УДК 622.85:550.814

ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВСЛЕДСТВИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ ГОРНОДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ ПО ДАННЫМ СПУТНИКОВЫХ ИЗМЕРЕНИЙ*

Г. В. КАЛАБИН,
главный научный сотрудник,
проф., д-р техн. наук,
kalabin.g@gmail.com

Ю. П. ГАЛЧЕНКО,
ведущий научный сотрудник,
проф., д-р техн. наук

Институт проблем комплексного освоения недр
им. академика Н. В. Мельникова РАН, Москва, Россия

Представлены методологические основы оценки изменений в биоте экосистем по данным спутниковых измерений и наземных наблюдений за состоянием природно-территориальных комплексов в районах размещения горнодобывающих предприятий. Обоснована актуальность использования космических изображений на локальном и региональном уровне в сочетании с наземными контрольными наблюдениями. Предложены зависимости по определению показателя устойчивости экосистемы к воздействию, изменившему состояние фитоценоза, и времени его самовосстановления, что позволяет количественно оценить экологические последствия техногенных воздействий.

Ключевые слова: *минеральные ресурсы, биогеоценозы, спутниковые измерения, вегетационный индекс, фитоценоз, техногенное поражение, демутация, экологические последствия, оценка.*

DOI: *10.17580/gzh.2017.11.21*

Введение

Принципы использования методов дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) из космоса официально приняты Генеральной Ассамблеей ООН в 1986 г. В этом документе сформулирован тезис о том, что наблюдение за состоянием земной поверхности осуществляется с целью рационального распоряжения природными ресурсами, совершенствования землепользования и охраны окружающей среды. В это время измерительные космические съемки получили широкое развитие благодаря переходу от аналоговых к цифровым системам регистрации и хранения данных ДЗЗ, значительному повышению чувствительности датчиков спутниковых съемочных систем, стремительному росту мощности компьютеров [1–3]. Дистанционные методы реализуют недорогой и быстрый подход для сбора информации по деградации земли.

Особенно актуально стало использование ДЗЗ в странах, имеющих обширные, малонаселенные территории, где чередуются различные климатические зоны и активно осваиваются природные ресурсы [4]. Таковой является наша страна, территория которой составляет немногим более 17 млн км^2, на которой рассредоточены сотни горнодобывающих предприятий различного типа и масштаба. Расположение многих из них в районах со слаборазвитой транспортной системой не всегда позволяет объективно оценить изменение природных экосистем методами полевых наблюдений и точечных замеров, которые не могут дать системного представления о развитии деградационных и демутационных процессов. Альтернативным решением проблемы может стать комбинированное использование данных инструментальных спутниковых и сопряженных геоботанических наземных наблюдений, которые позволяют охватить все горнопромышленные регионы и осуществить мониторинговые исследования. Такой подход открывает новые возможности для прогноза развития экологической ситуации с целью разработки превентивных технологических мероприятий по снижению риска экологических катастроф техногенного характера до биологически допустимого уровня.

Методы исследований

Методической основой работы является комплексный подход, сочетающий исследования и анализ экосистемных изменений территорий размещения предприятий по освоению недр с помощью дистанционного мониторинга в масштабе реального времени, адаптированного к региональному и локальному уровню техногенного воздействия, а также сопряженного с геоботаническими исследованиями [5]. Одним из наиболее характерных негативных последствий антропогенного воздействия является фитотоксичность почв и, как следствие, их эрозия. Фитотоксичным считается такое загрязнение почвы металлами, которое снижает продуктивность растений на 10 % по сравнению с чистым контролем. Используя показатель степени фитотоксичности почв, «физико-химический критерий» (КФТ) как отношение суммы концентраций обменных оснований кальция и магния (мг/кг) к концентрации тяжелых металлов в почве (мг/кг), можно получить сравнительную характеристику территориальных единиц, а также

* Работа выполнена по Программе Президиума РАН № 1.32П.

