

УДК 581.524.32+631.618

ОРГАНИЗАЦИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА АКВАЛЬНЫХ ЭКОСИСТЕМ ОТВАЛОВ БОРОДИНСКОГО УГОЛЬНОГО РАЗРЕЗА (КАНСКАЯ ЛЕСОСТЕПЬ, ВОСТОЧНАЯ СИБИРЬ)

Д. Ю. Ефимов

Институт леса им. В. Н. Сукачева СО РАН
660036, Красноярск, Академгородок, 50/28

E-mail: dnsfmv@ksc.krasn.ru

Поступила в редакцию 04.12.2015 г.

Представлены результаты изучения флористического состава и функциональной значимости видов растений аквальных экосистем на разных типах техногенных поверхностей Бородинского угольного разреза и оценки влияния локальных факторов на структуру растительного покрова. Список таксонов обследованных аквальных комплексов (водоемов и ветландов) включает 91 вид высших растений и 3 вида харовых водорослей. Ведущие по обилию в сообществах – водные макрофиты: *Elodea canadensis* Michx., *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Potamogeton alpinus* Balb., *P. perfoliatus* L., *Sparganium emersum* Rehm., *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid., *Typha latifolia* L., *Warenstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske, *Chara contraria* A. Braun ex Kutz., они составляют основу (до 67.6–70.9 %) мозаики растительности аквальных комплексов и дифференцируют их в структуре посттехногенного ландшафта. Наибольшее сходство видового состава между анализируемыми объектами по индексу Серенсена ($QS = 0.63–0.71$) и коэффициенту ранговой корреляции Спирмена ($r_s = 0.29–0.62$, $p < 0.01$) отмечается в аквальных комплексах, возникших на минеральных поверхностях спланированных отвалов. Водоемы и ветланды, формирующиеся по периметру терриконов вдоль эрозионных склонов, отличаются низким уровнем сходства видового состава ($QS = 0.13–0.45$; $r_s = 0.25–0.34$, $p < 0.05$). Непараметрический дисперсионный анализ показал статистически значимую ($p < 0.001$) дифференцированность видового состава по переменным значениям анализируемых факторов среды: направлению рекультивации, типу геоморфологических поверхностей и возрасту отвалов. Аквальные комплексы значительно дополняют и обогащают мозаику посттехногенного ландшафта Бородинского угольного разреза. Потенциал их разнообразия должен учитываться при разработке плана и стратегии рекультивации нарушенных территорий.

Ключевые слова: флора, растительность, аквальные экосистемы, угольные отвалы, техногенные ландшафты.

DOI: 10.15372/SJFS20160203

ВВЕДЕНИЕ

Добыча полезных ископаемых ведется в значительной части степных, лесостепных, лесных и горно-таежных природных экосистем Сибири. Бородинский угольный бассейн – крупнейшее месторождение, расположенное в Канской лесостепи Восточной Сибири, где добыча производится карьерным способом. По некоторым оценкам горные работы открытым способом и отвалообразование обуславливают нарушения 80–90 % территории от площади земельного отвала (Томаков, Коваленко, 1984; Федотов, 1985).

Формирование техногенного ландшафта отвально-карьерного типа сопровождается полным уничтожением растительности и почвенного покрова, созданием карьеров, оврагов, терриконов и других новых форм рельефа. Побочным эффектом формирования техногенного ландшафта отвально-карьерного типа является самопроизвольное образование аквальных экосистем.

Круг исследований, посвященных проблемам формирования растительного покрова на угольных отвалах, как и других техногенных поверхностях, очень широк. Обсуждаются состав флоры (Шатохина, 2009; Манаков и др., 2011) и

растительный покров (Куприянов и др., 2010), структура растительных сообществ (Глазырина, 2002; Куприянов, Морсакова, 2008), сукцессионная динамика (Титлянова и др., 1993; Prach et al., 2013), устойчивость растений (Уфимцев, 2012), конкурентные взаимодействия между видами, биоразнообразие и сохранение редких видов (Batty, 2005), создание монокультур (Pietrzykowski, 2013), интродукция (Глазырина, 2001), консортивные связи (Scott et al., 2002), процессы накопления фитомассы и баланс углерода (Huang et al., 2015), качество рекультивации (Holl, 2002) и фиторемедиации (Carrol et al., 2004) территорий и другие вопросы изучения наземных экосистем. Флористические и геоботанические исследования на угольных отвалах отчасти охватывают гидроморфные экотопы (Carroll et al., 2000; Манатов, 2009; Осипов, Ивакина, 2012). Однако водоемы и ветланды, как своеобразные объекты, при изучении растительного покрова нередко выпадают из поля зрения исследователей и не учитываются при дальнейшей оценке последствий восстановления нарушенных земель.

Озера, озерки, водно-болотные и болотные системы часто возникают на техногенных ландшафтах отвально-карьерного типа (Batty, 2005), не является исключением и территория Бородинского угольного разреза (Ефимов, 2012). По результатам дешифрирования космоснимков общая площадь открытой водной поверхности (без учета ветландов) на отвалах превышает 30 га, что составляет около 0.8 % от площади всего Бородинского угольного разреза (Шишкин, 2013). Значительная часть аквальных экосистем образуется спонтанно в отрицательных формах рельефа. Возникающая там гидрофильная растительность как ключевой компонент биоты (Катанская, 1981; Белавская, 1982), в том числе и техногенных экосистем (Катанская, 1979; Краснова, 1996; Ветлужских, 2008), обеспечивает биоценотическое обогащение, жизнедеятельность гидробионтов, динамику и устойчивость берегов, очищение вод и другие экосистемные функции, в том числе определенный экономический и социальный эффект. Поэтому учет и оценка растительности специфичных аквальных экосистем являются необходимым условием целостного понимания процессов первичных сукцессий на минеральных поверхностях, специфики восстановления и прогноза динамики растительности, для эффективного менеджмента посттехногенного ландшафта.

