

УДК 551.4.042

ЭРОЗИОННО-РУСЛОВЫЕ СИСТЕМЫ В УСЛОВИЯХ ГОРНОДОБЫВАЮЩЕЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

С.Р. Чалов

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова
Географический факультет

srchalov@geogr.msu.ru

Поступила в редакцию 10.08.2024

После доработки 11.10.2024

Принята к публикации 10.11.2024

Аннотация. В статье обобщены данные о влиянии добычи россыпной платины в бассейне р. Вывенки (Камчатский край), основанные на многолетних исследованиях с 2003 по 2022 г. и дополненные мониторинговыми наблюдениями в районах добычи россыпного золота в бассейне р. Лангери (о. Сахалин) в 2015–2016 гг., р. Туул (Монголия) в 2011–2015 гг., месторождений апатит-нефелиновых пород р. Юкспоррйок (Хибинский горный массив) в 2017–2018 гг. и меди в бассейне р. Наутанен (Швеция) в 2017–2018 гг., на эрозионно-русловые системы указанных территорий. Рассмотрены особенности изменения эрозионно-аккумулятивных процессов после отработки месторождений при осуществлении рекультивации и без нее. Приводятся примеры изменения составляющих баланса наносов, сделан вывод о важнейшей роли сбросов технологических вод и русловой эрозии в трансформации стока наносов и его химического состава в бассейнах, где ведется горнодобывающая деятельность. Обсуждаются особенности воздействия добычи на эрозионно-русловые системы на разных этапах ведения разработок и после их прекращения.

Ключевые слова: россыпные месторождения, сток наносов, русловая эрозия, нарушенность водосбора

ВВЕДЕНИЕ

Перемещение наносов есть проявление эрозионно-аккумулятивных процессов, взаимодействия водных потоков и подстилающей поверхности (Алексеевский, 1998). Оно определяет нисходящий литодинамический поток, который образует особую пространственную структуру в пределах речных бассейнов — каскадные эрозионно-русловые системы (ЭРС) (Чалов, 1999). Нижние — речные звенья ЭРС осуществляют по русловой сети транспорт наносов, поступающих со склонов, из овражно-балочной сети и образующихся в результате русловых деформаций.

Развитие ЭРС, нарушенных горнодобывающей деятельностью, определяется сложной совокупностью факторов. Преобразование речных русел и пойм сопровождается изменениями режима и направленности эрозионно-аккумулятивных процессов (Махинов, 2006; Махинов, Махинова, 2006; Graf, 1979). Вместе

с перемещением наносов техническими средствами это приводит к формированию техногенного потока взвешенных и влекомых наносов ($W_R + W_G$)_{горн}, который меньше среднегодового стока наносов $W_R + W_G$ в замыкающих створах нарушенных водосборов:

$$W_R + W_G = (W_R + W_G)_{\text{горн}} + (W_R + W_G)_{\text{пр}}, \quad (1)$$

где $W_{\text{пр}}$ — годовой сток наносов с ненарушенной горными разработками территории бассейна.

Отвод руслового стока от участков размещения карьеров (создание руслоотводов) или канализирование русел интенсифицируют размывы дна и берегов (Martín-Vide, Ferrer-Boix, Ollero, 2010). Сведение растительности и создание отвалов горных пород определяют усиление поверхностного смыва (Алексеевский, Сидорчук, 1992; Krishnaswamy et al., 2006). При этом продукты

смыва попадают либо непосредственно в речную сеть, либо — в технологические водоемы. В последнем случае поступление твердого материала в реки связано со сбросом сточных вод, с просачиванием или аварийными сбросами (U.S. Committee, 1994; Macklin et al., 2006). Выделяют несколько основных источников поступления наносов рек, нарушенных горнодобывающей деятельностью: поверхностный смыв (склоновая эрозия) $W_{\text{скл}}$, русловая эрозия в искусственных руслах (руслоотводах) $W_{\text{русл иск}}$ и сбросы технологических вод из илоотстойников $W_{\text{техн}}$. Суммарный вклад всех поступлений из всех источников приводит к результирующему годовому стоку наносов:

$$(W_R + W_G)_{\text{горн}} = W_{\text{русл иск}} + W_{\text{скл}} + W_{\text{техн}}. \quad (2)$$

Целью данной статьи является обобщение данных по рекам, нарушенным горнодобывающей деятельностью, для оценки вклада различных техногенных источников в трансформацию эрозионно-русловых систем. Рассматриваются типовые изменения условий развития эрозионно-аккумулятивных процессов, источников поступления наносов в реки, а также их механического и химического состава.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В основе статьи лежат материалы исследований автора на реках, расположенных ниже разработок россыпей — золота на месторождении «Заамар» (р. Туул, бассейн р. Селенги) (Jarsjö et al., 2017; Pietroni et al., 2015; Thorslund et al., 2012) и платины в Сейнав-Гальмознанском горном узле (бассейн р. Вывенки, Камчатка) (Опасные русловые процессы, 2014; Чалов, Леман, 2014; Chalov, 2014; Chalov et al., 2023), золота на р. Лангери (о. Сахалин), месторождений апатит-нефелиновых пород р. Юкспоррйок (Хибинский горный массив) и меди в бассейне р. Наутанен (Швеция) (Fischer et al., 2020). Основной объем данных, использованных в статье, собран в ходе полевых работ, проводившихся в период с 2003 по 2021 г. Помимо натурных исследований, для территорий добычи полезных ископаемых и водосборов нарушенных рек применялись различные аналитические и численные методы. Они включали в себя лабораторные исследования состава речных вод, взвешенных и влекомых наносов, анализ съомок с космических и низколетательных аппаратов, адаптацию эрозионных и гидродинамических моделей.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Условия развития

эрозионно-аккумулятивных процессов

Ведение разработок открытым способом приводит к существенной трансформации эрозионно-русловых систем, меняя весь процесс перемещения вещества в пределах водосборов. Его основной чертой является преобразование рельефа и сведение растительности. Переформирования рельефа проявляются в появлении новых участков вскрыши, формировании карьеров, отвалов и руслоотводов, что сопровождается трансформацией водного стока (использование вод для промывки песков, перенаправление стока водотоков в руслоотводы с их размывом, водоотлив (сброс) карьерных (дренажных) и технологических сточных вод с загрязнением и истощением (сокращением водности) близлежащих водотоков), в конечном счете меняя условия смыва и доставки наносов до русловой сети. В связи с необходимостью использования для промывки песков большого количества воды особенностью технологического цикла отработки россыпи является создание технологических водоемов — искусственных карьеров для накопления чистой воды и отстойников различной конфигурации, в которых оседает мутная вода, поступающая с промывочных приборов (промприборов).

Применение вскрышной методики, которая сопровождается снятием верхнего слоя аллювиального грунта (вскрыши или «торфов») на металлоносном участке долины и последующей промывкой металоносной породы («песков») с формированием отвалов, значительно меняет ландшафт территории. При этом для конкретных речных долин, где локализованы участки россыпных месторождений, темпы преобразования ЭРС меняются по мере ведения разработки. Типичным является быстрое распространение нарушенных земель в первые годы разработок и значительное замедление прироста в последующие. Частично это может быть связано с переходом на техногенные россыпи (повторную промывку отвалов). Подобная картина наблюдалась в пределах Сейнав-Гальмознанского горного узла (бассейна р. Вывенки, Корякия), где в преобразовании водосбора можно выделить два этапа: первый — с момента начала ведения добычи россыпной платины (1994 г.) и до 2007 г., когда наблюдался максимальный ежегодный прирост нарушенной территории (от 0,6 до 1,6 км²/год); второй — в последующие годы (рис. 1), когда вскрышные работы упали практически до нуля, но при этом постоянно проводится перепланировка отвалов, причем небольшой при-

