

СОДЕРЖАНИЕ СОЕДИНЕНИЙ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В ЛЕСОСТЕПНЫХ ВОДОТОКАХ И ВОДОЁМАХ ПРИ ЗАСЕЛЕНИИ ИХ БОБРАМИ (*CASTOR FIBER L.*)

© 2019 Кацман Е.А.^{а, *}, Суздалева А.Л.^{б, **}, Осипов В.В.^{с, d, ***},
Башинский И.В.^{а, ****}

^а Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, Москва 119071, Россия

^б ФГБОУ ВО «Национальный исследовательский университет «МЭИ», Москва, 111250, Россия

^с Государственный природный заповедник Приволжская лесостепь, Пенза, 440031, Россия

^d Саратовский филиал ФГБНУ «ВНИРО» Саратов, 410002, Россия

e-mail: *elenkz05@gmail.com, **SuzdalevaAL@mpei.ru, ***osipovv@mail.ru; **** ivbash@mail.ru

Поступила в редакцию 20.06.2019. После доработки 19.10.2019. Принята к публикации 11.11.2019.

Исследования показали, что в целом для бобровых прудов, стариц заселённых бобрами, а также незапруженных водотоков характерно превышение предельно допустимых концентраций для аммония (ПДК – 2 мг/л, превышение в 76% проб) и фосфатов (3.5 мг/л, 64%). Реже превышения встречались для нитритов (3.3 мг/л, 28%), и совсем эпизодически для нитратов (45 мг/л, 2%). При этом различия между концентрациями соединений биогенных элементов в водоёмах, заселённых бобрами, и не заселёнными водоёмами не имели статистической значимости. Достоверные различия наблюдались лишь для разнотипных водоёмов, что было связано с их водным режимом. Присутствие или отсутствие бобров, а также их плотность и численность, не приводили к значимым изменениям концентраций биогенных соединений. Изученные водоёмы окружены территориями, характеризующимися высоким уровнем сельскохозяйственной деятельности, и на этом фоне влияния бобров на концентрации биогенных элементов в воде не наблюдалось.

Ключевые слова: бобр, биогенные элементы, гидрохимия, эвтрофирование, антропогенное воздействие, лесостепь.

Введение

Восстановление ранее исчезнувших популяций обыкновенного (речного) бобра (*Castor fiber L.*) в водных системах Российской Федерации и увеличение его численности рассматривается как успех природоохранной деятельности [Saveljev, Safonov, 1999] и является результатом многолетних усилий по реинтродукции этого вида, интенсивно проводившейся, начиная с середины прошлого века [Жарков, Соколов, 1967]. Вместе с тем, строительство бобрами плотин затрудняет сток воды, приводит к затоплению, подтоплению и заболачиванию прибрежных территорий и существенным образом влияет на гидрохимический режим водоёмов и биогеохимические

процессы, что было показано и для канадского бобра, *C. canadensis* [Naiman et al., 1986; 1991; 1994; Maret et al., 1987; Correll et al., 2000; Lazar et al., 2015; Johnson, 2017], и для обыкновенного бобра [Крылов, 2005; Экосистема..., 2007; Вечерский, 2008; Отюкова, 2009]. По этой причине бобры рассматриваются как виды-эдикаторы (ключевые виды), формирующие условия существования для многих других видов. Их вселение на новые территории способно вызывать значимые изменения в структурно-функциональной организации водных и наземных экосистем [Rossel et al., 2005]. Некоторые из этих явлений могут иметь негативные последствия. К их числу относится вызываемое жизнедеятельностью

бобров эвтрофирование водоёмов, то есть поступление в водную среду избыточного количества соединений биогенных элементов или биогенов (главным образом, азота и фосфора), вызывающее дисбаланс продукционных и деструкционных процессов. Это проявляется в форме вспышек развития фитопланктона [Крылов, 2005] и интенсификации зарастания водных объектов.

Несмотря на то, что исторически обыкновенный бобр – нативный вид, его отсутствие в экосистемах в течение столетий позволяет считать его новым видом, с не всегда ясными последствиями для экосистем, которые существенно изменились за время его отсутствия. По сравнению с лесной зоной в лесостепных ландшафтах восстановление бобров можно функционально рассматривать как внедрение нового вида с гораздо большими основаниями. В этих районах бобры существуют на границе своего исторического ареала, заселяют не типичные местообитания с низкой обводнённостью и слабой кормовой базой. Кроме того, за время отсутствия бобров в лесостепных регионах происходило интенсивное строительство прудов и водохранилищ на малых реках [Мишон, 2003; Минников и др., 2016]. Помимо этого, вселению бобров способствовало создание сети лесополос, которые улучшили кормовую базу для данного вида.

Эвтрофирование вод на участках бобровых поселений носит многоплановый характер. Он складывается из непосредственного воздействия бобров на химизм среды за счёт выделения в воду экскрементов и изменений гидрохимического режима водоёмов, прямо или косвенно обусловленных возводимыми ими плотинами и поступающими в воду остатками, потребляемой ими растительности. Бобры являются сравнительно крупными животными, объёмы потребляемой ими пищи и экскреции продуктов жизнедеятельности всегда довольно велики [Лавров, 1981]. Даже относительно небольшие поселения этого вида могут стать значимым источником зоогенного загрязнения [Авилова и др., 1994]. Этот процесс практически всегда сопровождается обогащением воды биогенными элементами и может быть

обозначен как «зоогенное эвтрофирование» [Крылов, 2005]. На участках бобровых поселений процесс протекает весьма интенсивно. Показано, что из колонии канадских бобров, состоящей всего из шести особей, может ежегодно поступать более 10 г азота на каждый квадратный метр поверхности водного объекта [Naiman, Melillo, 1984].