Данное исследование направлено на изучение видового состава аквальных комплексов, сформированных на минеральных субстратах различных типов породных отвалов Бородинского угольного разреза, специфики и факторов, обуславливающих их разнообразие.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследование проводилось в Рыбинском районе Красноярского края. Территория исследования по физико-географическому районированию относится к Канской предгорно-котловинной макрогеохоре в составе Красноярско-Канской провинции Южно-Сибирской области (Канско-Ачинский..., 1991) и представляет собой Канский участок зоны островных степей Средней Сибири (Сергеев, 1971). Рельеф холмисто-увалистый, с абсолютными высотами от 250 до 400 м. Продолжительность вегетационного периода 150 дней. Среднее годовое количество осадков 200–400 мм, равномерно распределенных по сезонам года (Средняя Сибирь..., 1964). Гидротермический коэффициент составляет 1.2 (Чупрова и др., 2012). Почвенный покров котловины представлен черноземами и серыми лесными типами почв (Атлас..., 1994). Особенности гидрографического и гидрологического строения Канской котловины являются низкая густота речной сети, глубокая врезка речных долин, слабая степень заболоченности (Платонов, 1964) и озерности в сравнении с периферийными горными участками территории (Канско-Ачинский..., 1991). Растительность характеризуется сочетанием мелколиственных (березовых) и хвойных лесов на предгорных возвышенностях и по долинам рек, настоящих и остепненных лугов на водоразделах, луговых степей по южным склонам (Ревердатто, 1931; Черепнин, 1956). Значительная часть степных участков распаивалась и подвергалась пастбищной нагрузке. В настоящее время сельскохозяйственное воздействие на лесостепные ландшафты трансформировалось и ослабло.

Восстановление посттехногенного ландшафта на Бородинском угольном разрезе (БУР) осуществляется с рекультивацией (лесное и степное направления) и без нее (самозарастание). Аквальные экосистемы изучали на трех типах техногенных земель: рекультивированных (спланированных) участках и не рекультивированных – конических (эрозионных) и плоских (не эрозионных). Общая площадь акватории обследованных поверхностей около

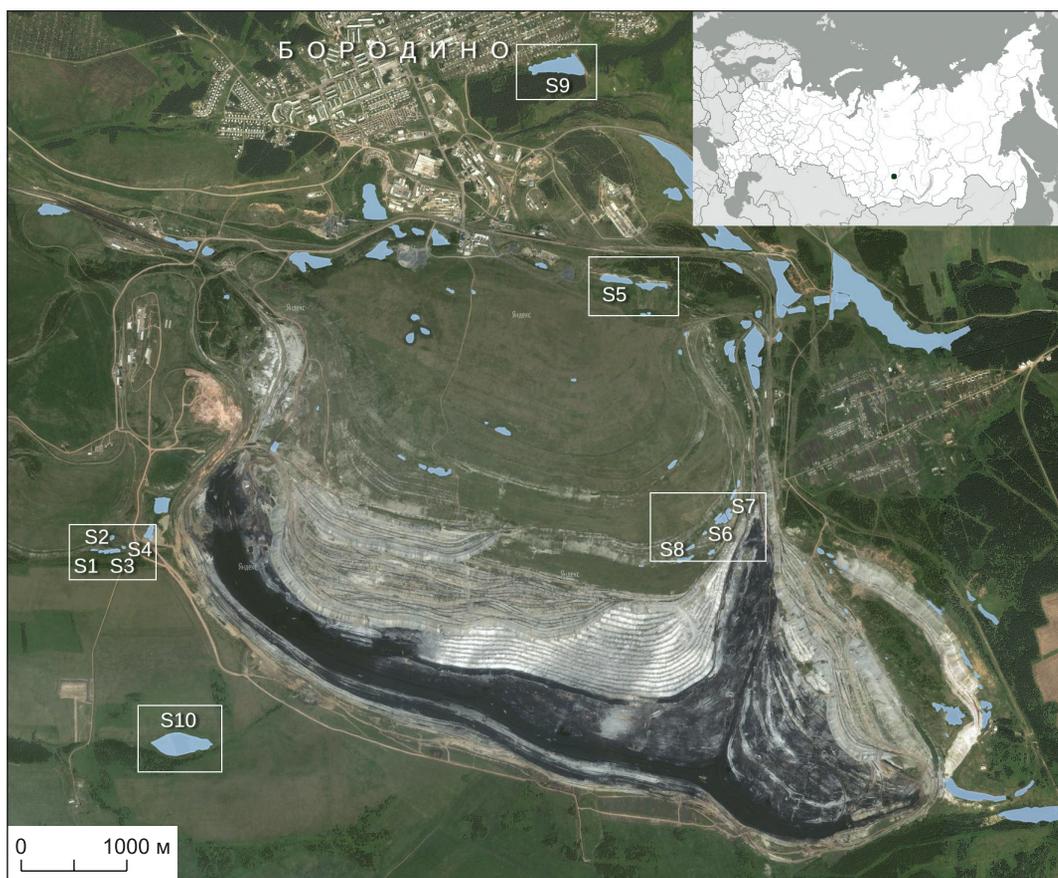


Рис. 1. Схема Бородинского угольного разреза и локализации тестовых (S1-S8) и контрольных (S9, S10) полигонов.

14.4 га, что составляет половину от суммарной площади всех аквальных комплексов, связанных с отвалами БУР. Аквальные комплексы изучали на 10 полигонах (участках): восьми тестовых, расположенных в пределах отвалов БУР, и двух контрольных за пределами территории угольного разреза (рис. 1).

Тестовые объекты включали водоемы (озера, озёрки) и ветланды¹, образовавшиеся спонтанно на поверхности спланированных выровненных отвалов в понижениях микро- и нанорельефа, в траншеях неспланированных отвалов, в межтерриконовых депрессиях, по периферии карьера, а также созданные целенаправленно для сбора талых, дождевых и дренажных вод, защиты сооружений и дорог (табл. 1).

К контрольным объектам отнесены длительно существующие водно-болотные системы (пруды и ветланды), созданные искусственно на естественном рельефе, не вовлеченном в горные работы. Фоновые объекты в данной работе приняты за контроль условно в связи с особенностями

гидрографической сети региона (отсутствие естественных озер), что существенно усложняет подбор объектов для корректного сравнения. С другой стороны, сами аквальные экосистемы на отвалах БУР, возникающие на минеральном субстрате из смеси горных пород, – исключительно техногенное явление, генетически связанное с породными отвалами при горнодобывающей деятельности.

В камеральной обработке задействованы 168 геоботанических описаний (Раменский, 1937), выполненных в июле–августе 2011–2013 гг. – в период наибольшего развития водной и прибрежно-водной растительности. Описания проводили на площадках от 4 до 16 м², если же площадь сообщества была меньше, то в пределах естественных контуров. Проективное покрытие растений учитывали в процентах.