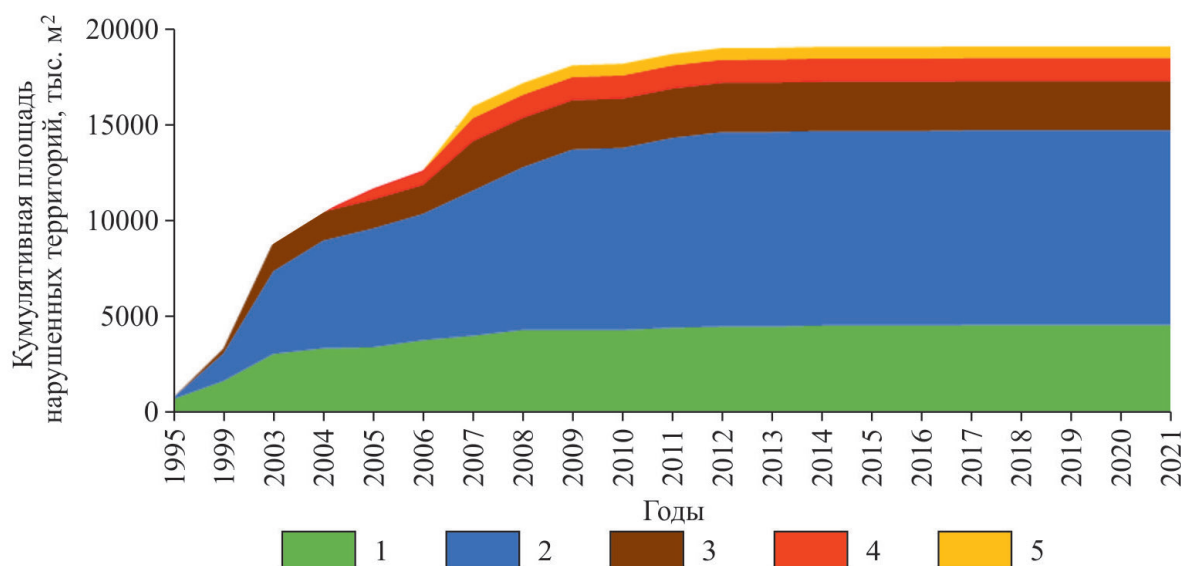


Рис. 1. Кумулятивная площадь нарушенных территорий добычи россыпной платины в бассейне р. Вывенки (Камчатский край) (в тыс. м²) с 1995 по 2021 г. Реки и ручьи бассейна: 1 — Ледяной, 2 — Левтыринываям, 3 — Пенистый, 4 — Ветвистый, 5 — Южный

Fig. 1. Disturbed lands by mining activities (cumulative) in the Vyvenka river catchment. Numbers — rivers and creeks. 1 — Ledyanoy; 2 — Levtyrinyvayam; 3 — Penisty; 4 — Vetvisty; 5 — Yuzny

рост затронутых территорий происходит за счет периферийных зон и небольших долин боковых притоков основных ручьев.

В условиях техногенного рельефа меняется структура русловой сети. Ее основной чертой является сегментация водосбора и создание локальных водоразделов, что приводит к тому, что поступление продуктов поверхностного смыва непосредственно в речную сеть осуществляется только с незначительной территории нарушенных земель, в то время как часть водосборных территорий оказывается отрезанной от речной сети из-за создания искусственных областей внутреннего стока (карьеры, технологические пруды, илоотстойники). Продукты смыва с основной части техногенных полигонов попадают в технологические водоемы, откуда либо выносятся со сточными водами, либо поступают в водотоки при просачивании или при аварийных сбросах.

Восстановление естественных условий развития эрозионно-аккумулятивных процессов связано либо с проведением рекультивации, либо с естественным восстановлением нарушенных участков. Рекультивация проводится с целью возвращения русел в центральные части долин за пределы коренных ригелей днищ и бортов долин, с максимальным приближением к естественному (до начала работ) базису эрозии, ликвидацией воронок депрессии, засыпкой карьеров и полигонов, разравниванием

отвалов и терриконов, максимально возможным в целом выполаживанием рельефа, в том числе крутых отвалов грунта, и приданием русловой сети черт естественного меандрирования. Выполнение подобных рекультивационных мероприятий — стандартная общемировая практика. Ручей Шерлок в США — район нелегальной добычи золота с середины XX в. (рис. 2). Рекультивация выполнена Лесной службой США в 2000-е гг. и включила в себя выполаживание рельефа речной долины, в том числе засыпку карьеров; восстановление морфологии русла — естественных черт руслового рельефа (меандров русла на протяжении около 2 км) и микрообитаний сообществ лососевых (пороги, заводи в древесных заламах и др.).

Часто после прекращения горнодобывающей деятельности и вывоза оборудования нарушенные долины остаются в преобразованном состоянии, без рекультивации. Подобные антропогенные эрозионно-русловые системы характеризуются разными масштабами — от полностью уничтоженных участков природных ландшафтов (карьеры, выемки грунта, отвалы и т. п.) до малых воздействий, связанных, например, с сетью автодорог. Интенсивность восстановления природной среды на участках, подверженных деятельности горно-рудного предприятия, различна в зависимости от характера и продолжительности воздействия на



Рис. 2. Выположенная долина р. Шерлок (США) на участке россыпной добычи золота после рекультивации. На снимке видны стволы деревьев на пойме — искусственно распространенные для снижения возможной эрозии и как источники поступления органического вещества в пойменную экосистему (фото автора, 12.10.2018)

Fig. 2. Sherlock river valley (USA) flattened after post-mining restoration. In the river channel separate trees were put to mitigate erosion and to deliver carbon into ecosystem (photo by author, 12.10.2018)

нее, избирательности действия технологических процессов, устойчивости природных комплексов к внешнему воздействию и ряда других факторов. В долинах рек Дальнего Востока первичные признаки естественного самозарастания есть практически на всех отвалах возрастом старше 5 лет. Самыми медленными темпами происходит восстановление растительного и почвенного покровов на хвостохранилищах, сложенных однородным отсортированным материалом и не перекрытых плодородным слоем. После прохождения различных стадий обработки эти отложения долгое время остаются почти стерильными. А.М. и А.Ф. Махиновы (2006) приводят пример хвостохранилища гравитационной фабрики в долине ручья Дугуян в Хабаровском крае, на поверхности которого за первые шесть лет после прекращения использования и в дамбах не появилось ни одного растения.

В подобных условиях даже через многие годы после прекращения горнодобывающей деятельности степень преобразованности водосбора может сохраняться очень существенной. Долины рек через десятки лет представляют собой лишенную развитой растительности наклонную поверхность, расчлененную двумя или тремя системами водотоков (руслоотводными каналами по бортам и основным руслом в центре полигона). В пределах нарушенной территории формируется

сеть водоемов, образованных в заброшенных карьерах, и соединяющих их водотоков разного размера. Основным морфологическим элементом дна долины являются заброшенные разровненные отвалы грунта, в фронтальной части подвергающиеся интенсивной эрозии водотоками на дне долины. Так, в пределах Сейнава-Гальмоэнанского горного узла общая площадь нарушенных территорий на 2021 г. составляет 19.2 км² (в т. ч. ГДУ «Левтыринываям» — 10.2 км², ГДУ «Ледяной» — 4.6 км², ГДУ «Пенистый» — 2.6 км², ГДУ «Ветвистый» — 1.2 км², ГДУ «Южный» — 0.6 км²), или 0.15% площади водосбора р. Вывенки (Shkolnyi et al., 2024).

В пределах нарушенных земель можно выделить разные классы поверхностей (табл. 1): поверхности отвалов, аллювиальные поверхности (местные конусы выноса, в основном в днищах руслоотводов и карьеров), водоемы. Среди последних отдельно могут быть выделены системы каскадных отстойников и прочие технологические водоемы. Для отвалов выделяются участки, занятые хозяйственными постройками, незаросшие поверхности и поверхности с проявлениями процесса естественного самозарастания — начавшие зарастание (т. е. покрытые травянистой растительностью или редким кустарником) и заросшие (т. е. покрытые густым кустарником или лесом).