Влияние бобровых плотин на процесс эвтрофирования носит неоднозначный характер. В образованных благодаря их постройке прудах при определённых условиях могут интенсифицироваться процессы самоочищения, что приводит к улучшению качества воды в речных бассейнах [Maret et al., 1987]. Но, с другой стороны, в результате строительства бобровых плотин могут образовываться застойные зоны [Hammerson, 1994], в которых происходит накопление загрязнителей. Таким образом, возникновение бобровых поселений может иметь как позитивные, так и негативные экологические последствия. Известно, что содержание азота в илах прудов, сооружённых канадским бобром *S. canadensis*, может быть в 1000 раз выше, чем на соседних участках реки [Naiman, Melillo, 1984]. После перекрытия водотока бобровой плотиной скорость накопления этого элемента в донных грунтах увеличивается в 9–44 раза [Francis et al., 1985]. В этих условиях происходит также накопление и другого биогенного элемента, вызывающего эвтрофирование водных объектов – фосфора [Klotz, 1998]. Следует также отметить, что содержание биогенов в воде возрастает также в результате разложения древесины, используемой бобрами для сооружения плотин и хаток [Devito, Dillon, 1993]. Наряду с процессом аккумуляции биогенов в донных грунтах происходит и их вымывание. Поэтому возникновение бобровых поселений может существенно изменить фоновое содержание этих элементов в воде [Dodds, Castenholz, 1988; Correll et al., 2000; Władzki et al., 2011].

Исследования по влиянию бобров на гидрохимический режим водных экосистем первоначально проводились, главным образом, на Североамериканском континенте [Francis et al., 1985; Naiman, Melillo, 1984; Puttock et al.,

2017]. В России эти работы начаты позднее и пока немногочисленны [Крылов и др., 2005; Цельмович, Отюкова, 2006; Экосистема..., 2007; Отюкова, 2009; Gatti et al., 2018]. Одной из основных задач в этой области является определение уровня развития бобровых поселений (численность бобров, количество прудов и их возраст), по достижению которого их существование способно изменить состояние водоёмов. Проведение подобных исследований на первых этапах формирования бобровых популяций позволяет оценить существующие тенденции изменения гидрохимического режима и своевременно создать научную базу для разработки мер по предотвращению негативных экологических последствий реинтродукции и саморасселения данного вида. По этой причине очень подходящими для подобных исследований являются лесостепные и степные **ландшафты**, которые представлены в **Государственном природном заповеднике «Приволжская лесостепь»**, вселение бобров в которые происходило лишь в последние десятилетия [Bashinskiy, Osipov, 2018]. Особенностью лесостепных и степных зон является слабая обводнённость территории и низкий озёрный фонд [Измайлова, Драбкова, 2016]. Водоёмы этих природных зон характеризуются относительно слабым водообменном и, следовательно, более подвержены накоплению загрязнителей и биогенных соединений. Кроме того, лесостепные ландшафты являются одними из наиболее охваченных сельскохозяйственной деятельностью территорий, с которых в водные системы всегда поступает большое количество биогенов. Это связано как с использованием удобрений и сбросом сточных вод с животноводческих ферм, так и с широким распространением чернозёмных почв, богатых соединениями азота и фосфора. В результате эрозии почвенного покрова, неизбежно сопутствующей сельскохозяйственному освоению, и поверхностному смыву, эти биогены попадают в водоёмы и водотоки. Деятельность же бобров приводит к образованию большого количества стоячих и слабопроточных прудов, в которых может происходить накопление биогенных соединений,

и появляются стартовые условия для вспышек развития фитопланктона – «цветений воды».

Таким образом, может наблюдаться своеобразный синергизм антропогенного и зоогенного эвтрофирования.

Целью нашей работы стала оценка содержания биогенных элементов в составе растворённых в воде ионов неорганических соединений в бобровых водоёмах лесостепи и анализ их распределения в зависимости от уровня бобрового воздействия.

Материалы и методы

Исследование проводилось в мае и августе в 2016–2017 гг. на территории и в охранной зоне Государственного природного заповедника «Приволжская лесостепь» (участок Островцовская лесостепь, Колышлейский район Пензенской области). Нами были рассмотрены шесть бобровых прудов, восемь стариц, пять из которых в 2016 г. и три в 2017 г. были заселены бобрами (табл. 1), и девять русловых участков (в том числе на месте спущенных бобровых прудов) в двух малых реках – Южная и Селимутка бассейна р. Хопёр (рис. 1).

Все водоёмы отличались небольшими размерами. Исследованные старицы находятся в лимнофазе и не затапливались р. Хопёр в течение нескольких лет. Средняя площадь стариц составляла 3400 м², с разбросом значений от 200 до 45 000 м². Максимальная глубина наблюдалась весной (4–5 м), летом уровень сильно падал (1.5–2 м). Площадь бобровых прудов в среднем равнялась 21 000 м² и также значительно различалась, от 300 до 100 000 м². Глубина была стабильна, составляла 1.5–2.0 м. Ширина водотоков не превышала 3 м, глубина в среднем была 0.4 м. Бобровые плотины на изученных водотоках существовали всё время наблюдений, их высота была около 1 м, длина варьировала от 2 до 70 м. Исключение составлял крупный пруд в верхнем течении р. Селимутка, где протяжённость плотины составляла более 300 м. Особенности обитания бобров на этом участке и подробная характеристика строительной деятельности приведены в наших предыдущих работах [Осипов, Башинский, 2018; Bashinskiy, Osipov, 2018].