Анализировали таксономическую структуру всей совокупности аквальных экосистем – от высших таксонов до уровня семейств. Полный набор видов растений всей совокупности

¹ Влажные земли (Tiner, 1991).

Таблица 1. Основные характеристики тестовых и контрольных объектов

Локализация в ландшафте и специфика поверхности	Метка	Координата		Параметр объекта			
		<i>N</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>S</i>	<i>h</i>	<i>A</i>
Поверхности не рекультивированных отвалов: плоские (не эрозионные)	S1	55°51'40"	94°51'16"	лин	690	0.7	28
	S2	55°51'40"	94°51'23"	кв	944	0.4	28
	S3	55°51'40"	94°51'19"	ов	560	0.1	28
конические (эрозионные)	S4	55°51'40"	94°51'26"	ов	2198	0.8	28
	S5	55°52'59"	94°55'45"	ов	12726	1.8	26
Спланированные выровненные отвалы	S6	55°51'51"	94°56'44"	тр	2659	0.4	10
	S7	55°51'49"	94°56'41"	тр	4192	0.4	10
	S8	55°51'41"	94°56'24"	тр	1446	0.5	10
Контроль	S9	55°54'01"	94°55'15"	тр	50239	1.5	>50
	S10	55°50'44"	94°51'59"	ов	68684	1.3	>30

Примечание. *F* – форма: лин – линейная, ов – овальная, кв – квадратная, тр – треугольная; *S* – площадь акватории, м² (по состоянию на 2012 г.); *h* – средняя глубина, м; *A* – возраст, лет (по состоянию на 2015 г.).

ности геоботанических описаний тестовых и контрольных участков рассматривался как единая гидрофильная ценофлора (Юрцев, Камелин, 1987). Приводятся сведения об особенностях структуры ведущих таксонов. Используемая в работе номенклатура таксонов по сосудистым растениям соответствует сводке С. К. Черепанова (1995), мхам – работе М. С. Игнатова и Е. А. Игнатовой (2004), харовым – W. Krause (1997) и R. E. Romanov (2015).

Выявление гетерогенности растительного покрова обследованных объектов осуществляли расчетом индекса сходства Серенсена (Шмидт, 1980) и коэффициента ранговой корреляции Спирмена (Кобзарь, 2006). Для расчета матрицы расстояний при построении дендрограмм (Kent, 2011) использовали метод невзвешенного попарного среднего (UPGMA). В приложении PALSTAT (Hammer et al., 2001) произведена SIMPER оценка (Clarke, 1993) видового состава для выявления функциональной роли таксонов в целом для всех объектов и каждого аквального комплекса в отдельности.

Взаимосвязь между видовым составом анализируемых объектов и локальными факторами среды в поле множественных данных оценивали с использованием многомерного дисперсионного анализа PERMANOVA (Anderson, 2001). Учитывали 4 фактора: 1) направление рекультивации как номинальную переменную (рекультивированные и не рекультивированные), 2) геоморфологию в номинальных переменных (плоские и волнистые формы рельефа, крутые и пологие склоны), 3) глубину водопокрытого грунта как непрерывную величину, 4) возраст отсыпки отвала, номинальную величину (моло-

дые – до 10 лет, средневозрастные – 10–30 лет, старые – 30–50 лет и очень старые – старше 50 лет). В качестве меры дистанции между парами сравнения в тестах SIMPER и PERMANOVA использовали индекс различий Брея-Кертиса (Bray, Curtis, 1957).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Таксономический состав. Общий флористический список обследованных водных объектов насчитывает 94 видовых таксона, относящихся к 63 родам и 41 семейству. Харовые водоросли (Charophyta) представлены тремя видами растений (*Chara contraria*, *Ch. globularis* Thuill., *Ch. inconnexa* Allen.). Моховидные (Bryophyta) и печеночники (Hepatophyta) содержат два (*Calliergon giganteum* (Schimp.) Kindb., *Warnstorfia fluitans*) и один (*Marchantia polymorpha* L.) вид растений соответственно. В целом фракция бессосудистых растений составляет малочисленную часть (6 видов, 4 рода, 3 семейства) от всего видового состава.

Основу таксономического разнообразия обследованных аквальных комплексов образуют сосудистые растения (88 видов, 59 родов, 37 семейств). Сосудистые споровые растения представлены двумя видами хвощей (*Equisetum arvense* L., *E. fluviatile* L.). Цветковые растения насчитывают 85 видов (90 % от всего состава флоры). Среди них однодольные представлены 41 видом (48 % от всех цветковых), а двудольные – 44 видами (52 %), включая две разновидности *Persicaria amphibia* (L.) S. F. Gray (var. *natans* и var. *terrestris*). Закономерна ситуация, когда старые техногенные и контрольные

объекты на уровне таксонов высоких рангов представлены, как правило, всеми группами, в то время как молодые – не в полном составе (обычно цветковыми растениями и хвощевидными, реже – еще и харовыми). В гидрофильной флоре ряда молодых водоемов не встречаются мхи и печеночники, что, вероятно, объясняется ранними стадиями сукцессии.

Семейственно-видовой спектр гидрофильной флоры возглавляют следующие семейства: Poaceae – 12 видов (14 %), Cyperaceae и Potamogetonaceae – по 8 (9 %), Salicaceae и Asteraceae – по 7 (8 %). В десятку ведущих семейств входит существенная часть (62 %) видов. Лидирующее положение вышеназванных семейств является закономерным явлением для пресных континентальных водоемов различных типов (Папченков, 2001; Чепинога, Росбах, 2008; Куянцева, 2009). Гидрофильная фракция флоры обследованных аквальных комплексов в составе таксонов высоких рангов и ведущих таксонов семейственно-видового спектра весьма представительна.