Таблица 1. Доля различных типов техногенной поверхности в процентах от площади участков добычи россыпной платины в бассейне р. Вывенки (Камчатский край)

Table 1. Various types of disturbed lands in Vyvenka river catchment (% from total catchment area)

Доля, % ГДУ	Аллювиальные поверхности	Отвалы					Водоемы	
		всего, в т. ч.:	незаросшие	начавшие зарастание	заросшие	под постройками	каскады отстойников	прочие технические
Левтыриновская	10.7	81.5	60.3	10.7	9.8	0.5	0.2	7.6
Ледяной	9.0	79.7	75.4	3.0	1.2	4.3	0.6	6.4
Южный	-	91.8	63.8	11.5	16.5	-	-	8.2
Пенистый	7.1	82.4	64.5	14.7	3.2	-	1.4	9.0
Ветвистый	20.3	78.7	46.4	14.2	18.2	-	0.4	0.6

Развитие русловой эрозии

Величина $W_{\text{русл иск.}}$ формируется в условиях специфических антропогенно-преобразованных типов русла, образующихся в результате канализирования рек, изменения их длины, формы поперечного сечения или высоты базиса эрозии. Активизация вертикальных деформаций при спрямлении русел часто приводит к созданию ступенчатого продольного профиля (Чалов С.Р., 2005). Уничтожение прибрежной растительности и стеснение русел рек при создании дорог и отвалов пород вдоль участков добычи полезных ископаемых также усиливают формирование $W_{\text{русл иск.}}$. Высокие темпы вертикальных деформаций характерны также для участков рек, перекрытых отвалами горных пород. Формирование здесь значительных по площади аллювиальных конусов выноса приводило к развитию новых русел в обход территорий разработок. В бассейне р. Беар (Калифорния, США) описаны подобные участки врезания в породы глубиной до 25 м (Mossa, James, 2013). Интенсивное врезание таких антропогенно-преобразованных русел часто превышает объемы добытого и перемещаемого техническими средствами грунта $W_{\text{техн.}}$, достигая, по оценкам для р. Галего (Испания), 2 млн м³ при объеме добычи около 1 млн м³ (Martín-Vide et al., 2010) за период с 1940 по 2007 г. На р. Левтыриновская (Сейна-Гальмозанский горный узел, бассейн р. Вывенки) максимальная активизация вертикальных деформаций произошла с 2002 по 2005 г., когда была спрямлена значительная часть

реки и наблюдалось активное врезание русла в верхнем течении руслоотвода и аккумуляция поступающего материала в нижнее течение реки. Создание в 2011 г. нового русла в среднем течении на территории добычи за счет его перемещения вверх по борту долины с увеличением абсолютных высотных отметок на 5–10 м и закрепление его валами привели к интенсификации регрессивной эрозии на этом участке, в результате чего сформировался каньон с высотой стенки до 5 м.

После прекращения горных работ при отсутствии рассмотренных выше специальных мероприятий по механической рекультивации бортов руслоотводов, являющихся бортами долины, крайне медленно закрепляются растительностью. В то же время подошвы внутренних бортов руслоотводов подвержены перманентным размывам и почти целиком не закреплены растительностью. Подобные ситуации наблюдались почти на всех исследованных участках добычи россыпного золота и платины. Интенсификация размывов берегов особенно активно проявляется в местах подхода русел к насыпным валам (отвалам грунта). Если в естественных условиях для малых рек и ручьев Корякского нагорья, района Сейна-Гальмозанского горного узла, было характерно стабильное положение русел (Опасные русловые процессы ..., 2014), то даже спустя 10 лет после прекращения активной добычи (в 2022 г.) существовало не менее 10 участков разрушения стенок руслоотводов с высокими (в 3–4 раза выше фоновых) темпами

разрушения берегов. Эти участки размыва полностью определяют итоговую величину $W_{\text{русл. иск.}}$ (2).

Противоположные тенденции трансформации режима ЭРС наблюдаются на реках с высокой естественной плановой неустойчивостью. В естественных условиях р. Туул в районе разработки золота Заамар в Монголии имеет меандрирующее русло, отличающееся сравнительно невысокими темпами размыва берегов (0.2–0.5 м/год). Участки размыва приурочены к вершинам излучин, общая протяженность которых не превышает 10–15% от общей длины береговой линии. Незатронутые разработки участки поймы активно используются в качестве пастбищ, хорошо развита дорожно-транспортная сеть, что значительно увеличивает предрасположенность берегов к размыву. Трансформация в пределах разработок свободно меандрирующего русла в антропогенно-преобразованное, характеризующееся меньшей степенью извилистости, привела к снижению интенсивности размыва берегов. Суммарная длина размываемых берегов сократилась до 5% от общей длины русла (в пределах нарушенных горными работами участков долин), скорость размыва для данных участков составила 0.28 м/год, что привело к поступлению около 1600 т/год материала в реку. Основными факторами уменьшения длины зоны размыва являются выполаживание берегов и закрепление их растительностью из-за отсутствия здесь выпаса скота.

Как правило, русловые источники определяют поступление наносов (Masklin et al., 2006), значительная часть которых откладывается ниже зон размыва. Ниже разработок наблюдается усиление аккумуляции наносов. Эрозионные процессы в пределах бассейна р. Юбы с активной разработкой россыпных месторождений (Калифорния, США) еще в конце XIX в. (Gilbert, 1917; James, 2005) существенно изменили гидрологический и русловый режим нижнего течения р. Сакраменто, что привело к обмелению реки и утрате ею судоходного значения, а также к значительным наводнениям. Подъем дна русел рек и, как следствие, уровней воды в нижнем течении сопровождался увеличением затопления пойменных массивов. В долине р. Лангери балансовые измерения стока наносов выявили аккумуляцию значительной части поступающего материала в период прохождения половодья в пределах русловой и пойменной части в 2015 г. (около 1000 т/сут). Основная часть материала откладывается непосредственно ниже разработок на затопливаемых массивах поймы или в нижнем течении в понижениях руслового рельефа; здесь формируется наилок мощностью несколько милли-

метров. При равномерном выпадении этих частиц на дне средний слой аккумуляции при длине русла до устья 60 км и средней ширине 20 м (плотность грунта — 2000 кг/м³) составляет 0.27 мм/сут. При продолжительности периодов прохождения максимальных вод 30 дней среднегодовой объем заиления при указанной интенсивности антропогенного воздействия оценивается в 6–8 мм/год. Одновременно в меженных условиях при поступлении в большом объеме сточных вод на расстоянии менее 2 км от разработок происходит массовая аккумуляция до 3 мм/сут. В целом эти данные согласуются с многолетними темпами аккумуляции материала в нижнем течении. Устойчивая аккумуляция в пойменных массивах (в прирусловой зоне), по данным радиоцезиевого анализа нижнего течения, выявленная с 1950–1960 гг., оценивается в 2.3 ± 0.6 мм/год. Это свидетельствует о трансформации всего руслового комплекса нижнего течения (аккумуляция в русловой зоне, расширение русла, формирование аллювиальных форм).

Поверхностный смыв

Увеличение поверхностного смыва (склоновой и овражной эрозии) с территорий, охваченных горными работами открытым способом, приводит к повышенным модулям стока наносов (Bartley et al., 2004) и значительному содержанию в составе взвешенных наносов глинистых и илистых фракций. Нарушенными в результате только добычи полезных ископаемых в начале 1990-х гг. оказались около $0.5 \cdot 10^6$ га земель (Young, Griffith, 2009). До 90% всех нарушенных горными работами земель связаны с открытыми разработками россыпей (Mossa, James, 2013), которые в наибольшей степени распространены на малых и средних реках горных и предгорных районов. По данным Агентства по охране природы США, 40% верховий рек Северной Америки в бассейне Тихого океана изменены горнодобывающей деятельностью. До 1% земель преобразованы в бассейне р. Амур (Золотые реки..., 2012), около 2% — в пределах Монголии (Чалов С.Р. и др., 2015), а в пределах пойменно-русловых комплексов на реках Дальневосточного федерального округа разработкой россыпных месторождений оказалось затронуто 0.42% всей гидрографической сети (Школьный и др., 2017). Приводимые для нарушенных горными работами ландшафтов величины, как правило, меньше данных об ускоренной антропогенной эрозии сельскохозяйственных земель (до 40 000 т/год·км²) (Алексеевский, Сидорчук, 1992). Обобщение дан-

ных мониторинга стока наносов ниже участков добычи россыпной платины Сейнав-Гальмознанского горного узла позволило получить региональную эмпирическую формулу (Чалов С.Р., Леман, 2014), связывающую годовой объем стока наносов $W_{\text{скл}}$, формирующегося за счет склоновой эрозии, и площадь нарушенных земель $F_{\text{нар}}$:

$$W_{\text{скл}} = 68.9 \ln(F_{\text{нар}}) + 41.6. \quad (3)$$

На р. Лангери (о. Сахалин) в связи с увеличением площади нарушенных земель в районе разработки россыпного золота в последние десятилетия наблюдалось более чем 2-кратное увеличение поверхностного смыва. Модули смыва возросли (согласно модельным расчетам) с 43.017 т/год в 2005 г. до 108.270 т/год в 2015 г. В 1987 г. в течение летнего сезона вынос материала в океан с бассейна Лангери составлял около 3200 т/сезон, к 2005 г. эта величина увеличилась до 4284 т/сезон. При этом с 2010 г. режим развития эрозионных процессов стабилизировался и определяется не площадью нарушенных земель, а особенностями выпадения дождевых осадков. Так, расчетные значения стока наносов составили в 2010 г. 10 500 т за летний период, в 2015 г. — 8657 т. При этом в случае выпадения экстремальных осадков обеспеченностью 0.1 и 1% возможно более чем двухкратное увеличение стока наносов до 18 000 т/год (рис. 3). В целом можно отметить, что за счет перехвата продуктов поверхностного смыва $W_{\text{скл}}$ технологическими водоемами, которые в итоге переносятся в составе сточных вод, фактор склоновой эрозии играет слабую роль в годовом стоке наносов.