© Калабин Г. В., Галченко Ю. П., 2017

определить уровень техногенной нагрузки. Поскольку режим питания и плодородие почв определяют наличие и объем биомассы на конкретной территории, необходимо и достаточно контролировать динамику растительного покрова. Исследования растительности проводятся в период вегетации с использованием одного из видов индекса растительности – NDVI.

Для различных климатических условий продолжительность периода вегетации будет различной. Поэтому в первую очередь для каждой исследуемой территории устанавливают время начала и окончания этого процесса. Спектральные свойства растительности зависят от свойств листьев, их плотности, ориентации в пространстве. Растительность активно поглощает свет в синей и красной областях спектра, имея локальный максимум в районе 0,55 мкм, который определяет зеленый цвет растений [6]. Коэффициент спектральной яркости ρ_λ определяют по спутниковым измерениям, он показывает отношение яркости в данном направлении (υ, φ) к яркости в том же направлении ортотропной поверхности в определенном интервале длин волн (λ, $\lambda+d\lambda$) при данных условиях освещения [2]:

$$\rho_\lambda(\upsilon, \varphi) = \frac{A_\lambda(\upsilon, \varphi)}{A_\lambda^0(\upsilon, \varphi)},$$

где $A_\lambda(\upsilon, \varphi)$ – яркость в данном направлении; $A_\lambda^0(\upsilon, \varphi)$ – яркость в том же направлении ортотропной поверхности.

В ближнем ИК-диапазоне наблюдается резкое возрастание ρ_λ растительности. Это объясняется особенностями спектральных свойств хлорофилла. Дальнейшее направление спектральной кривой в области ИК-диапазона зависит от наличия свободной воды в растениях. Современные средства дистанционного зондирования позволяют по спектральным характеристикам опознавать различные виды растительности, например хвойные и лиственные породы деревьев. Если растение испытывает стресс, то его спектральные свойства изменяются [7]. При стрессе растительности (химическом или водном) наблюдается рост ρ_λ в видимом и ближнем ИК-диапазонах.

К простейшим спектральным методам относятся методы определения вегетационных индексов. Из большой группы последних наибольшее распространение получил нормированный дифференциальный вегетационный индекс (NDVI или I_V), который является информационной основой изучения влияния техногенной нагрузки на окружающую среду и вычисляется по формуле:

$$I_V = [\rho(\lambda_3 \div \lambda_4) - \rho(\lambda_1 \div \lambda_2)]/[\rho(\lambda_3 \div \lambda_4) + \rho(\lambda_1 \div \lambda_2)],$$

где $\rho(\lambda_1 \div \lambda_2)$ и $\rho(\lambda_3 \div \lambda_4)$ – коэффициенты спектральной яркости соответственно в красной и ближней инфракрасной областях спектра. Например, для космического аппарата LandSat 7 – диапазоны длин волн $\lambda_1 \div \lambda_2$ составляют 0,63–0,69 и $\lambda_3 \div \lambda_4$ – 0,75–0,9 мкм. Так как объем биомассы служит интегрированной мерой биологической производительности, то ее отклонение от местной нормы можно считать мерой деградации [8].

Коэффициент спектральной яркости, по сути, показывает изменение отраженного потока излучения в каком-то определенном интервале частот. Хорошо известно, что показатель отражения любого излучения зависит главным образом от площади и свойств отражающей поверхности. Поэтому при обработке сканерных космических снимков территорий, занятых одним и тем же растительным сообществом с одинаковыми свойствами отражающей поверхности, изменение величины измеряемых значений коэффициентов спектральной яркости можно трактовать как результат изменения площади отражающих поверхностей, которая, в свою очередь, соответствует строению растительного сообщества. Так, например, при исследовании растительного покрова тундры или степей относительная величина отражающей поверхности характеризуется показателем проективного покрытия, который соответствует величине интегральной популяционной плотности фитоценоза. В таежной местности структура фитоценоза растительного покрова характеризуется преобладанием биомассы, сосредоточенной в верхнем ярусе, и очень малой долей биомассы в нижнем ярусе. Поэтому величина коэффициента спектральной яркости, определяемая при обработке сканерных космических снимков, отражает величину листового индекса, изменения которого, в свою очередь, характеризуют интенсивность техногенного воздействия через показатели дефолиации растительного покрова.