Положение семейства Asteraceae в числе ведущих гидрофильной флоры, как отмечалось ранее для водных экосистем европейской части России (Жуков, 2005), связано с ростом числа антропофильных видов растений (*Tussilago farfara* L., *Lactuca sibirica* (L.) Maxim., *Sonchus arvensis* L. и др.) в нарушенных водоемах в результате экспансии из наземных растительных сообществ. Высокий ранг семейства Salicaceae обусловлен как гидрофильными растениями (*Salix dasyclados* Wimm., *S. triandra* L., *S. viminalis* L.), формирующими сообщества по линии уреза воды на переувлажненном и подтопленном субстрате, так и мезофильными (*Salix abscondita* Laksch., *S. caprea* L., *S. pyrolifolia* Ledeb., *S. taraiensis* Kimura), связанными с примыкающими склонами. Примечателен факт формирования обширных ивовых зарослей на старых озерах по линии уреза воды в подножии крутых эрозионных склонов, тогда как сообщества гелофитов и настоящих водных растений на мелководьях не представлены. Подобный характер локализации растительности при самозаращении высоких крутых эрозионных склонов показан Е. В. Микрюковой (2006) для угольных отвалов Среднего Урала. Следует отметить, что речь идет не о внедрении антропо- и мезофитов в гидрофильные сообщества, а, скорее, о «механическом» замещении последних в результате сползания грунтов, чему способствует «подвижность» рыхлого мелкодисперсного субстрата на

крутых, как правило, вогнутых склонах не рекультивированных отвалов БУР.

Высокая активность *Hippophaë rhamnoides* L. на минеральных поверхностях угольных отвалов – распространенное явление (Куприянов и др., 2010; Манаков и др., 2011), ее заросли нередко окаймляют некоторые водоемы на отвалах БУР.

Анализ гетерогенности объектов. Количественные характеристики растений, полученные при SIMPER оценке, позволяют ранжировать таксоны по их функциональному значению в анализируемых группах. Ниже показан фрагмент списка (табл. 2) таксонов, ранжированных в порядке убывания значимости (в процентах) видов и определяющих различия сравниваемых объектов БУР.

Если исходить из приведенных в таблице значений, то основной вклад в различия между анализируемыми объектами, вероятно, будут вносить (в порядке уменьшения среднего вклада): *Potamogeton perfoliatus*, *Eleocharis palustris*, *Potamogeton alpinus*, *Elodea canadensis*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza* и др.

Наиболее обильным среди настоящих водных растений является *Potamogeton perfoliatus*, представленный во всех типах водоемов – контрольных и тестовых, молодых и старых, глубоких и мелководных. Другой представитель истинно водных видов растений – *Potamogeton alpinus* – является доминантом в глубоководных озерах старых не рекультивированных отвалов. К значимым видам ранних сукцессионных этапов можно отнести *Typha laxmannii* Lerp., *Juncus compressus* Jacq. и *Chara contraria*. Условно старые озера диагностируются сообществами, образованными *Potamogeton perfoliatus*, *Typha latifolia*, *Warnstorfia fluitans* и др. Мелководные водоемы и ветланды, возникшие на рекультивированных отвалах и испытывающие сезонные и многолетние флуктуации уровня воды, заселяют главным образом гелофиты – *Sparganium emersum*, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., *Alisma plantago-aquatica* L. и др. Отличительным признаком растительности водоемов с замедленным водообменом на контрольных участках является высокая ценотическая роль представителей Lemnaceae (*Lemna minor* L., *L. trisulca* L., *Spirodela polyrhiza*) и Hydrocharitaceae (*Hydrocharis morsus-ranae*, *Elodea canadensis*).

Обращает на себя внимание факт некоторой отчужденности контрольных объектов от тестовых

Таблица 2. Функциональное участие видов растений и их значение в фитобиоте аквальных комплексов БУР

№	Таксон	Ad.	Cont.	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
1	Pot per	7.852	8.2	7.0	42.5	0	0.9	8.2	0	2.1	7.7	6.4	0.8
2	Ele pal	6.915	7.2	11.9	13.7	17.5	0	0	0.5	16.3	9.5	0	0.2
3	Pot alp	6.046	6.3	0	0	0	0	27.9	12.5	5.1	0	0.2	0
4	Elo can	5.988	6.2	0	0	0	0	0	0	0	0	43.6	7.8
5	Hyd m-r	5.663	5.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21.1
6	Spi pol	4.825	5.0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17.3
7	War flu	4.286	4.5	3.1	0.6	19.1	0	0	0	0	0	0	8.1
8	Typ lat	3.858	4.0	7.1	0.8	12.7	0.1	0.1	0	2.3	2.5	0	4.5
9	Spa eme	3.657	3.8	11.4	0	0	3.4	0	0.4	0.1	2.8	2.5	0
10	Cha con	3.385	3.5	12.6	0	0	7.8	0	0	0	0.4	0	0
11	Jun com	3.379	3.5	0	0	0	0	0	13.6	0	3.7	1.8	0
12	Typ lax	3.295	3.4	3.7	3.0	0.2	0	0	4.0	17.9	1.5	0	0
13	Phr aus	3.058	3.2	2.6	7.0	0	0	0	6.6	1.7	5.9	0.6	0
14	Equ flu	2.903	3.0	0.2	0	0	0	4.8	0.8	1.1	0.8	1.1	6.1
15	Car pse	2.642	2.8	0	0	7.7	0	0	0.1	0	0	5.5	5.0
⋮													
75	Cic vir	0.006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0
	Сумма,%	–	–	59.7	67.6	57.2	12.3	41.0	38.4	46.8	34.8	61.7	70.9

Примечание. Ad. – среднее значение дистанции различий (по индексу Bray–Curtis). Cont. – вклад, %. Таксоны: Car pse – *Carex pseudocyperus* L., Cic vir – *Cicuta virosa* L., Ele pal – *Eleocharis palustris*, Elo can – *Elodea canadensis*, Equ flu – *Equisetum fluviatile*, Hyd m-r – *Hydrocharis morsus-ranae*, Jun com – *Juncus compressus*, Phr aus – *Phragmites australis*, Pot alp – *Potamogeton alpinus*, Pot per – *Potamogeton perfoliatus*, Spa eme – *Sparganium emersum*, Spi pol – *Spirodela polyrhiza*, Typ lat – *Typha latifolia*, Typ lax – *Typha laxmannii*, War flu – *Warrnstorfia fluitans*, Cha con – *Chara contraria*.

вых по составу ведущих видов в гидрофильной ценофлоре. Так, ряд высокофункциональных в растительном покрове гидрофитов – *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Spirodela polyrhiza* и *Potamogeton friesii* Rupr. – встречается в аквальных комплексах исключительно за пределами БУР. В этом отношении аквальные комплексы на отвалах по составу ведущих видов практически идентичны. Столь существенные различия в составе функционально значимых таксонов в контрольных и тестовых объектах свидетельствуют о специфичности динамики и условий функционирования водных экосистем на посттехногенных субстратах БУР.