Сбросы технологических вод из илоотстойников

Сбросы технологических вод $W_{\text{сбр}}$ связаны со спуском воды для снижения уровня илоотстойников, размывом стенок прудов и поступлением загрязненных отработанных вод из технологических водоемов без предварительного отстаивания или с недостаточной степенью их очистки. Только в пределах разработок, расположенных на реках США, согласно доступной базе данных (Rico et al., 2008a,b) было зафиксировано более 180 случаев аварийных сбросов вод с высокой концентрацией взвеси. Данные по другим рекам свидетельствуют о масштабах поступления в результате аварийных сбросов твердого материала в реки: 25 апреля 1998 г. в речную систему р. Гвадиамар (Испания) поступило $7000 \cdot 10^3 \text{ м}^3$ пульпы, в конце августа 1996 г. в водотоки бассейна р. Рио Пилькомайо (Боливия) — $225 \cdot 10^3 \text{ м}^3$. В Испании 75% сточных

вод, поступавших с месторождений каолина в реки бассейна р. Таджуело (Zapico et al., 2018) в течение 2014–2018 гг., были связаны с периодами выпадения осадков, охватывающими от 3 до 15% продолжительности года. В эти периоды переполнение илоотстойников приводило к поступлению вод с мутностью от 1500 до 5000 мг/л и максимальной мутностью 25 000 мг/л.

Обобщение данных мониторинга 2003–2013 гг. на разработках россыпной платины Сейнав-Гальмознанского горного узла показало, что за 1 год в речную систему поступало около 1150 т твердого материала в результате аварийных сбросов. При этом постоянный сброс сточных вод наблюдался и без аварийных попусков. В 2021–2022 гг. за счет размыва берегов в руслоотводах территории добычи россыпной платины в среднем в русло могло поступать от 3000 до 5000 т/год материала, а за счет переполнения илоотстойников и сбросов вод из них только с одного из участков добычи (р. Лев-тыриновская) в русловую сеть ежегодно выносилось от 63 000 до 126 000 т/год материала.

Аналогичные данные получены при расчленении седиграфа, основанного на записи хода мутности воды в р. Лангери ниже разработок россыпного золота летом 2015 г. Значительную роль при этом в выносе материала играл прямой сброс сточных вод (около 500 т), который не был приурочен к какому-либо гидроклиматическому событию (подъему уровня воды или осадкам). За летний период общий объем выноса составил 6495 т, из них на талые воды (01.06–16.06) приходится 2317 т, на дождевые паводки и сточные воды — 1900 т. Ключевая роль техногенно-измененного ландшафта в формировании выноса подтверждается сходством состава аккумулятивных форм на пойме и в русле, образуемых в период прохождения паводковых вод, с линзами отложений, связанных с размывом илоотстойников. В период пониженной водности сток взвешенных наносов, поступающий в Лангери из системы действующих илоотстойников (3.55 т/сут), составляет 44.9%.

Изменение состава наносов

Изменения в стоке наносов за счет формирования величины $(W_R + W_G)_{\text{горн}}$ приводят к существенным изменениям и в их составе. Он определяется поступлением более мелких наносов с эродируемых отвалов горных пород $W_{\text{скл}}$ и с технологическими водами $W_{\text{техн}}$, которые в результате гидравлической промывки или взрывных работ содержат большие объемы тонкодисперсной взвеси. Средняя крупность наносов d_{50} , поступающих с техноло-

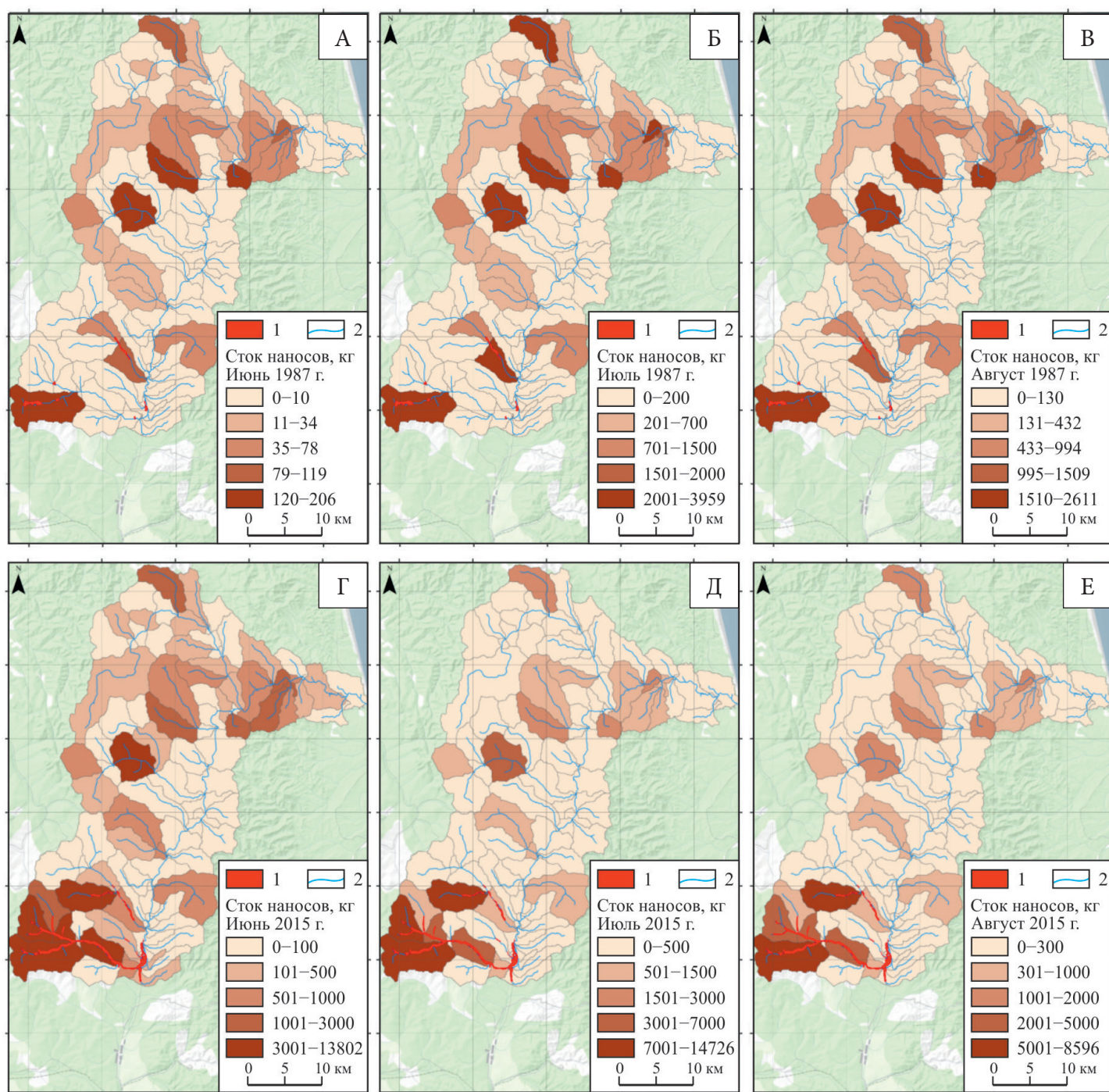


Рис. 3. Суммарный вынос наносов (т/сезон) с частных водосборов бассейна р. Лангери за 01.06–31.08.1987 (А, Б, В) и 01.06–31.08.2015 (Г, Д, Е). 1 – территории разработок; 2 – гидрографическая сеть

Fig. 3. Sediment yield (t/year) in the Langeri river system (Sakhalin island) for different time intervals: 01.06–31.08.1987 (А, Б, В) and 01.06–31.08.2015 (Г, Д, Е). 1 – mining territories; 2 – hydrographic system

гическими водами и в илоотстойниках рек района добычи россыпной платины в бассейне р. Вывенки, добычи россыпного золота в бассейне р. Лангери (Сахалин) и в технологических водоемах месторождений апатит-нефелиновых пород р. Юкспор-рюк, не превышала 10 мкм, т. е. в несколько раз была ниже региональных характеристик. Изменения крупности существенно зависят от объемов $W_{\text{техн}}$. В бассейне р. Лангери на Сахалине, где около 34 км² водосбора нарушено разработками россыпного золота, по результатам мониторинговых обследований в половодье (июнь) и межень (август) 2015 г. были выделены две отличных системы состава наносов с почти двукратным разбросом медианных значений крупности. В половодье в пределах водотоков, испытывающих техногенное воздействие ($n = 6$), преобладают фракции мельче 20 мкм (до 60–70%); крупность взвеси ниже на 15–20% по сравнению с ненарушенными частями бассейна ($n = 9$). В межень в пределах нарушенных ($n = 6$) и ненарушенных ($n = 24$) участков рек возрастает доля песчаных фракций крупнее 100 мкм (в отдельных случаях до 80% от общего веса пробы).