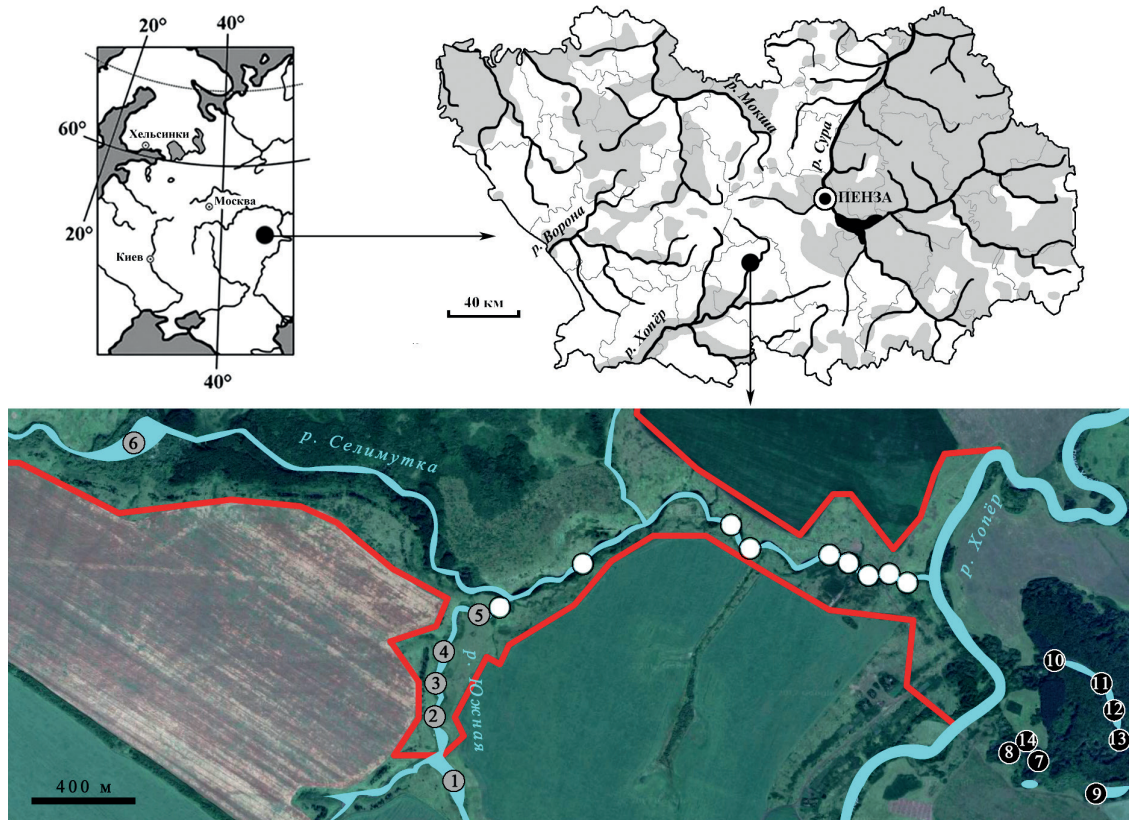


Рис. 1. Район исследований. Кругами показаны точки взятия проб – водотоки (белый цвет), бобровые пруды (серый), старицы (чёрный). Тёмно-серой линией обозначена граница заповедника «Приволжская лесостепь».

Участок заповедника вместе с долиной реки окружены сельскохозяйственными угодьями. Большая часть территории используется под посевы (подсолнух, кукуруза, пшеница, гречиха), остальное используется как сенокосы. Расстояние от изученных водотоков и водоёмов до сельскохозяйственных земель в среднем составляло 80 м, максимальная удалённость бобровых прудов была 250 м, стариц – 500 м.

Уровни содержания биогенных соединений (нитраты, нитриты, аммонийный азот, фосфаты) в воде определялись с помощью фотоколориметра «Экотест – 2020» дважды в год в начале и конце лета. Пробы анализировались в 3–7 повторностях по аттестованной методике ЗАО «Крисмас+». Всего было обработано 88 проб. Уровень загрязнения биогенными соединениями оценивался в соответствии с требованиями гигиенических норм ГН 2.1.5.1315-03 [Предельно допустимые концентрации..., 2003].

Учёты численности бобров проводились в апреле и октябре по методу мощности поселений [Борисов, 1986]. Постоянно на изученных

водоёмах наблюдалось две-три семьи, которые регулярно посещали часть водоёмов. Присутствие бобров в водоёмах фиксировалось по наличию свежих погрызов по берегам, наличию троп и следов. Наличие бобров в разных водоёмах показано в табл. 1. Всего было взято 32 пробы в заселённых бобрами водоёмах, по 16 в прудах и старицах. Остальные пробы были взяты в водоёмах и водотоках, не заселённых бобрами. Средняя плотность особей в старицах была существенно выше (2.4 ± 2.4 бобра на 1000 м^2 водной площади), чем в бобровых прудах (1.3 ± 1.1 бобра на 1000 м^2).

Статистическая обработка данных проводилась в пакетах программ Microsoft Excel 2007, Statistica 7.0 и Past 3. Для анализа достоверности различий использовался критерий Манна – Уитни (U). Для сравнения расхождений разных выборок применяли Евклидово расстояние. Для оценки корреляционных связей использовался ранговый коэффициент Спирмена (R_s). Использование только непараметрических критериев обуславливалось не только разме-

Таблица 1. Наличие бобров в исследованных водоёмах.

	Номер	Площадь, м ²	2016		2017	
			конец весны	конец лета	конец весны	конец лета
Б о б р о в ы е пруды	1	22 390	нет бобров	нет бобров	нет бобров	нет бобров
	2	2344	нет бобров	нет бобров	бобры	бобры
	3	1887	бобры	бобры	бобры	бобры
	4	1385	бобры	бобры	нет бобров	нет бобров
	5	333	бобры	бобры	бобры	бобры
	6	96 855	бобры	бобры	бобры	бобры
Старицы	7	2275	нет бобров	нет бобров	нет бобров	нет бобров
	8	2921	бобры	бобры	нет бобров	нет бобров
	9	44 920	бобры	бобры	бобры	бобры
	10	694	нет бобров	нет бобров	нет бобров	нет бобров
	11	1724	бобры	бобры	бобры	бобры
	12	4301	бобры	бобры	бобры	бобры
	13	783	бобры	бобры	нет бобров	нет бобров
	14	2146	нет бобров	нет бобров	нет бобров	нет бобров

Примечание. Номера точек соответствуют номерам на рис. 1.

ром выборки, но и характером распределения данных, отличного от нормального.

Результаты

Распределение биогенных соединений в разных типах водоёмов показано на рис. 2.

В 2016 г. по концентрациям выделялись фосфаты, но в 2017 г. их содержание существенно снизилось. В 2017 г. максимальные значения наблюдались для нитратов, которые годом ранее имели наименьшие концентрации. Межгодовые различия статистически значимы по концентрациям фосфатов ($p=0.0001$), нитратов ($p=0.0001$) и аммония ($p=0.0002$). В целом для территории характерно превышение предельно допустимых концентраций для аммония (ПДК – 2 мг/л, превышение в 76% проб) и фосфатов (3.5 мг/л, 64%). Реже превышения встречались для нитритов (3.3 мг/л, 28%), и совсем эпизодически для нитратов (45 мг/л, 2%).