Гетерогенность видового состава тестовых и контрольных объектов подтверждается низкими значениями индекса сходства Серенсена и коэффициента ранговой корреляции Спирмена, средние значения которых в двух парах сравнения: тест (S1–S8) – контроль (S9) и тест (S1–S8) – контроль (S10), составили $QS = 0.30$, $r_s = 0.04$ ($p = 0.305$) и $QS = 0.31$, $r_s = -0.01$ ($p = 0.365$) соответственно (табл. 3). Низкие значения сходства при низком уровне значимости по составу и ранговым распределениям таксонов свидетельствуют, как отмечалось выше, о различиях в фитобиоте сравниваемых

групп объектов, обусловленных, вероятно, их генезисом и условиями органоминерального питания.

На основе матриц значений индекса сходства Серенсена и коэффициента ранговой корреляции Спирмена при сравнении анализируемых объектов между собой построены дендрограммы (рис. 2), в которых четко обособлены четыре группы сходства (кластера). Первую группу составляют объекты S6–S8, образующие отдельный кластер на статистически значимом уровне ($QS = 0.67$; $r_s = 0.59$, $p < 0.0001$, $n = 75$). Объединение объектов в единый кластер обусловлено в основном сходством параметров среды: волнообразным строением поверхности отвала, минеральным составом ложа, глубинами, гидрологическим режимом.

Отдельный кластер на высоком уровне сходства и статистической значимости ($QS = 0.67$; $r_s = 0.46$, $p < 0.0001$, $n = 75$) образует триада объектов S1–S3, генетически связанных с плоскими депрессиями в основании терриконов не рекультивированных отвалов, а также подножий транспортных склонов рекультивированных отвалов. Прибрежные склоны водоемов активно зарастают деревьями (*Betula pendula* Roth, *Populus tremula* L., *Pinus sylvestris* L.) и кустарниками

Таблица 3. Значения коэффициентов сходства Серенсена (QS) и ранговой корреляции Спирмена (r_s) видового состава тестовых и контрольных аквальных комплексов БУР

r_s/QS	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10
S1	1	0.61	0.55	0.45	0.41	0.46	0.61	0.59	0.43	0.39
S2	0.516 ^c	1	0.61	0.30	0.35	0.40	0.50	0.47	0.24	0.35
S3	0.419 ^c	0.451 ^a	1	0.27	0.23	0.50	0.55	0.39	0.15	0.41
S4	0.279 ^a	0.005	-0.017	1	0.42	0.21	0.30	0.32	0.22	0.18
S5	0.249 ^a	0.197	0.032	0.266 ^a	1	0.29	0.28	0.30	0.17	0.13
S6	0.293 ^a	0.230	0.326 ^b	-0.075	0.152	1	0.63	0.67	0.39	0.28
S7	0.521 ^c	0.386 ^c	0.395 ^c	0.022	0.167	0.563 ^c	1	0.71	0.43	0.42
S8	0.521 ^c	0.374 ^b	0.221	0.092	0.160	0.589 ^c	0.623 ^c	1	0.40	0.32
S9	0.190	-0.048	-0.147	-0.145	-0.033	0.171	0.160	0.201	1	0.41
S10	0.098	0.006	0.226	0.342 ^b	-0.123	-0.070	0.135	0.005	0.150	1

Примечание. Уровни значимости коэффициента ранговой корреляции: ^a $P \leq 0.05$, ^b $P \leq 0.01$, ^c $P \leq 0.001$.

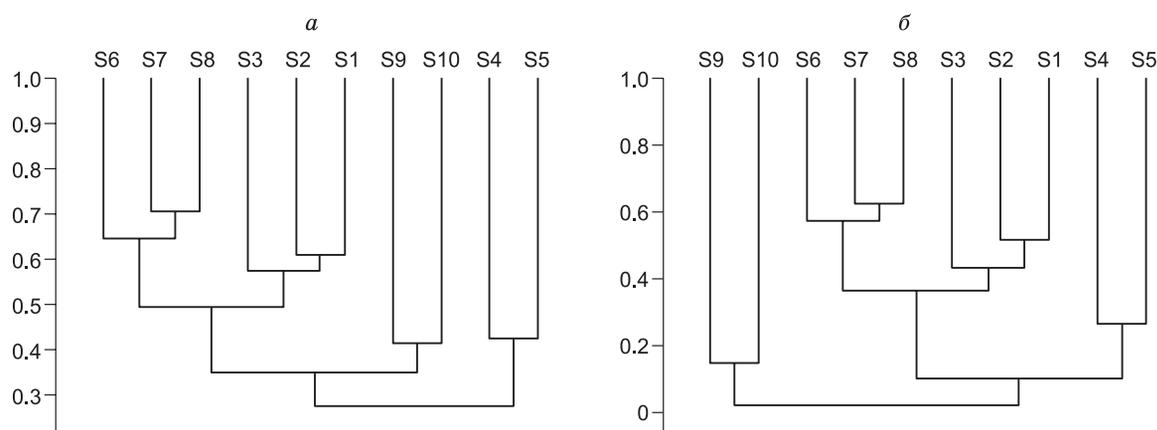


Рис. 2. Дендрограммы взаимных связей между тестовыми (S1–S8) и контрольными (S9, S10) объектами по видовой структуре аквальных комплексов. Расстояния между объектами рассчитывали методом средней связи (UPGMA) с использованием коэффициентов сходства Серенсена (а) и ранговой корреляции Спирмена (б).

(*Salix caprea*, *Salix viminalis*), образуя лесные «кластеры», в пологе которых формируется мощный покров из мезофильных трав. Все объекты возникли на единой геологической основе, одного возраста, но один из них (S3) существенно отличается по уровню воды от остальных.

Выделяется видовой состав объекта S5 ($QS = 0.29$; $r_s = 0.12$, $p = 0.285$), который расположен между терриконами не рекультивированного отвала и характеризуется сравнительно большими глубинами, значительной площадью открытой водной поверхности, высокими береговыми склонами с выраженной плоскостной эрозией поверхности и слабым развитием гидрофильной растительности. Аналогичные условия, за исключением меньших глубин, свойственны аквальным комплексам на участке S4, который также отличается низким сходством ($QS = 0.30$; $r_s = 0.01$, $p = 0.438$) с другими ана-

лизируемыми объектами. Образование соответствующего кластера (S4–S5) происходит на низком, но достоверно значимом уровне сходства ($QS = 0.42$; $r_s = 0.27$, $p = 0.024$, $n = 75$).