Трансформация условий формирования состава наносов в районах разработок россыпей, кроме увеличения мутности воды и снижения крупности частиц, дополняется изменениями pH речных вод, обусловленными окислением приуроченных к сульфидным минералам (пирит) пород (Getaneh, Alemayehu, 2006). Изменение pH в речных водах определяет увеличение доли нерастворенных форм катионогенных и снижение анионогенных металлов, что подтверждалось измерениями и термодинамическим моделированием в районе участка добычи россыпного золота на р. Туул (Thorslund et al., 2017). В результате этих процессов в реках разработок происходит рост доли нерастворенных форм транспорта тяжелых металлов. Зафиксированы увеличения потоков Cu по длине участков нарушенных рек на 1360%, Fe — на 240% и Cr — на 125%. В 2011 г. потоки растворенного V р. Туул ниже Заамара увеличились в 2 раза, Cu — в 3.6, U — в 3.7; взвешенного Co — в 2.6 раза (Jarsjö et al., 2017; Pietroni et al., 2017). В межень 2012 г. выявлен существенный рост потоков тяжелых металлов во взвешенной форме на р. Туул в районе Заамара: от 3 раз для V и W, до 36–60 раз для V, Fe, Cr, Ni, Mn, As, а также растворенных Mo (2.5 раза), Mn (2.8), U (4.8), V (5), W (6.3), As (11.5) (рис. 4).

Степень трансформации химического состава наносов за счет влияния горнодобывающей деятельности зависит от размера ЭРС и степени

его фоновой нарушенности (выше территории разработок). В бассейне р. Туул, где россыпное месторождение золота расположено на реке среднего размера ($F = 49\,840\text{ км}^2$), сток которой уже существенно изменен вышерасположенной хозяйственной деятельностью, состав наносов между нарушенными и фоновыми участками меняется довольно слабо. Коэффициент обогащения EF , рассчитанный путем нормирования содержания элементов x в составе взвешенных наносов C_x на содержание опорного элемента, нейтрального к биохимическим процессам (скандий Sc) во взвешенных наносах C_{Sc} на участке воздействия от разработок полезных ископаемых, отнесенный к нормированным фоновым значениям содержания элемента x во взвешенных наносах C_{xg} относительно фоновых значений концентраций опорного элемента C_{Scg} :

$$EF = \frac{C_x/C_{Sc}}{C_{xg}/C_{Scg}}, \quad (4)$$

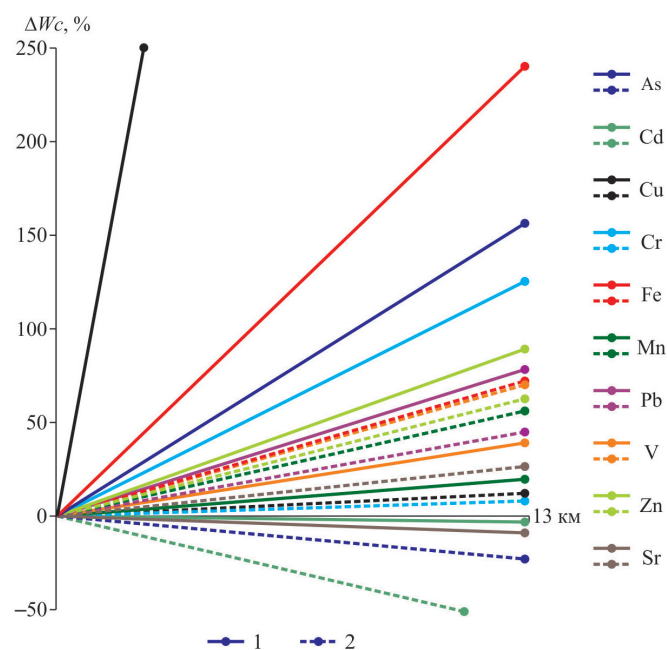


Рис. 4. Относительные продольные изменения потоков ΔW (%) некоторых элементов по длине 13-километрового участка р. Туул возле территории добычи россыпного золота «Заамар»: июнь 2012 г. — сплошная линия; сентябрь 2013 г. — пунктирная линия

Fig. 4. Relative longitudinal changes of particulate chemicals concentration along mined Tuul river near gold mining Zaamar site: June 2012 — solid line, September 2013 — dotted line

в среднем составляет 1.6 и варьирует от 0.3 (U) до 3.1 (As). Повышенное ($EF > 1.5$) содержание отмечается для Mn, As, Ag, Cd, Pb, Bi, Th, U, Cs (рис. 5). В ЭРС малой реки Юкспорройк ($F = 36.2 \text{ км}^2$), где более 15% водосбора преобразовано горными работами, и река проходит через систему технологических водоемов, при переходе от фоновых к нарушенным участкам EF увеличивается в 326 раз, изменяясь для разных микроэлементов от 3 (Ag) до 1095 (Mn). Столь высокая степень преобразования связана с низкими фоновыми значениями DS и низкими фоновыми концентрациями Be, V, Cr, Mn, Co, Cu, Zn, Al ($EF \leq 0.05$). В результате поступление со сбросами сточных вод, а также вынос с подземными водами и последующее минеральное комплексообразование приводят к значительно большей трансформации микроэлементного состава наносов.

Активизация эрозионных процессов является важным фактором роста биогенных элементов. На р. Лангери (о. Сахалин) ниже месторождений золота фиксировался рост концентраций форм фосфора по длине руслоотводов за счет боковой эрозии и размыва донных отложений. Резко увеличивается концентрация минерального фосфора $C_{P \text{ мин}}$ от 24 мкг/л до 66 мкг/л, валового $C_{P \text{ вал}}$ — с 38 мкг/л до 73 мкг/л. При этом большая часть фосфора ассоциирована со взвесью (концентрация во взвеси — 44 мкг/л). Это в целом проявляется в общей зависимости концентрации фосфора от мутности, фиксируемой для районов разработок россыпей.

Аккумуляция наносов в пределах долин рек ниже участков добычи полезных ископаемых влияет на накопление химических элементов в донных отложениях и на поверхности пойм (Turner et al., 2008). Исследования на реках Северной Каролины ниже территорий исторической добычи золота показали (Lecce, Pavlowsky, 2014), что характеристики речного потока коррелируют с объемами накопления элементов в поперечном сечении рек. Так, получены зависимости накоплений Cu и Hg от удельной мощности потока M (на ширину русла B) при руслонаполняющем расходе воды $q_{рн}$ и уклоне русла S : $M/B = q_{рн} S \rho_0 g$ ($n = 9$):

$$C_{Cu} = 590M^{-0.37}(R^2 = 0.21) \quad (5)$$

$$C_{Hg} = 63.9M^{-0.7}(R^2 = 0.74) \quad (6)$$

При увеличении ширины долины и снижении M/B происходит усиление аккумуляции металлов. Снижение достоверности зависимости распределения Cu в донных отложениях авторы объясняют разновременными системами поступления металлов в реки, связанными с циклами ведения

добычи — золота с 1842 по 1860 г., и добычей меди в XX в. (Lecce, Pavlowsky, 2014). Распределение зон аккумуляции донных отложений неравномерно в пределах речного бассейна. В цитируемом исследовании приводятся данные, что до 75% всех объемов накопления металлов приурочено к пойменным массивам верхних участков ЭРС, прилегающим к зонам разработки россыпей.