При этом между величинами концентраций большинства соединений биогенных элементов в разных типах водоёмов достоверных различий в большинстве случаев не было найдено (табл. 2). В 2016 г. наблюдались отличия стариц от прудов и водотоков по значениям концентрации аммонийного азота, что вероят-

но связано с гидрометеорологическими условиями года, сопровождавшимися снижением глубины водных объектов в летний период. По нитратам наблюдались различия между старицами и прудами в 2017 г., и между прудами и водотоками в 2016 г.

Сезонные различия разных типов водоёмов также не выражены (табл. 3). Лишь концентрации аммонийного азота по сезонам отличались в старицах, что приводило и к статистически значимым отличиям этих водоёмов от бобровых прудов летом. Высокие темпы высыхания в старицах могли приводить к тому, что объёмы воды уменьшались, и воздействие бобров на оставшийся водоём возрастало, из-за чего могли увеличиваться концентрации этого элемента. Бобровые пруды же более стабильны по водному режиму. Кроме того, поселения бобров на водотоках состоят из пяти-шести прудов и охватывают большую территорию, таким образом, посещение прудов бобрами может быть менее частым, чем в старицах, где поселения ограничены двумя-тремя старицами. К тому же, несмотря на наличие плотин, водообмен прудов может быть очень интенсивным [Woo, Waddington, 1990]. По всем этим причинам, в прудах, начиная с весны,

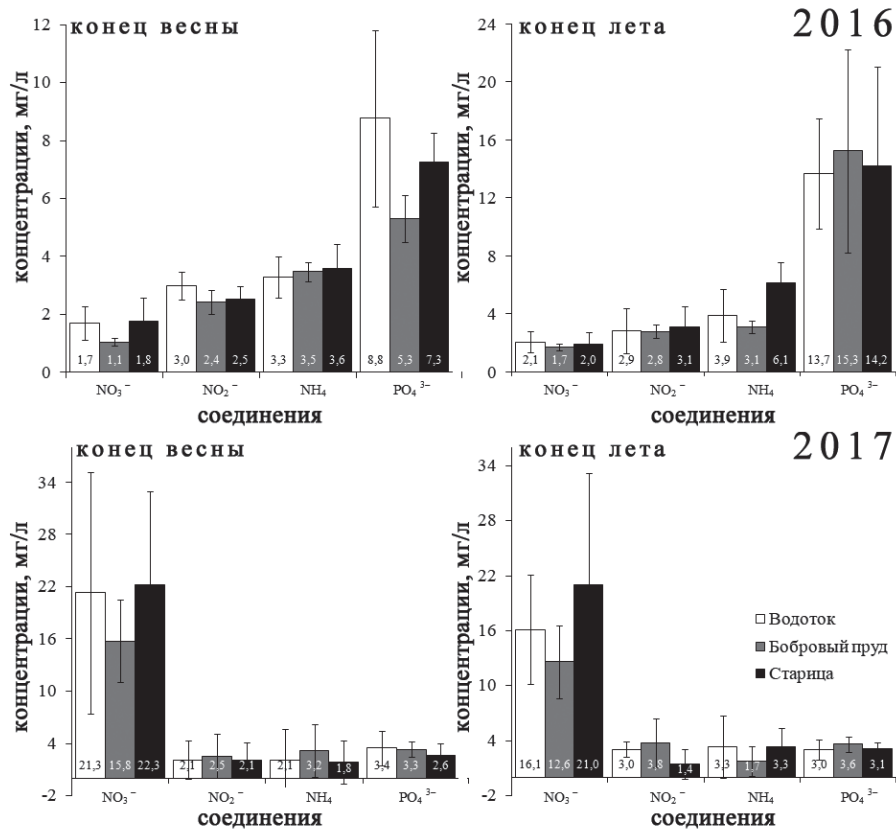


Рис. 2. Средние концентрации биогенных соединений в разных типах водоёмов (водотоки вне бобровых поселений – белый цвет, бобровые пруды – серый, старицы – чёрный).

отмечалась тенденция уменьшения концентрации аммонийного азота, а в старицах данный гидрохимический показатель за тот же период возрастал.

Некоторые различия прудов и стариц отмечались также для изменений (разности значений в начале и конце лета) концентрации аммонийного азота в период с конца весны

Таблица. 2. Значения критерия Манна – Уитни для концентраций соединений биогенных элементов в исследованных водных объектах.

		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Старицы / Бобровые пруды	2016	U=45, p=0.15	U=64, p=0.74	U=31, p=0.02	U=56, p=0.45
	2017	U=50, p=0.03	U=68, p=0.20	U=94, p=0.94	U=62, p=0.11
	все	U=263, p=0.27	U=287, p=0.43	U=265, p=0.23	U=316, p=0.8
Старицы / Водотоки	2016	U=124, p=0.95	U=115, p=0.69	U=68, p=0.03	U=98, p=0.28
	2017	U=107, p=0.21	U=109, p=0.23	U=122, p=0.44	U=133, p=0.72
	все	U=487, p=0.51	U=440, p=0.19	U=413, p=0.1	U=476, p=0.4
Бобровые пруды / Водотоки	2016	U=44, p=0.03	U=68, p=0.3	U=82, p=0.7	U=65, p=0.24
	2017	U=78, p=0.2	U=104, p=0.88	U=102, p=0.81	U=86, p=0.35
	все	U=338, p=0.35	U=370, p=0.68	U=386, p=0.87	U=368, p=0.65

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные различия.

Таблица 3. Значения критерия Манна – Уитни для концентраций соединений биогенных элементов в разных водоёмах в разные сезоны года.

		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Весна / Лето	Бобровые пруды	U=54, p=0.7	U=39, p=0.17	U=41, p=0.21	U=42, p=0.24
	Старицы	U=112, p=0.98	U=109, p=0.89	U=61, p=0.03	U=86, p=0.29
	Все	U=328, p=0.85	U=287, p=0.36	U=288, p=0.36	U=252, p=0.12
Бобровые пруды / Старицы	Весна	U=59, p=0.24	U=81, p=0.95	U=66, p= 0.41	U=72, p=0.58
	Лето	U=71, p=0.57	U=63, p=0.33	U=34, p=0.009	U=71, p=0.55
	Все	U=263, p=0.22	U=287, p=0.44	U=265, p=0.23	U=316, p=0.8

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные различия.

Таблица 4. Значения критерия Манна – Уитни для изменений концентраций соединений биогенных элементов в разных водоёмах и в разные годы.

		NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Бобровые пруды / Старицы	2016	U=10, p=0.27	U=12, p=0.43	U=1, p=0.005	U=11, p=0.34
	2017	U=19, p=0.57	U=22.5, p=0.87	U=11, p=0.09	U=20, p=0.66
	Все	U=76, p=0.76	U=73.5, p=0.65	U=29, p=0.004	U=81, p=0.96
2016 / 2017	Бобровые пруды	U=0, p=0.004	U=11, p=0.54	U=14, p=0.93	U=5, p=0.08
	Старицы	U=20, p=0.40	U=12, p=0.07	U=21, p=0.44	U=26, p=0.87
	Все	U=33, p=0.008	U=49, p=0.07	U=68, p=0.43	U=59, p=0.21

Примечание. Жирным шрифтом выделены достоверные различия.

Таблица 5. Значения критерия Манна – Уитни для концентраций соединений биогенных элементов в водоёмах с бобрами и без них (данные за два года).

	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Старицы	U=79, p=0.35	U=90, p=0.65	U=99, p=0.97	U=85, p=0.53
Бобровые пруды	U=43, p=0.75	U=44, 0.80	U=48, p=1	U=43, p=0.75
Все типы водоёмов	U=330, p=0.88	U=318, p=0.72	U=305, p=0.54	U=326, p=0.82

до конца лета (табл. 4). Наиболее явно эти различия наблюдались в 2016 г., когда перепад уровня воды в старицах был существеннее [Bashinskiy et al., 2019]. Также отмечались межгодовые различия по изменениям концентраций нитратов, которые проявлялись, прежде всего, в прудах.

Анализ содержания биогенных соединений в водоёмах с присутствием и отсутствием бобров вообще не показал значимых различий (табл. 5).

Как и присутствие бобров в водоёме, так и их численность не коррелируют с содержанием большинства биогенных соединений (табл. 6). Вместе с тем, в старицах отмечается слабая, но достоверная корреляция по фос-

фатам. При этом для плотности (показателя, учитывающего размер водоёмов) значимых значений коэффициента Спирмена не найдено.

Несмотря на отсутствие достоверных различий между выборками, можно предположить, что различия в концентрациях биогенных соединений в зависимости от присутствия бобров проявляются по-разному в старицах и прудах (рис. 3).

Присутствие бобра в старицах приводит к более сильным изменениям в концентрациях биогенных соединений группы азота, по сравнению с присутствием бобров в прудах. На концентрации фосфатов присутствие бобров оказывает большее влияние в прудах.

Таблица 6. Значения коэффициента Спирмена связи содержания биогенных соединений в водоёме с численностью и плотностью бобров (данные за два года).

	Численность			Плотность		
	Бобровые пруды	Старицы	Все водоёмы с бобрами	Бобровые пруды	Старицы	Все водоёмы с бобрами
NO_3^-	-0.17	0.18	0.1	-0.25	-0.1	-0.19
NO_2^-	0.34	0.13	0.18	0.01	0.25	0.1
NH_4^+	-0.11	-0.45	-0.19	0.47	-0.34	0.09
PO_4^{3-}	-0.04	-0.54	-0.29	0.26	0.05	0.13

Примечание. Жирным шрифтом выделены значимые корреляции, $p < 0.05$.

Обсуждение

Наши данные показали, что для большинства изученных водоёмов характерны повышенные концентрации биогенных соединений (прежде всего, аммония и фосфатов). Такое содержание в данных природных условиях может с большой вероятностью указывать на существование эвтрофных и даже гиперэвтрофных условий во всех изученных водоёмах [Гашкина, 2011]. При этом наблюдаются существенные межгодовые различия, которые можно объяснить различиями в обработке полей и использованием разных удобрений, так как в разные годы поля засеивались разными культурами (подсолнечник, пшеница, кукуруза). Поскольку обработка полей на

территориях, прилегающих к ООПТ, ведётся тайно и зачастую незаконно, установить точные характеристики поступающих удобрений и особенности культивирования невозможно, мы лишь можем оперировать наблюдениями и устными сведениями, полученными от местных жителей. Кроме этого, на различия в концентрациях биогенных соединений может оказывать влияние водный режим. В старицах происходят существенные колебания уровня воды как в разные годы, так и в течение летнего сезона. Бобровые пруды же были стабильны в течение всего периода наблюдений. С этим, видимо, связаны имеющиеся достоверные различия по концентрациям биогенов в разных типах водоёмов.

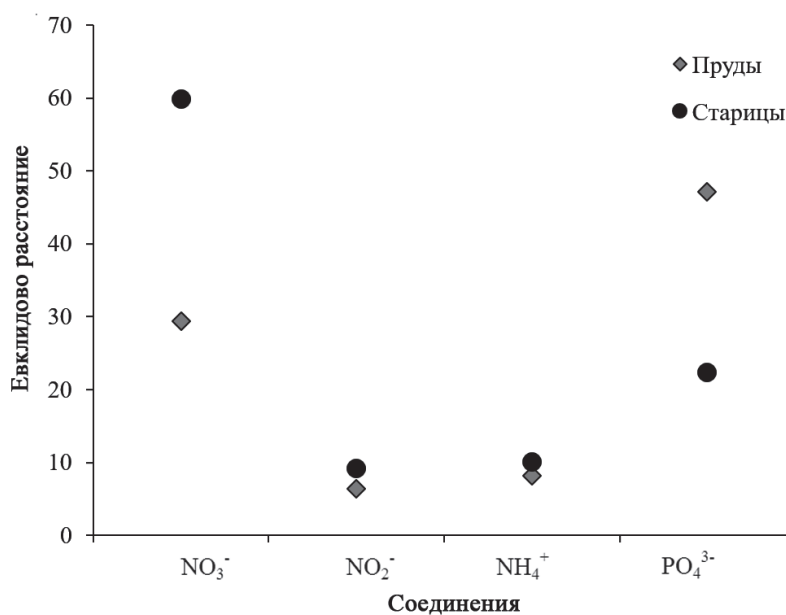


Рис. 3. Евклидово расстояние для проб из водоёмов с бобрами и без них.