Локальные факторы и их взаимосвязи с аквальными комплексами. Используемые технологии рекультивации земель БУР кардинальным образом меняют структуру техногенных поверхностей. Начальный этап рекультивации направлен на выравнивание неспланированного рельефа из смеси горных пород, обуславливающее формирование выположенной поверхности. Такие поверхности обычно используют под лесозаращивание. В случае сельскохозяйственного использования на поверхность выровненных отвалов дополнительно отсыпают слой плодородной почвенной смеси. Сочетание рекультивированных и не рекультивированных участков обуславливает разнообразие геоморфологии по-

Таблица 4. Различия (PERMANOVA) видового состава аквальных комплексов по ведущим локальным факторам (направлению рекультивации, геоморфологии, глубине и возрасту)

Фактор	Полная сумма квадратов	Сумма квадратов между группами	F	p
Рекультивация	76.84	69.47	8.86	0.0001
Геоморфология	76.84	64.75	7.70	0.0001
Возраст	76.84	67.5	7.66	0.0001
Глубина	76.84	56.9	5.03	0.0001

Примечание. F – значения критерия Фишера, p – критический уровень значимости.

верхности посттехногенного ландшафта БУР. Высокие эрозионные склоны терриконов, плоские не рекультивированные участки, межсклоновые депрессии, выровненные минеральные поверхности создают широкий спектр экотопических разностей на мезо- и микроуровнях, отличающихся по экологическим характеристикам. Форма рельефа отвалов определяет глубины и структуры мелководий потенциальных водоемов. В свою очередь, характер поверхности отвалов (рекультивированные выровненные или не выровненные, эрозионные высокосклоновые или плоские, минерализованные или со слоем почвы) обуславливает состав седиментативных и аккумулятивных веществ аквальной экосистемы. Таким образом, посттехногенный ландшафт БУР характеризуется широким спектром экологических факторов, частично зависимых (направление рекультивации, геоморфология, глубина) и независимых (возраст, породный состав поверхности и т. п.) друг от друга.

Непараметрический многофакторный дисперсионный анализ (PERMANOVA) с повторными измерениями показал значительную дифференциацию видового состава по переменным значениям анализируемых факторов среды: направлению рекультивации, типу геоморфологических поверхностей, возрасту отвалов и глубине аквальных комплексов. Данные тест-статистики свидетельствуют о том, что видовой состав статистически достоверно ($p < 0.001$) различался в аквальных комплексах, сформированных на отвалах с рекультивацией и без нее, конических и плоских поверхностях, молодых и старых, глубоко- и мелководных (табл. 4).

Статистически значимые различия по всем уровням факторов (направлению рекультивации, геоморфологии и возрасту) также достоверны на высоком уровне ($p < 0.001$). Исключением является низкая надежность различий по уровням глубин аквальных экосистем для пяти уровней фактора из 12. Статистически незна-

чимыми получились результаты по двум группам уровней глубины: 0.7–0.8 м ($p = 0.064$) и 1.0–1.5 м ($p = 0.125$). Низкая значимость вышеуказанных уровней фактора глубины, вероятно, связана с малым объемом выборки по данным параметрам фактора.

Результаты анализа свидетельствуют о достоверном влиянии рассматриваемых локальных параметров среды на фитобиоту аквальных экосистем БУР, выражающемся в различиях видового состава. Наиболее дифференцирующий характер в объяснении различий в фитобиоте аквальных комплексов БУР ожидаемо имеет фактор направления рекультивации. Следует указать, что в работе не использовались данные по видовому составу аквальных комплексов, сформированных на рекультивированных отвалах с насыпным слоем почв, учет которых может несколько повлиять на «расстановку сил», но вряд ли снизит значимость влияния фактора рекультивации на фитобиоту.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Планирование поверхности отвалов БУР при рекультивации обуславливает возникновение и функционирование генетически разнообразных аквальных экосистем – ветландов и озер с характерной растительностью.

Гидрофильная ценофлора обследованных объектов включает 91 вид высших растений и 3 вида харовых водорослей. Наибольший вклад в разнообразие аквальных комплексов вносят водные макрофиты – *Elodea canadensis*, *Eleocharis palustris*, *Hydrocharis morsus-ranae*, *Potamogeton alpinus*, *P. perfoliatus*, *Sparganium emersum*, *Spirodela polyrhiza*, *Typha latifolia*, *Warnstorfia fluitans*, *Chara contraria*.

Видовая структура аквальных комплексов является маркером типов условий посттехногенной поверхности. Наиболее сильное сходство демонстрируют аквальные комплексы,

возникшие на минеральных поверхностях спланированных отвалов. Максимальная обособленность отмечена по периметру терриконов вдоль эрозионных склонов.

Состав гидрофильной ценофлоры аквальных комплексов БУР на высоком уровне достоверности определяется характером действия локальных параметров среды – направлением рекультивации, геоморфологией поверхности отвалов и их возрастом. Направление рекультивации – наиболее значимый фактор среды, обуславливающий различия фитобиоты аквальных комплексов БУР.

В целом аквальные комплексы значительно дополняют и обогащают экосистемное разнообразие посттехногенного ландшафта БУР и определяют специфичный вектор восстановительной динамики. Потенциал возникновения и разнообразия подобных экосистем должен учитываться при разработке плана и стратегии рекультивации (McCullough, Van Etten, 2011) нарушенных и посттехногенных территорий.

Автор признателен д-ру биол. наук А. С. Шишкину за активное обсуждение работы на этапах подготовки рукописи к публикации, канд. биол. наук Р. Е. Романову за помощь в определении харовых водорослей, канд. биол. наук А. В. Пименову и канд. биол. наук Л. В. Кривобокову за ценные замечания по содержанию рукописи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Атлас Красноярского края и Республики Хакасия / Гл. ред. А. С. Исаев. Новосибирск: Роскартография, 1994. 84 с.

Белавская А. П. Основные проблемы изучения водной растительности СССР // Ботан. журн. 1982. Т. 67. № 10. С. 1313–1320.

Ветлужских Н. В. Индикаторная роль парциальных флор последражных ландшафтов // Сиб. экол. журн. 2008. № 2. С. 345–351.

