.Н. Смирнова. – Киев.: Наукова думка, 1988. 188 с.
5. Власов, Б.П. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды. Методические рекомендации / Б.П. Власов, Г.С. Гусев. – Минск: БГУ, 2002. 84 с.
6. Pajević, S. Chemical compositions of aquatic macrophytes from the Danube – role in biomonitoring and bioremediation / S. Pajević, R. Igić, B. Krstić et al. // Proceedings of the Balcan scientific conference of biology. – Plovdiv, 2005. P. 485-498.
7. Brancović, S. Concentration of some heavy metals in aquatic macrophytes in reservoir near city Kragujevac (Serbia) / S. Brancović, D. Pavlović-Muratspahić, M. Topuzović et al. // Biotechnology & biotechnological equipment. 2010. Vol. 24. Supp. 1. P. 223-227.
8. Никаноров, А.М. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах / А.М. Никаноров, А.В. Жулидов, А.Л. Покаржевский. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. 144 с.
9. Хромов, В.М. Макрофиты – биоиндикаторы тяжелых металлов в реках // В.М. Хромов / Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем / Сб. тез. докладов международной конференции. – СПб. 2006. С. 156-157.
10. Янин, Е.П. Источники и пути поступления тяжелых металлов в реки агроландшафтов. Монография. – М.: ИМГРЭ, 2004. 40 с.
11. Доклад о состоянии окружающей среды в городе Москве в 2012 году / Правительство Москвы, Департамент природопользования и охраны окружающей среды города Москвы; под общ. ред. А.О. Кульбачевского. – М.: Спецкнига, 2012. 178 с.
12. Веницианов, Е.В. Экологический мониторинг: шаг за шагом / Е.В. Веницианов и др. – М.: РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2003. 252 с.
13. ГН 2.1.5.1315-03 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования». – М.: Минздрав России, 2003. 74 с.
14. Приказ Росрыболовства от 18.01.2010 N 20 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения». Российская газета. 2010. N 46. 05.03.2010.
15. Сает, Ю.Е. Методические рекомендации по геохимической оценке состояния поверхностных вод / Ю.Е. Сает, Е.П. Янин. – М.: ИМГРЭ, 1985. 48 с.
16. Виноградов, А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. Монография. – М.: АН СССР, 1967. 237 с.
17. Papchenkov V.G. Classification of macrophytes in bodies of water and aquatic vegetation // Soviet Journal of Ecology. 1985. Vol. 16 №6. P. 316-320.

18. Щербаков, А.В. Конспект флоры водоемов в Московской области // Флористические исследования в Московской области. – М.: Наука, 1990. 192 с.
19. Гизевич, Г.С. Высшие водные растения Беларуси: Эколого-биологическая характеристика, использование и охрана. Монография. – Минск: БГУ, 2001. 231 с.
20. Hassan, S. Spatial patterns of submerged macrophytes and heavy metals in the hypertrophic contaminated, shallow reservoir Lake Qattienah (Syria) / S. Hassan, K. Schmieder, R. Böcker / Limnologica – Ecology and management of inland waters. 2010. Vol. 40. Iss. 1. P. 54-60.
21. Kabata-Pendias, A. Trace elements in soils and plants. – USA: CRC Press/Taylor & Francis Group, 2010. 548 p.
22. Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в агроландшафте. Монография. – СПб.: ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
23. Abdel-Satar, A.M. Evaluation of heavy metal status in ecosystem of lake Manzalah, Egypt / A.M. Abdel-Satar, Y.A. Geneid // Global journal of environmental research. 2009. Vol. 3. P. 194-204.
24. Greger, M. Use of macrophytes for mapping bioavailable heavy metals in shallow coastal areas, Stockholm, Sweden / M. Greger, L. Kautsky // Applied geochemistry. 1993. Vol. 8. Supp. 2. P. 37-43.
25. Klink, A. Content of selected chemicals in two protected macrophytes: *Nymphaea alba* L. and *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm. in relation to site chemistry // Polish journal of ecology. 2004. Vol. 52. Is. 2. P. 229-232.
26. Кочеткова, А.И. О некоторых закономерностях накопления тяжелых металлов высшей водной растительностью на волгоградском водохранилище // Вестник Волгоградского государственного университета. Серия 3. Экономика. Экология. 2012. № 1(20). С. 305-309.

ESTIMATION THE EXTENT POLLUTION BY HEAVY METALS THE MOSCOW RIVER, AND POSSIBILITY OF USE THE *POTAMOGETON* MACROPHYTES FOR BIOMONITORING THE HEAVY METALS IN THE RIVER

© 2015 A.G. Uvarov

Institute of Global Climate and Ecology of Roshydromet and RAS, Moscow

In article the question of pollution the water and ground deposits of the Moscow river by heavy metals: Mn, Fe, Sr, Zn, Cr, Ni, Cu, Pb, Cd, Co is considered. Researches are conducted during the summer period of 2012 on a site of the river from lower byef of Mozhaishk reservoir to the estuary of the river near Kolomna. Excess of standards for water currents of cultural and community use for pollution by heavy metals (Fe, Mn, Cd) river waters is revealed. Sites of the river with concentration of heavy metals exceeding the level of regional background for ground deposits are established. Heterogeneity of distribution the concentration of metals in water and ground deposits on sites of the current is higher than Moscow below, is shown. Opportunity is considered and practical recommendations about use of three types of rdest (*Potamogeton pectinatus* L., *Potamogeton perfoliatus* L. and *Potamogeton lucens* L.) for biomonitoring the heavy metals in the river are made.

Key words: *Moscow river, heavy metals, macrophytes, ground deposits*