Высокая эрозионная неустойчивость территорий отработанных месторождений сохраняет проблему загрязнения наносов и снижения качества воды и после прекращения добычи, характеризуя так называемое вторичное загрязнение. В бассейне р. Наутанен (Швеция), где расположено месторождение меди, разрабатывавшееся в начале XX в., наблюдается устойчивое превышение концентраций тяжелых металлов во взвешенной и растворенной формах над фоновыми значениями (рис. 6). Исследования 2018 г. показали (Fischer et al., 2020), что средние объемные концентрации тяжелых металлов Cu, Zn и Cd непосредственно в десятки и даже сотни раз превышают фоновые и региональные значения (для меди более чем в 100 раз, для цинка и кадмия — более чем в 10 раз). Таким образом, в течение 100 лет происходили разрушение отвалов пород и вынос тяжелых металлов, сохранившийся и после рекультивации, когда в 2005–2007 гг. были произведены вывоз и переработка хвостов. Вынос таких элементов, как Cu, в значительной степени определяется выщелачиванием горных пород и поступлением дренажных вод, что значительно увеличивает их валовые концентрации в малых нарушенных водосборах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Горнодобывающая деятельность формирует специфические типы эрозионно-русловых систем, характеризующиеся интенсификацией перераспределения наносов. Техногенный сток наносов преимущественно определяется поступлением вещества за счет размывов в измененных руслах. Важную роль играют такие компоненты баланса наносов, как сбросы технологических вод $W_{\text{техн}}$; существенным изменения подвержены русловая и бассейновая эрозия $W_{\text{русл}}$ и $W_{\text{эр}}$. Изменения баланса наносов прослеживаются в разных масштабах и определяют трансформацию гранулометрического и химического состава наносов. Его характерными чертами являются уменьшение крупности переносимых реками наносов, рост концентраций и потоков биогенов (минеральный фосфор), тяжелых металлов и металлоидов, сопровождающиеся

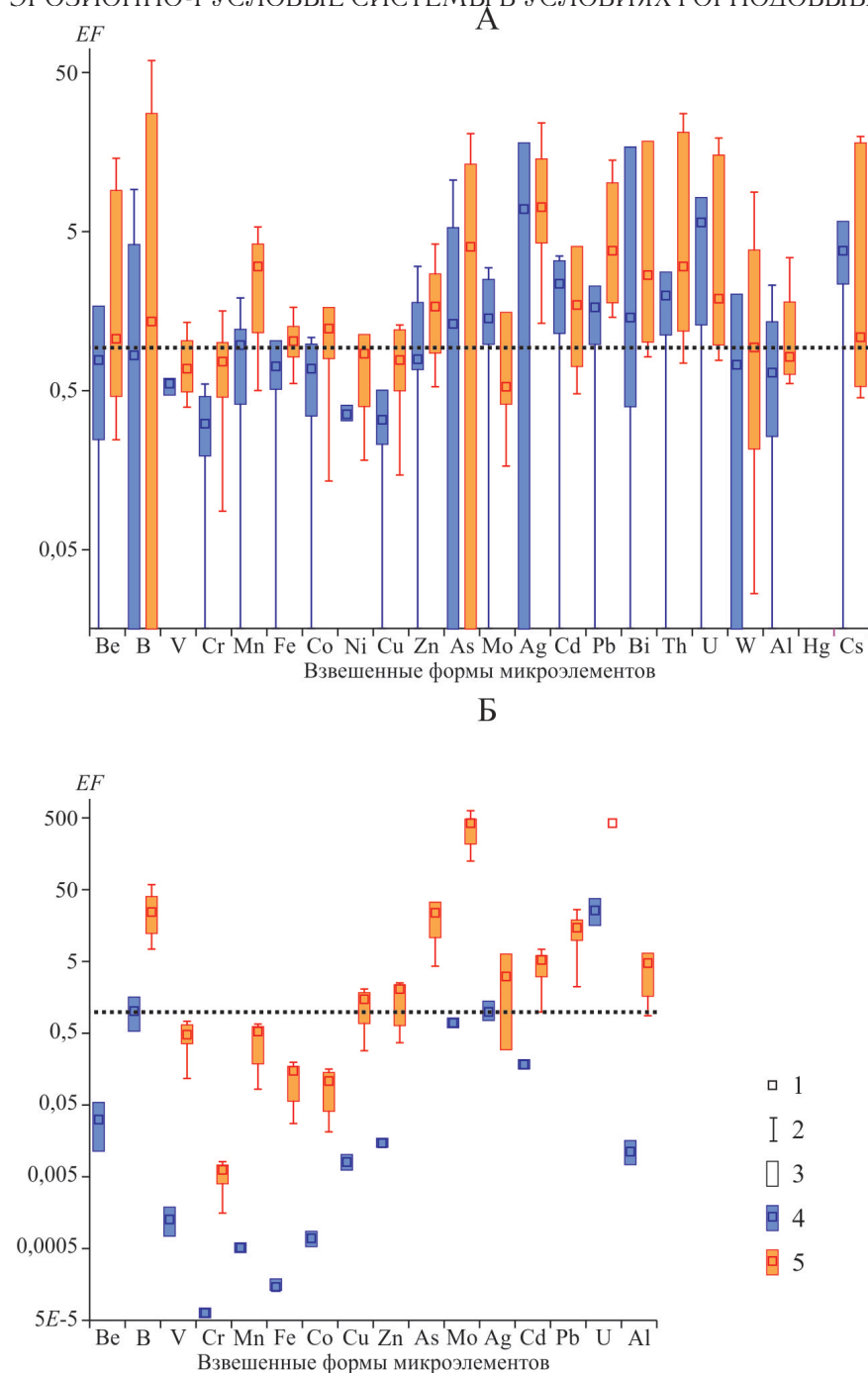


Рис. 5. Распределение коэффициента обогащения EF (3) для взвешенных форм микроэлементов в бассейнах р. Туул (А) и р. Юкспорройок (Б): 1 – среднее; 2 – диапазон без выбросов, 3 – доверительный интервал 25–75%; 4 – фоновые участки; 5 – участки разработок

Fig. 5. Enrichment factor EF of the particulate microelements in the Tuul (A) and Yukspowuyul rivers: 1 – average; 2 – non-outlier range; 3 – confidence interval 25–75%; 4 – baseline areas; 5 – mined areas

увеличением доли взвешенной формы транспорта. Ниже территорий добычи полезных ископаемых происходит накопление тяжелых металлов в пойменных и русловых отложениях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеевский Н.И., Сидорчук А.Ю. Ускоренная эрозия в нарушенных горными работами ландшафтах (на примере бассейнов рек Омоля и Яны) // Экологические проблемы эрозии почв и русловых процессов. 1992. С. 187–198.

Махинов А.Н. Современное рельефообразование в условиях аллювиальной аккумуляции. Владивосток: Дальнаука, 2006. 232 с.

Махинов А.Н., Махинова А.Ф. Преобразование антропогенного рельефа в районах разработок россыпных месторождений (север Хабаровского края) // Геоморфология. 2006. Т. 2. С. 43–49.

Чалов Р.С. Работа водных потоков и эрозионно-русловые системы // Вестник Московского университета. Серия 5. География. 1999. № 5. С. 10–14.

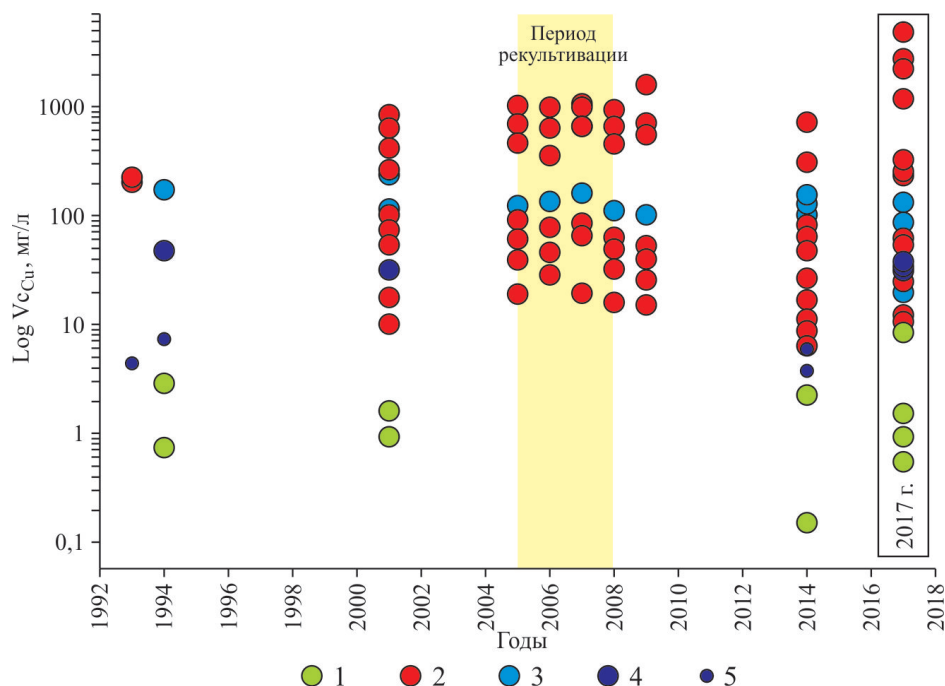


Рис. 6. Изменения валовых концентраций Cu ($V_{\text{ссу}}$, мг/л) в р. Наутанен в районе отработанного месторождения меди в период рекультивации. 1 — фоновые значения; 2 — разработка; 3 — 1 км ниже разработки; 4 — 4 км ниже разработки; 5 — 20 км ниже разработки