В нашем исследовании показано, что между разными типами водоёмов могут быть достоверные различия в водном режиме. Более интенсивное высыхание стариц может провоцировать повышение плотности бобров и частоты их посещений водоёма. С другой стороны, уменьшение объёма воды приводит и к увеличению концентраций биогенов за счёт поступления извне. В любом случае, можно предполагать, что зоогенный вклад в эвтрофирование будет проявляться в старичных поселениях в большей степени, чем в прудовых (рис. 3).

При этом наше исследование не показало статистически значимых различий в водоёмах с разной степенью зоогенной нагрузки. Присутствие или отсутствие бобров, а также их плотность и численность, не приводили к значимым изменениям концентраций биогенных соединений. Вместе с тем, следует вспомнить, что соединения азота и фосфора в водоёмах весьма мобильны, а их динамика является совокупным результатом многих процессов. Они интенсивно поглощаются растениями и в значительных количествах выделяются в водную среду на самых первых этапах разложения погибших организмов, их отмерших частей и прижизненных выделений. Биогены практически всегда в значительном количестве присутствуют в водах поверхностного смыва и стоках, что было отмечено и в ходе проведённых исследований. По этим причинам зафиксировать постоянное достоверное увеличение в воде содержания соединений азота и фосфора можно только в случаях, когда процесс эвтрофирования водных объектов достиг весьма высокого уровня. Полученные результаты свидетельствуют об отсутствии подобной ситуации.

Некоторые материалы позволяют предположить, что исследованные водоёмы подвержены интенсивному эвтрофированию с окружающей их территории, характеризующейся высоким уровнем сельскохозяйственного освоения. Известно, что в степях наибольшее влияние на увеличение трофности оказывает антропогенное воздействие, где естественные биологические циклы биогенного вещества

существенно изменены в агрогеохимические [Гашкина, 2011]. В связи с этим влияние бобров на процесс эвтрофирования водоёмов в начальный период их вселения не проявляется. Таким образом, наши результаты являются интересным примером зависимости влияния бобра на гидрохимические параметры водных экосистем. Сила воздействия ключевого вида при разных обстоятельствах может меняться, и в определённых обстоятельствах он не играет доминирующей роли [Power et al., 1996]. В нашем случае, мы можем предположить, что воздействие бобров (в том числе негативное) на химизм воды и процессы эвтрофирования может проявляться при низкой сельскохозяйственной нагрузке. Такое, например, наблюдается в более северных лесных регионах – исследования в заповеднике «Кологривский лес» показали, что повышенное содержание аммонийного азота в воде характерно только для запруженных бобрами участков рек [Зайцев и др., 2018]. Такие же закономерности описаны для инвазионной популяции канадского бобра на архипелаге Огненная Земля – содержание биогенных элементов в бобровых прудах было значительно выше, чем в не затронутых деятельностью ключевого вида местообитаниях [Lizarralde et al., 1996]. В исследованиях на р. Латка в Ярославской области [Экосистема..., 2007] показано, что зарегулирование водного стока бобрами сглаживает амплитуду колебаний гидрохимических характеристик как по длине реки, так и по сезонам. При этом в этой же работе представлены данные по содержанию фотосинтетических пигментов, содержание которых сходно и не имеет специфичных черт в бобровых и антропогенных прудах и на водотоках, что также можно объяснить общим фоном антропогенного загрязнения реки.

Помимо лесных территорий, существенное влияние обыкновенного бобра на накопление биогенных элементов показано для европейских антропогенных ландшафтов [Puttock et al., 2017], что может указывать на то, что зависимость влияния ключевого вида определяется не только интенсивностью сельского хозяйства, но и региональными особенностями (характером почв, особенностями культивиру-

вания, применяемым удобрением). Локальные особенности влияния канадских бобров на гидрохимические процессы показаны, например, в исследованиях озёр Финляндии [Vehkaoja et al., 2015], где было отмечено отсутствие влияния этого вида на концентрации соединений азота и фосфора, что связано с тем, что поступление биогенных соединений идёт в основном из наземных экосистем.

Важно отметить, что в большинстве схожих работ по обоим видам бобров [Maret et al., 1987; Lizarralde et al., 1996; Klotz, 1998; Puttock et al., 2017; Зайцев и др., 2018 и т. д.] в качестве контроля использовались незапруженные водотоки. Хотя наше исследование не показало различий по гидрохимическим показателям между прудами и незапруженными участками водотоков (за исключением нитритов), очевидна необходимость сравнения бобровых прудов с естественными водоёмами. Понимание естественных гидрохимических процессов в озёрах, характерных для каждого конкретного природного условия, позволяет делать более корректные выводы о ключевом влиянии бобров на гидрохимические условия водных экосистем.

Нельзя отрицать важную роль бобров в создании новых мест для аккумуляции биогенных элементов и последующем самоочищении водотоков, что было многократно показано ранее для обоих видов *Castor* [Cirimo, Driscoll, 1993; Крылов и др., 2005; Цельмович, Отюкова, 2006; Lazar et al., 2015].

Однако увеличение численности бобров в дальнейшем может изменить ситуацию. По этой причине мониторинговые исследования зоогенного эвтрофирования должны быть продолжены.

Выводы

В исследованных водоёмах и водотоках лесостепной зоны России наблюдаются повышенные концентрации биогенных соединений (прежде всего, аммония и фосфатов). Сезонные и межгодовые вариации концентраций биогенных соединений могут объясняться различиями в обработке сельскохозяйственных полей по берегам водоёмов в разные годы, а

также колебаниями уровня воды (прежде всего, в старицах).

Достоверные различия между концентрациями биогенных соединений найдены для водоёмов разного типа. Старицы отличались от водотоков по содержанию аммония, от бобровых прудов – по содержанию нитритов и аммония. Бобровые пруды отличались от водотоков по концентрациям нитритов. Различия, по-видимому, объясняются разной амплитудой колебаний уровня воды – старицы интенсивно высыхают, что увеличивает концентрации поступающих биогенных элементов (антропогенного и зоогенного происхождения).

Присутствие бобров в водоёме не приводило к статистически значимым различиям в концентрациях биогенных соединений ни в бобровых прудах, ни в старицах. Также не обнаружено достоверных корреляций между численностью бобров и содержанием соединений азота.