Глазырина М. А. Структура интродуцированной популяции гвоздики иглолистной *Dianthus acicularis* Fisch. ex Ledeb. в Коркинском угольном разрезе // Итоги интродукции и селекции травянистых растений на Урале. Екатеринбург, 2001. С. 120–134.

Глазырина М. А. Особенности формирования флоры и растительности в условиях отвалов и карьеров открытых угольных разработок (на примере Челябинского бурогоугольного бассейна): автореф. дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 2002. 17 с.

Ефимов Д. Ю. Водные растения водно-болотных комплексов отвалов Бородинского угольного разреза // Биогеоценология и ландшафтная экология: итоги и перспективы: мат-лы IV Междунар. конф., 28–30 ноября 2012 г. Томск, 2012. С. 344–348.

Жуков К. П. Флора экосистем озер Ульяновского Предволжья, ее трансформация и охрана: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Ульяновск, 2005. 25 с.

Игнатов М. С., Игнатова Е. А. Флора мхов средней части Европейской России. Т. 2. Fontinalaceae – Amblystegiaceae. М.: КМК, 2004. С. 609–944.

Канско-Ачинский топливно-энергетический комплекс (КАТЭК): серия карт / Гл. ред. Б. А. Богоявленский. М.: Комитет геодезии и картографии СССР, 1991. 52 с.

Катанская В. М. Растительность водохранилищ – охладителей тепловых электростанций Советского Союза. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1979. 277 с.

Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР. Методы изучения. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1981. 187 с.

Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. М.: Физматлит, 2006. 816 с.

Краснова А. Н. Гидрофильная флора техногенно-трансформированных водоемов Европейской России: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. СПб., 1996. 32 с.

Куприянов А. Н., Манаков Ю. А., Баранник Л. П. Восстановление экосистем на отвалах горнодобывающей промышленности Кузбасса. Новосибирск: Акад. изд-во «Гео», 2010. 160 с.

Куприянов А. Н., Морсакова Ю. В. Начальные этапы формирования растительного покрова на техногенных экотопах Кузбасса // Сиб. экол. журн. 2008. № 2. С. 255–261.

Куянцева Н. В. Сравнительная характеристика региональных парциальных флор водоемов // Сиб. экол. журн. 2009. № 6. С. 801–805.

Манаков Ю. А. Парциальные флоры техногенных экотопов Кузбасса // Вестн. ОГУ. 2009. № 9 (103). С. 104–109.

Манаков Ю. А., Стрельникова Т. О., Куприянов А. Н. Формирование растительного покрова в техногенных ландшафтах Кузбасса. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2011. 168 с.

Микрюкова Е. В. Динамика естественного зарастания отвалов угледобычи на Среднем Урале. Дис. ... канд. биол. наук. Екатеринбург, 2006. 199 с.

Осинов С. В., Ивакина Е. В. Сукцессионные серии растительности в карьерно-отвальных ландшафтах Павловского угольного месторожде-

- ния (юг Дальнего Востока) // Леса российского Дальнего Востока: Мониторинг динамики лесов российского Дальнего Востока: мат-лы V Всерос. конф. 18–20 сент. 2012 г. Владивосток: ЛАИНС, 2012. С. 151–154.
- Папченко В. Г.* Растительный покров водоемов и водотоков Среднего Поволжья. Ярославль: ЦМП МУБиНТ, 2001. 214 с.
- Платонов Г. М.* Болота лесостепи Средней Сибири. М.: Наука, 1964. 116 с.
- Раменский Л. Г.* Учет и описание растительности (на основе проективного метода). М., 1937. 100 с.
- Ревердатто В. В.* Растительность Сибирского края (опыт дробного районирования) // Изв. Гос. геогр. об-ва. 1931. Т. 63. Вып. 1. С. 43–70.
- Сергеев Г. М.* Островные лесостепи и подтайга Приенисейской Сибири. Иркутск: Вост.-Сиб. кн. изд-во, 1971. 264 с.
- Средняя Сибирь (природные условия и естественные ресурсы СССР) / Под ред. акад. И. П. Герасимова. М.: Наука, 1964. 480 с.
- Титлянова А. А., Афанасьев Н. А., Наумова Н. Б., Андриевский В. С., Артамонова В. С., Булаво Г. И., Гантимурова Н. И., Косинова Л. Ю., Косых Н. П., Мироничева-Токарева Н. П., Мордкович Г. Д., Наумов А. В., Напрасникова Е. В., Половинко Г. П., Стебаева С. К., Якутин М. В.* Сукцессии и биологический круговорот. Новосибирск, 1993. 157 с.
- Томаков П. И., Коваленко В. С.* Рациональное землепользование при открытых горных работах. М.: Недра, 1984. 213 с.
- Уфимцев В. И.* Особенности формирования лесных насаждений на посттехногенных территориях Кузнецкого угольного бассейна // Биогеоценология и ландшафтная экология: итоги и перспективы: мат-лы IV Междунар. конф., 28–30 ноября 2012 г. Томск, 2012. С. 433–438.
- Федотов В. И.* Техногенные ландшафты – теория, региональные структуры, практика. Воронеж: Изд-во Воронежск. гос. ун-та, 1985. 192 с.
- Четинога В. В., Росбах С. А.* Активность различных видов водной флоры Иркутско-Черемховской равнины // География и природ. ресурсы. 2008. № 1. С. 97–104.
- Черепанов С. К.* Сосудистые растения России и сопредельных государств (в пределах бывшего СССР). СПб.: Мир и семья, 1995. 992 с.
- Черепнин Л. М.* Растительный покров южной части Красноярского края и задачи его изучения // Уч. зап. Красноярск. пед. ин-та. 1956. Т. 5. С. 3–43.
- Чупрова В. В., Кураченко Н. Л., Сорокина О. А., Шпедт А. А., Ульянова О. А., Бабиченко Ю. В., Ковалева Ю. П.* Современное состояние земельных и почвенных ресурсов Красноярского края // Почвы Сибири: особенности функционирования и использования. Красноярск, 2012. Вып. 4. С. 13–37.
- Шатохина А. В.* Сосудистые растения техногенных ландшафтов открытой угледобычи в Амурской области (на примере Ерковецкого бурогоугольного разреза): автореф. дис. ... канд. биол. наук. Владивосток, 2009. 23 с.
- Шишикин А. С.* Организация биологического мониторинга на отвалах Бородинского разреза // Природно-техногенные комплексы: рекультивация и устойчивое функционирование: сб. мат-лов Междунар. науч. конф. (10–15 июня 2013 г.). Новосибирск, 2013. С. 225–227.
- Шмидт В. М.* Статистические методы в сравнительной флористике. Л., 1980. 176 с.
- Юрцев Б. А., Камелин Р. В.* Программы флористических исследований разной степени детальности // Теоретические и методические проблемы сравнительной флористики. Л., 1987. С. 219–242.
- Anderson M. J.* A new method for non-parametric multivariate analysis of variance // Austral. Ecol. 2001. V. 26. P. 32–46.
- Batty L. C.* The potential importance of mine sites for biodiversity // Mine water and the environment. 2005. V. 24. N. 2. P. 101–103.
- Bray J. R., Curtis J. T.* An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin // Ecol. Monogr. 1957. V. 27. P. 325–349.
- Carroll C., Merton L., Burger P.* Impact of vegetation cover and slope on runoff, and water quality for field plots on a range of soil and spoil materials on central Queensland coal mines // Austral. J. Soil Res. 2000. V. 38. N. 2. P. 313–328.
- Carroll C., Pink L., Burger P.* Coalmine rehabilitation: A long term erosion and water quality study on Central Queensland coalmines // Conserving soil and water for society: sharing solutions ISCO 2004. 13th Int. soil conservation organization conf. Brisbane, July 2004.
- Clarke K. R.* Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure // Austral. J. Ecol. 1993. V. 18. P. 117–143.
- Hammer Ø., Harper D. A. T., Ryan P. D.* PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis // Palaeontologia Electronica. 2001. V. 4. N. 1. P. 9.
- Holl K. D.* Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA // J. Appl. Ecol. 2002. V. 39. N. 6. P. 960–970.
- Huang L., Zhang P., Hu Y., Zhao Y.* Vegetation succession and soil infiltration characteristics under different aged refuse dumps at the Heidaigou opencast coal mine // Global Ecol. Conserv. 2015. V. 4. N. 07. P. 255–263.