Для экологической оценки деятельности конкретного производства или комплекса производств необходимо установить зависимость трендов изменения I_V от величины локальной или региональной техногенной нагрузки на конкретную территорию в течение определенного отрезка времени (не менее 8–10 лет) [5]. Нормализованный вегетационный индекс I_V является величиной безразмерной, характеризующей объем биомассы, приходящийся на единицу площади. I_V изменяется от 0 до 1 (или от 0 до 100 %) и является важнейшим показателем наличия и состояния растительности. Большее значение индекса связано с более высоким уровнем здорового растительного покрова, тогда как облака и снег дают минимальную величину индекса, создавая представление о том, что растительность на этом участке менее зеленая.

Результаты исследований и их обсуждение

Сканерные снимки (**рис. 1**) одного из горнодобывающих районов Республики Карелия (Костомукша, АО «Карельский окатыш»), занятых темнохвойными лесными биоценозами, были сделаны некоммерческим спутником Landsat 7 с разрывом в 13 лет. После геометрической корректировки снимков и приведения их к реальной системе координат в зоне техногенного воздействия крупного добывающего предприятия в инфракрасном диапазоне стали хорошо различимы участки с измененными вследствие техногенной дефолиации отражательными свойствами.

Графическая интерпретация этих материалов (**рис. 2**) позволила установить, что интенсивность техногенного поражения растительности за рассмотренный период увеличилась почти вдвое на удалении от источника воздействия (в нашем случае – границы земельного отвода) примерно до 2 км. За пределами этой зоны показатель техногенной дефолиации снизился до минимальных значений с колебаниями, не выходящими за пределы естественного диапазона. Аналогичные результаты были получены при проведении сопряженных наземных наблюдений в природных

условиях темнохвойной тайги с использованием известного метода оценки состояния фитоценоза на основе экспериментального определения коэффициента флуктуирующей асимметрии (ФА) для средообразующих видов экосистемы (**рис. 3**).

Как следует из полученных зависимостей, граница зоны интенсивного изменения состояния фитоценоза, так же как и в предыдущем случае, находится на расстоянии 2 км от контура земельного отвода.

Как было показано в работе [9], оценка устойчивости экосистемы к тому или иному техногенному воздействию сводится, по сути, к определению условий самовосстановления в ее фитоценозе циклической сукцессии, прерванной или искаженной этим воздействием. Поэтому, опираясь на гипотезу о пропорциональном соответствии между измеряемым в процессе космического мониторинга коэффициентом спектральной яркости I_V и биологическими показателями, характеризующими техногенные изменения изучаемых фитоценозов (для тундры – интегральная плотность популяции фитоценозов, а для тайги – уровень техногенной дефолиации древостоя), можно, применяя методики, приведенные в работе [8], определить величину коэффициента техногенного изменения экосистемы $K_т$, ед.:

$$K_т = \frac{\rho_{\lambda_1} - \rho_{\lambda_2}}{\rho_{\lambda_1}}.$$

Поскольку устойчивость экосистемы к техногенному воздействию принято трактовать как сохранение ее остаточной способности к самовосстановлению, показатель устойчивости экосистемы к воздействию, изменившему состояние фитоценоза (а следовательно, и его отражающую способность), можно определить из выражения:

$$K_у = 1 - \frac{\rho_{\lambda_1} - \rho_{\lambda_2}}{\rho_{\lambda_1}},$$

где ρ_{λ_1}, ρ_{λ_2} – замеренные в процессе мониторинга коэффициенты спектральной яркости соответственно для эталонного и изучаемого участков тундры или тайги. Для лесотундры оба вышеприведенных показателя устойчивости экосистемы определяются как средневзвешенная по размерам площадей тундрового и таежного биомов величина.