Fig. 6. Total concentrations of Cu along Nautanen river (Sweden) in the post-mined river during restoration period: 1 — baseline values; 2 — near mining site; 3 — 1 km downstream; 4 — 4 km downstream; 5 — 20 km downstream

Чалов С.Р. Русловые процессы на малых реках Камчатки и их техногенное изменение // Эрозия почв и русловые процессы. 2005. Т. 15. С. 164–175.

Чалов С.Р., Леман В.Н. Нормирование допустимого воздействия открытых разработок полезных ископаемых на речные системы Камчатки // Водное хозяйство России. 2014. Т. 2. С. 69–86.

Чалов С.Р., Школьный Д.И., Промахова Е.В., Леман В.Н., Романченко А.О. Формирование стока наносов в районах открытых разработок россыпных месторождений // География и природные ресурсы. 2015. Т. 2. С. 22–30.

Школьный Д.И., Чалов С.Р., Ефимов В.А. Инвентаризация россыпных разработок благородных металлов в бассейнах рек Дальнего Востока РФ: географическое распространение и воздействие на русловые системы // Материалы IV Всероссийской науч.-практ. конференции с международным участием. Томск, 2017. С. 410–414.

Опасные русловые процессы и среда обитания лососевых рыб / ред. Чалов С.Р., Леман В.Н., Чалова А.С. М., 2014. 240 с.

Bartley R., Olley J., Henderson A. A sediment budget for the Herbert River catchment, North Queensland, Australia // IAHS-AISH Publication. 2004.

Chalov S.R. Effects of placer mining on suspended sediment budget: case study of north of Russia's Kamchatka Peninsula (Effets de l'exploitation des placers sur le bilan des sédiments en suspension: étude de cas du Nord de la péninsule du Kamchatka) // Hydrological Sciences Journal. 2014. Vol. 59. № 5. P. 1081–1094. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.903330>.

Chalov S.R., Prokopenko K.N., Shkolnyi D.I., Tsyplenkov A.S. Assessment of the Impact of Open-Cast Mining on the Vyvenka River Basin (Kamchatka Krai) // The Bulletin of Irkutsk State University. Series Earth Sciences. 2023. Vol. 45. P. 127–149. <https://doi.org/10.26516/2073-3402.2023.45.127>.

Fischer S., Rosqvist G., Chalov S.R., Jarsjö J. Disproportionate Water Quality Impacts from the Century-Old Nautanen Copper Mines, Northern Sweden // Sustainability. 2020. Vol. 12. № 4. P. 1394. <https://doi.org/10.3390/su12041394>.

Getaneh W., Alemayehu T. Metal contamination of the environment by placer and primary gold mining in the Adola region of southern Ethiopia // Environmental Geology. 2006. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0213-5>.

Hydraulic-Mining Debris in the Sierra Nevada. 1917.

Graf W.L. Mining and Channel Response // *Annals of the Association of American Geographers*. 1979. Vol. 69. № 2.

<https://doi.org/10.1111/j.1467-8306.1979.tb01256.x>.

James L.A. Sediment from hydraulic mining detained by Englebright and small dams in the Yuba basin // *Geomorphology*. 2005.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.02.016>.

Jarsjö J., Chalov S.R., Pietroń J., Alekseenko A.V., Thorslund J. Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia // *Regional Environmental Change*. 2017. Vol. 17. № 7. P. 1991–2005.

<https://doi.org/10.1007/s10113-017-1169-6>.

Krishnaswamy J., Bunyan M., Mehta V.K., Jain N., Karanth K.U. Impact of iron ore mining on suspended sediment response in a tropical catchment in Kudremukh, Western Ghats, India // *Forest Ecology and Management*. 2006.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.018>.

Lecce S.A., Pavlowsky R.T. Floodplain storage of sediment contaminated by mercury and copper from historic gold mining at Gold Hill, North Carolina, USA // *Geomorphology*. 2014.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.10.004>.

Macklin M.G., Brewer P.A., Hudson-Edwards K.A., Bird G., Coulthard T.J., Dennis I.A., Lechler P.J., Miller J.R., Turner J.N. A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining // *Geomorphology*. 2006.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.024>.

Martín-Vide J.P., Ferrer-Boix C., Ollero A. Incision due to gravel mining: Modeling a case study from the Gállego River, Spain // *Geomorphology*. 2010. Vol. 117. P. 261–271.

<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.01.019>.

Mossa J., James L.A. Impacts of Mining on Geomorphic Systems // *Treatise on Geomorphology*. 2013.

<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00344-4>.

Pietroń J., Chalov S.R., Chalova A.S., Alekseenko A.V., Jarsjö J. Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in surface mining areas of the Lake Baikal basin // *Catena*. 2017. Vol. 152. P. 82–93. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.008>.

Pietroń J., Jarsjö J., Romanchenko A.O., Chalov S.R. Model analyses of the contribution of in-channel processes to sediment concentration hysteresis loops // *Journal of Hydrology*. 2015. Vol. 527. P. 576–589. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.009>.

Rico M., Benito G., Salgueiro A.R., Díez-Herreo A., Pereira H.G. Reported tailings dam failures // *Journal of Hazardous Materials*. 2008a.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>.

Rico M., Benito G., Salgueiro A.R., Díez-Herreo A., Pereira H.G. Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context // *Journal of Hazardous Materials*. 2008b.

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>.

Shkolnyi D., Magritsky D., Chalov S. Impact of open-cast placer mining on sediment transport across Far Eastern rivers of Russia // *International Journal of Sediment Research*. 2024.

<https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2024.03.001>.

Thorslund J., Jarsjö J., Chalov S.R., Belozeroва E.V. Gold mining impact on riverine heavy metal transport in a sparsely monitored region: the upper Lake Baikal Basin case // *Journal of Environmental Monitoring*. 2012. Vol. 14. № 10. P. 2780.

<https://doi.org/10.1039/c2em30643c>.

Thorslund J., Jarsjö J., Wällstedt T., Mörtz C.M., Lychagin M.Y., Chalov S.R. Speciation and hydrological transport of metals in non-acidic river systems of the Lake Baikal basin: Field data and model predictions // *Regional Environmental Change*. 2017. Vol. 17. № 7. P. 2007–2021.

<https://doi.org/10.1007/s10113-016-0982-7>.

Turner J.N., Brewer P.A., Macklin M.G. Fluvial-controlled metal and As mobilisation, dispersal and storage in the Río Guadamar, SW Spain and its implications for long-term contaminant fluxes to the Doñana wetlands // *Science of the Total Environment*. 2008.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.021>.

Young R., Griffith A. Documenting the global impacts of beach sand mining // *EGU General Assembly*. 2009.

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена в рамках государственного задания кафедры гидрологии суши 1051400038-1. Автор благодарит Д.И. Школьного и А.С. Цыпленкова, чьи материалы использованы при подготовке статьи.

ОБ АВТОРЕ

Чалов Сергей Романович — доктор географических наук, профессор кафедры гидрологии суши, заведующий Научно-исследовательской лабораторией эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева географического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова

E-mail: srchalov@geogr.msu.ru

FLUVIAL SYSTEMS AFFECTED BY OPEN-CAST MINING

Sergey Chalov

*Lomonosov Moscow State University
Faculty of Geography
srchalov@geogr.msu.ru*

Abstract: The paper presents data on the impact of placer platinum mining in the Vyvenka River basin (Kamchatka Krai), based on long-term observations from 2003 to 2022, in the areas of placer gold mining in the Langeri River basin (Sakhalin Island) (2015–2016), the Tuul River (Mongolia) (2011–2015), and the apatite-nepheline deposits of the Yuksporryok River (Khibiny Mountains) (2017–2018) and copper in the Nautanen River basin (Sweden) (2017–2018) on the fluvial systems. Changes in fluvial processes of the abandoned mining sites influenced by reclamation measures are discussed. Examples of changes in sediment budget components are given, special role of effluents and channel erosion on sediment transport and its chemical composition in rivers is discussed. Specifically, the review is focused on the different stages of mining development and after their abandonment.