- Kent M. Vegetation description and data analysis: a practical approach. Chichester: Wiley-Blackwell, 2011. 428 p.
- Krause W. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bd. 18. Charales (Charophyceae). Jena, Stuttgart, Lubeck, Ulm, 1997. 202 s.
- McCullough C. D., Van Etten J. B. Ecological restoration of Novel lake districts: new approaches for new landscapes // Mine Water Environ. 2011. V. 30 (4). P. 312–319.
- Pietrzykowski M. Soil quality index as a tool for Scots pine (*Pinus sylvestris*) monoculture conversion planning on afforested, reclaimed mine land // J. For. Res. 2013. V. 25 (1). P. 63–74.
- Prach K., Lencova K., Rehounkova K., Dvorakova H., Jirova A., Konvalinkova P., Mudrak O., Novak J., Trnkova R. Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across series // Environ. Sci. Pollut. Res. 2013. V. 20 (11). P. 7680–7685.
- Romanov R. E. *Chara inconnexa* Allen (Streptophyta: Charales) and taxonomic ambiguities associated with subgymnophyllous species close to *C. contraria* A. Braun ex Kütz. s. str. // Cryptogamie, Algologie. 2015. V. 36 (4). P. 1–18.
- Scott P. E., DeVault T. L., Bajema R. A., Lima S. L. Grassland vegetation and bird abundances on reclaimed midwestern coal mines // Wildlife Soc. Bull. 2002. V. 30 (4). P. 1006–1014.
- Tiner R. W. The Concept of a hydrophyte for wetland identification: individual plants adapt to wet environments // Bioscience. 1991. V. 41 (4). P. 236–247.

ORGANIZATION OF VEGETATION COVER OF AQUATIC ECOSYSTEMS AT BORODINSKIY OPENCAST COAL MINE DUMPS (KANSK FOREST-STEPPE, EASTERN SIBERIA)

D. Yu. Efimov

*V. N. Sukachev Institute of Forest, Russian Academy of Science, Siberian Branch
Akademgorodok, 50/28, Krasnoyarsk, 660036 Russian Federation*

E-mail: dnsfmv@ksc.krasn.ru

The paper presents the results of study of the floristic composition and importance of species of aquatic ecosystems on different types of technogenic surfaces of the Borodino coal mine and assessment of the impact of local factors on the structure and the dynamics of vegetation. The list of plant taxa containing 91 species of higher plants and 3 charophytes. The largest amount of macrophytes species are *Elodea canadensis* Michx., *Eleocharis palustris* (L.) Roem. & Schult., *Hydrocharis morsus-ranae* L., *Potamogeton alpinus* Balb., *P. perfoliatus* L., *Sparganium emersum* Rehm., *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid., *Typha latifolia* L., *Warnstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske, *Chara contraria* A. Braun ex Kütz., the basis (up to 67.6–70.9 %) of vegetation mosaic of aquatic systems and differentiate its structure post-technogenic landscape. Sorensen index ($QS = 0.63–0.71$) and Spearman rank correlation coefficient ($r_s = 0.29–0.62$, $p < 0.01$) values showed the greatest similarity between the species composition of the aquatic complexes arising on mineral surfaces planned dumps. The low level of similarity ($QS = 0.13–0.45$; $r_s = 0.25–0.34$, $p < 0.05$) in species composition is typical for ponds and wetlands formed around the perimeter of the heaps along the erosion of slopes. Non-parametric analysis of variance showed a statistically significant ($p < 0.001$) differentiation of the species composition of the variables values of the analyzed environmental factors: the direction of reclamation, type and age of geomorphic surfaces dumps. Aquatic complexes significantly complement and enrich the mosaic of man-made landscape of the Borodino coal mine, the potential of their diversity should be taken into account when developing plans and strategies for reclamation of disturbed areas.

Keywords: *flora, vegetation, aquatic ecosystem, coal mine heap, technogenic landscapes.*

How to cite: Efimov D. Yu. Organization of vegetation cover of aquatic ecosystems at Borodinskiy opencast coal mine dumps (Kansk forest-steppe, Eastern Siberia) // *Sibirskij Lesnoj Zhurnal* (Siberian Journal of Forest Science). 2016. N. 2: 32–42 (in Russian with English abstract).