Благодарности

Авторы выражают благодарность директору заповедника «Приволжская лесостепь» А.Н. Добролюбову за неизменную помощь в организации исследований и заместителю директора по науке заповедника «Рдейский» д. б. н. Н.А. Завьялову за плодотворное и вдохновляющее обсуждение работы.

Финансирование работы

Исследования деятельности бобров и сбор материала проводились при финансовой поддержке РФФИ (проект № 16-14-10323). Химический анализ проб, обработка материала и подготовка рукописи осуществлялись за счёт Программы Президиума РАН № 41 «Биоразнообразие природных систем и биологические ресурсы России» (проект Программы «Инвазии чужеродных видов: последствия, оценка риска, контроль»). Шифр темы: «51.8»).

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

Соблюдение этических стандартов

Статья не содержит никаких исследований с участием животных в экспериментах, выполненных кем-либо из авторов.

Литература

- Авилова И.В., Корбут В.В., Фокин С.Ю. Урбанизированная популяция водоплавающих (*Anas platyrhynchos*) г. Москвы. М.: Изд-во МГУ, 1994. 175 с.
- Борисов Б.П. Методические указания по учёту речного бобра на больших территориях / Главохота РСФСР. М., 1986. 19 с.
- Вечерский М.В. Особенности азотфиксации в желудочно-кишечном тракте речного бобра (*Castor fiber*): Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 2008. 23 с.
- Гашкина Н.А. Зональные особенности распределения биогенных элементов и органического вещества в малых озёрах // Водные ресурсы. 2011. Т. 38. № 3. С. 325–344.
- Жарков И.В., Соколов В.Е. Речной бобр в СССР // Acta Theriologica. 1967. Vol. 12. No. 3. P. 27–46.
- Зайцев В.А., Сиротина М.В., Мурадова Л.В., Ситникова О.Н. Бобры заповедника «Кологривский лес» // Бобры в заповедниках европейской части России. Труды Государственного природного заповедника «Рдейский» / Ред. Н.А. Завьялов, Л.А. Хляп. Великие Луки: Великолукская типография, 2018. Т. 4. С. 125–180.
- Измайлова А.В., Дробкова В.Г. Проблемы лимнологической изученности Российской Федерации в свете нарастающего антропогенного воздействия на водные ресурсы // Озёрные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Материалы V Междунар. науч. конф., 12–17 сент. 2016 г., Минск – Нарочь / Сост. и общ. ред. Т.М. Михеевой. Минск: Изд. центр БГУ, 2016. С. 75–77.
- Крылов А.В. Зоопланктон равнинных малых рек. М.: Наука, 2005. 263 с.
- Крылов А.В., Цельмович О.Л., Отюкова Н.Г., Чалова И.В. Влияние строительной деятельности бобров на качество вод загрязняемой малой реки // Биология внутренних вод. 2005. № 3. С. 91–97.
- Лавров Л.С. Бобры Палеарктики. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1981. 272 с.
- Минников И.В., Сарычев Д.В., Нестеров Ю.А. Инвентаризация и оценка опасности некапитальных низконапорных гидротехнических сооружений (на примере Воронежской области) // Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология. 2016. № 2. С. 81–90.
- Мишон В.М. Пруды Центрального Черноземья (фонд, регулирование местного стока, водные ресурсы). Серия Биосфера. Вып. 1. Воронеж: ВГУ, 2003. 90 с.
- Осипов В.В., Башинский И.В. Бобры в Государственном природном заповеднике «Приволжская лесостепь» // Бобры в заповедниках европейской части России. Труды Государственного природного заповедника «Рдейский». Том 4. / Ред. Н.А. Завьялов, Л.А. Хляп. Великие Луки: Великолукская типография, 2018. С. 337–353.
- Отюкова Н.Г. Некоторые аспекты гидрохимического режима малой реки в условиях зоогенного нарушения // Водные ресурсы. 2009. Т. 36. № 5. С. 633–638.
- Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.5.1315-03. М.: Российский регистр потенциально опасных химических и биологических веществ Министерства здравоохранения Российской Федерации, 2003. 154 с.
- Цельмович О.Л., Отюкова Н.Г. Изменение гидрохимического режима малой реки на водосборе Рыбинского водохранилища под воздействием антропогенных и зоогенных факторов // Известия Российской академии наук. Серия географическая. 2006. № 1. С. 129–133.
- Экосистема малой реки в изменяющихся условиях среды / Ред. А.В. Крылов, А.А. Бобров. М.: Т-во научных изданий КМК, 2007. 372 с.
- Bashinskiy I.V., Osipov V.V. Distribution and dynamic of *Castor fiber* (Castoridae, Mammalia) population in forest-steppe rivers: a case of the State Nature Reserve Privolzhskaya Lesostep', Penza region, European Russia // Nature Conservation Research. Заповедная наука. 2018. Vol. 3 (Suppl. 2). P. 110–115.
- Bashinskiy I.V., Senkevich V.A., Stoyko T.G., Katsman E.A., Korkina S.A., Osipov V.V. Forest-steppe oxbows in limnophase – abiotic features and biodiversity // Limnologia. 2019. Vol. 74. P. 14–22.
- Błędzki L.A., Bubier J.L., Moulton L.A., Kyker Snowman T.D. Downstream effects of beaver ponds on the water quality of New England first and second order streams. Ecohydrology. 2011. Vol. 4(5). P. 698–707.
- Cirno C.P., Driscoll C.T. Beaver pond biogeochemistry: acid neutralizing capacity generation in a headwater wetland // Wetlands. 1993. Vol. 13. No. 4. P. 277–292.
- Correll D.L., Jordan T.E., Weller D.E. Beaver pond biogeochemical effects in the Maryland Coastal Plain // Biogeochemistry. 2000. Vol. 49. P. 217–239.
- Devito K.J., Dillon P.J. Importance of runoff and winter anoxia to the P and N dynamics of a beaver pond // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science. 1993. Vol. 50. P. 2222–2234.
- Dodds W.K., Castenholz R.W. The nitrogen budget of an oligotrophic cold water pond // Arch. Hydrobiol. Suppl. 1988. Vol. 4. P. 343–362.
- Francis M.M., Naiman R.J., Melillo J.M. Nitrogen fixation in subarctic streams influenced by beaver (*Castor canadensis*) // Hydrobiologia. 1985. Vol. 121. P. 193–202.
- Gatti R.C., Callaghan T.V., Rozhkova-Timina I., Dudko A., Lim A., Vorobyev S.N., Kirpotin S., Pokrovsky O.S. The role of Eurasian beaver (*Castor fiber*) in the storage, emission and deposition of carbon in lakes and rivers of the River Ob flood plain, Western Siberia // Science of the Total Environment. 2018. Vol. 644. P. 1371–1379.