Key words: sediment transport, mining, channel erosion, slope wash

REFERENCES

- Alekseevskiy N.I., Sidorchuk A.Yu. Accelerated erosion in landscapes disturbed by mining operations (on the example of the Omoloy and Yana river basins) // Ecological problems of soil erosion and channel processes. — 1992. — P. 187-198.
- Makhinov A.N. Modern relief formation in the conditions of alluvial accumulation. — Vladivostok: Dalnauka, 2006. — 232 c.
- Makhinov A.N., Makhinova A.F. Transformation of anthropogenic relief in the areas of alluvial deposits development (north of Khabarovsk Krai) // Geomorphology. — 2006. — Vol. 2. — P. 43-49.
- Chalov S.R. Operation of water flows and erosion-channel systems // Bulletin of Moscow University. Series 5. Geography. — 1999. — № 5. — P. 10-14.
- Chalov S.R. Channel processes on small rivers of Kamchatka and their anthropogenic change // Soil erosion and channel processes. — 2005. — Vol. 15. — P. 164-175.
- Chalov S.R., Leman V.N. Norming the permissible impact of open-pit mining on the river systems of Kamchatka // Water Management of Russia. — 2014. — Vol. 2. — P. 69-86.
- Chalov S.R., Shkolny D.I., Promakhova E.V., Leman V.N., Romanchenko A.O. Formation of sediment runoff in areas of open-pit mining of placer deposits // Geography and Natural Resources. — 2015. — Vol. 2. — P. 22-30.
- Shkolny D.I., Chalov S.R., Efimov V.A. Inventory of noble metal placer mines in the river basins of the Russian Far East: geographical distribution and impact on channel systems // Proceedings of the IV All-Russian scientific and practical conference with international participation. — Tomsk, 2017. — P. 410-414.
- Dangerous channel processes and salmonid fish habitat / ed. by Chalov S.R., Leman V.N., Chalova A.S. — M., 2014. — 240 p.
- Bartley R., Olley J., Henderson A. A sediment budget for the Herbert River catchment, North Queensland, Australia // IAHS-AISH Publication. — 2004.
- Chalov S.R. Effects of placer mining on suspended sediment budget: case study of north of Russia's Kamchatka Peninsula [Effets de l'exploitation des placers sur le bilan des sédiments en suspension: étude de cas du Nord de la péninsule du Kamchatka] // Hydrological Sciences Journal. — 2014. — Vol. 59. — № 5. — P. 1081–1094. DOI: 10.1080/02626667.2014.903330.
- Chalov S.R., Prokopenko K.N., Shkolny D.I., Tsyplenkov A.S. Assessment of the Impact of Open-Cast Mining on the Vyvenka River Basin (Kamchatka Krai) // The Bulletin of Irkutsk State University. Series Earth Sciences. — 2023. — Vol. 45. — P. 127–149. DOI: 10.26516/2073-3402.2023.45.127.
- Fischer S., Rosqvist G., Chalov S.R., Jarsjö J. Disproportionate Water Quality Impacts from the Century-Old Nautanen Copper Mines, Northern Sweden // Sustainability. — 2020. — Vol. 12. — № 4. — P. 1394. DOI: 10.3390/su12041394.
- Getaneh W., Alemayehu T. Metal contamination of the environment by placer and primary gold mining in the Adola region of southern Ethiopia // Environmental Geology. — 2006. DOI: 10.1007/s00254-006-0213-5.

Hydraulic-Mining Debris in the Sierra Nevada. — 1917.

Graf W.L. Mining and Channel Response // *Annals of the Association of American Geographers*. — 1979. — Vol. 69. — № 2.

DOI: 10.1111/j.1467-8306.1979.tb01256.x.

James L.A. Sediment from hydraulic mining detained by Englebright and small dams in the Yuba basin // *Geomorphology*. — 2005.

DOI: 10.1016/j.geomorph.2004.02.016.

Jarsjö J., Chalov S.R., Pietroń J., Alekseenko A.V., Thorslund J. Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia // *Regional Environmental Change*. — 2017. — Vol. 17. — № 7. — P. 1991–2005.

DOI: 10.1007/s10113-017-1169-6.

Krishnaswamy J., Bunyan M., Mehta V.K., Jain N., Karanth K.U. Impact of iron ore mining on suspended sediment response in a tropical catchment in Kudremukh, Western Ghats, India // *Forest Ecology and Management*. — 2006.

DOI: 10.1016/j.foreco.2005.12.018.

Lecce S.A., Pavlowsky R.T. Floodplain storage of sediment contaminated by mercury and copper from historic gold mining at Gold Hill, North Carolina, USA // *Geomorphology*. — 2014.

DOI: 10.1016/j.geomorph.2013.10.004.

Macklin M.G., Brewer P.A., Hudson-Edwards K.A., Bird G., Coulthard T.J., Dennis I.A., Lechler P.J., Miller J.R., Turner J.N. A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining // *Geomorphology*. — 2006.

DOI: 10.1016/j.geomorph.2006.06.024.

Martín-Vide J.P., Ferrer-Boix C., Ollero A. Incision due to gravel mining: Modeling a case study from the Gállego River, Spain // *Geomorphology*. — 2010. — Vol. 117. — P. 261–271.

DOI: 10.1016/j.geomorph.2009.01.019.

Mossa J., James L.A. Impacts of Mining on Geomorphic Systems // *Treatise on Geomorphology*. — 2013. DOI: 10.1016/B978-0-12-374739-6.00344-4.

Pietroń J., Chalov S.R., Chalova A.S., Alekseenko A.V., Jarsjö J. Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in surface mining areas of the Lake Baikal basin // *Catena*. — 2017. — Vol. 152. — P. 82–93.

DOI: 10.1016/j.catena.2017.01.008.

Pietroń J., Jarsjö J., Romanchenko A.O., Chalov S.R. Model analyses of the contribution of in-channel

processes to sediment concentration hysteresis loops // *Journal of Hydrology*. — 2015. — Vol. 527. — P. 576–589. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.05.009.

Rico M., Benito G., Salgueiro A.R., Díez-Herrero A., Pereira H.G. Reported tailings dam failures // *Journal of Hazardous Materials*. — 2008a.

DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.07.050.

Rico M., Benito G., Salgueiro A.R., Díez-Herrero A., Pereira H.G. Reported tailings dam failures. A review of the European incidents in the worldwide context // *Journal of Hazardous Materials*. — 2008b.

DOI: 10.1016/j.jhazmat.2007.07.050.

Shkolnyi D., Magritsky D., Chalov S. Impact of open-cast placer mining on sediment transport across Far Eastern rivers of Russia // *International Journal of Sediment Research*. — 2024.

DOI: 10.1016/j.ijsrc.2024.03.001.

Thorslund J., Jarsjö J., Chalov S.R., Belozerova E.V. Gold mining impact on riverine heavy metal transport in a sparsely monitored region: the upper Lake Baikal Basin case // *Journal of Environmental Monitoring*. — 2012. — Vol. 14. — № 10. — P. 2780.

DOI: 10.1039/c2em30643c.

Thorslund J., Jarsjö J., Wällstedt T., Mörtz C.M., Lychagin M.Y., Chalov S.R. Speciation and hydrological transport of metals in non-acidic river systems of the Lake Baikal basin: Field data and model predictions // *Regional Environmental Change*. — 2017. — Vol. 17. — № 7. — P. 2007–2021.

DOI: 10.1007/s10113-016-0982-7.

Turner J.N., Brewer P.A., Macklin M.G. Fluvial-controlled metal and As mobilisation, dispersal and storage in the Río Guadiamar, SW Spain and its implications for long-term contaminant fluxes to the Doñana wetlands // *Science of the Total Environment*. — 2008. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.12.021.

Young R., Griffith A. Documenting the global impacts of beach sand mining // *EGU General Assembly*. — 2009.

ACKNOWLEDGMENTS

The work was carried out within the framework of the state assignment of the Research Laboratory of Soil Erosion and Fluvial Processes of the Faculty of Geography of Lomonosov Moscow State University (project No. 121051100166-4)