- Hammerson G.A. Beaver (*Castor canadensis*): Ecosystem alterations, management, and monitoring // *Natural Areas Journal*. 1994. Vol. 14. P. 44–57.
- Johnston C.A. Beavers: boreal ecosystem engineers. Cham, Switzerland: Springer, 2017. 272 p.
- Klotz R.L. Influence of beaver ponds on the phosphorus concentration of stream water // *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 1998. Vol. 55. P. 1228–1235.
- Lazar J.G., Addy K., Gold A.J., Groffman P.M., McKinney R.A., Kellogg D.Q. Beaver ponds: resurgent nitrogen sinks for rural watersheds in the northeastern United States // *Journal of environmental quality*. 2015. Vol. 44(5). P. 1684–1693.
- Lizarralde M., Deferrari G., Alvarez S.E., Escobar J.M. Effects of beaver (*Castor canadensis*) on the nutrient dynamics of the Southern Beech forest of Tierra del Fuego (Argentina) // *Ecología Austral*. 1996. Vol. 6(2). P. 101–105.
- Maret T.J., Parker M., Fannin T.E. The effect of beaver ponds on the nonpoint source water quality of a stream in southwestern Wyoming // *Water Research*. 1987. Vol. 21(3). P. 263–268.
- Naiman R.J., Manning T., Johnston C.A. Beaver population fluctuations and tropospheric methane emissions in boreal wetlands // *Biogeochemistry*. 1991. Vol. 12. P. 1–15.
- Naiman R.J., Melillo J.M. Nitrogen budget of a subarctic stream altered by beaver (*Castor canadensis*) // *Oecologia*. 1984. Vol. 62. P. 150–155.
- Naiman R.J., Melillo J.M., Hobbie J.E. Ecosystem alteration of boreal forest streams by beaver (*Castor canadensis*) // *Ecology*. 1986. Vol. 67. P. 1254–1269.
- Naiman R.J., Pinay G., Johnston C.A., Pastor J. Beaver influences on the long-term biogeochemical characteristics of boreal forest drainage networks // *Ecology*. 1994. Vol. 75. P. 905–921.
- Power M.E., Tilman D., Estes J.A., Menge B.A., Bond W.J., Mills L.S., Daily G., Castilla J.C., Lubchenco J., Paine R.T. Challenges in the quest for keystones: identifying keystone species is difficult – but essential to understanding how loss of species will affect ecosystems // *BioScience*. 1996. Vol. 46(8). P. 609–620.
- Puttock A., Graham H.A., Cunliffe A.M., Elliott M., Brazier R.E. Eurasian beaver activity increases water storage, attenuates flow and mitigates diffuse pollution from intensively-managed grasslands // *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 576. P. 430–443.
- Rosell F., Bozser O., Collen P., Parker H. Ecological impact of beavers *Castor fiber* and *Castor canadensis* and their ability to modify ecosystems // *Mammal review*. 2005. Vol. 35(3–4). P. 248–276.
- Saveljev A.P., Safonov V.G. The beaver in Russia and adjoining countries // *Beaver protection, management, and utilization in Europe and North America*. Springer, Boston, MA, 1999. P. 17–24.
- Vehkaoja M., Nummi P., Rask M., Tulonen T., Arvola L. Spatiotemporal dynamics of boreal landscapes with ecosystem engineers: beavers influence the biogeochemistry of small lakes // *Biogeochemistry*. 2015. Vol. 124. No. 1–3. P. 405–415.
- Woo M., Waddington J.M. Effects of beaver dams on subarctic wetland hydrology // *Arctic*. 1990. [43(3).] P. 223–230.

CONCENTRATIONS OF BIOGENIC COMPOUNDS IN FOREST-STEPPE WATER BODIES AND STREAMS INHABITED BY BEAVERS (*CASTOR FIBER L.*)

© 2019 Katsman E.A.^{a, *}, Suzdaleva A.L.^{b, **}, Osipov V.V.^{c, d, ***},
Bashinskiy I.V.^{a, ****}

^aA.N. Severtsov Institute of Ecology and Evolution of the RAS, Moscow 119071, Russia;

^bNational Research University “Moscow Power Engineering Institute”, Moscow, 111250, Russia;

^cState Nature Reserve Privolzhskaya Lesostep’, Penza, 440031, Russia;

^dSaratov branch of the VNIRO, Saratov, 410002, Russia;

e-mail: *elenkz05@gmail.com, **SuzdalevaAL@mpei.ru, ***osipovv@mail.ru; **** ivbash@mail.ru

The aim of the study is to assess concentrations of compounds of biogenic elements (nitrates, nitrites, ammonium, phosphates) and to analyze their distribution in water bodies and water courses of the forest-steppe, where beavers have been reintroduced recently. The study was carried out in the State Nature Reserve Privolzhskaya Lesostep (Penza Region). We studied beaver ponds, oxbows, inhabited by beavers, and also uninhabited streams. The concentrations of biogenic compounds in water were measured twice a year at the beginning and the end of summer. The results showed that, in general, all water bodies are characterized by an excess of threshold limit value (TLV) of concentrations for ammonium (TLV 2 mg / L, an excess in 76% samples) and phosphates (TLV 3.5 mg / L, 64%). Excesses were less common for nitrites (TLV 3.3 mg / L, 28%), and quite occasionally for nitrates (TLV 45 mg / L, 2%). Moreover, the differences between the concentrations of biogenic compounds in the water bodies inhabited by beavers and uninhabited reservoirs did not have statistical significance. Significant differences were observed only for types of water bodies, which was associated with their water regime. The presence or absence of beavers, as well as their density and abundance, did not lead to significant changes in the concentrations of nutrients. The studied water bodies were surrounded by territories with high level of agricultural impact, and under these conditions, the effect of beavers on the concentration of nutrients was not observed.

Key words: beaver, biogenic elements, hydrochemistry, eutrophication, anthropogenic impact, forest-steppe.