Используя данные космического мониторинга, можно с достаточной степенью надежности определить и некоторые демутационные характеристики фитоценозов в зоне техногенного воздействия. Установлено, что самовосстановление растительных сообществ представляет собой итерационный процесс, у которого длина «шага» итерации равна средней длине переноса семян $l_с$ видов-эдификаторов. За год зона самовосстановления перемещается на эту величину, затем идет время созревания растений $t_{зр}$, после чего следует очередной «шаг» итерации. При такой последовательности событий можно сказать, что на расстоянии $l_с$ от начала зоны поражения за время $t_{зр}$ величина I_V изменяется от фактически измеренного значения I_V до нормального состояния, т. е. до 1. Тогда интенсивность процесса самовосстановления ΔI_V, м/год, можно определить:

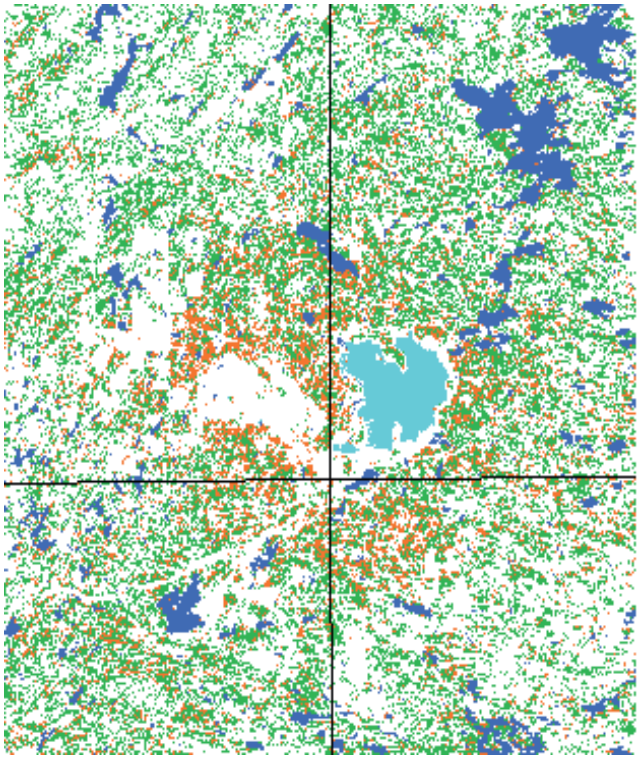

Рис. 1. Сканерные снимки промышленного района Костомукшского ГОКа (ГОК находится в перекрестии линий): синий цвет – озера, зеленый – коренные хвойные леса, голубой – хвостохранилище, красный – дефолиация лесов

$$\Delta I_V = \frac{(1 - I_V)I_с}{t_{зр}}.$$

Радиус зоны техногенного поражения фитоценоза $R_п$ определяется как приведенный радиус фигуры, ограниченной линией с нулевым значением разницы между ρ_{λ_1}, ρ_{λ_2}. При установленной выше среднегодовой интенсивности процесса самовосстановления фитоценоза общее время его самовосстановления $T_{св}$, год, можно определить из выражения:

$$T_{св} = \frac{R_п}{\Delta I_V} = \frac{R_п t_{зр}}{I_с(1 - I_V)} = \frac{R_п}{I_с}\frac{t_{зр}}{1 - I_V}.$$

Таким образом, характер влияния площади полного поражения биоты при строительстве и эксплуатации горного предприятия определяется не абсолютным размером этой площади, а величиной соотношения приведенного радиуса этого отвода и расстояния естественного переноса семян. Если $R_п \le I_с$, то время самовосстановления фитоценоза биоты не зависит от величины площади техногенного поражения. Эта площадь оказывает косвенное воздействие через показатели прироста биомассы и проективного покрытия. Для более крупных земельных отводов, когда $R_п > I_с$, длительность периода самовосстановления фитоценоза возрастает прямо пропорционально величине радиуса зоны его техногенного поражения и обратно пропорционально интенсивности процесса самовосстанов-

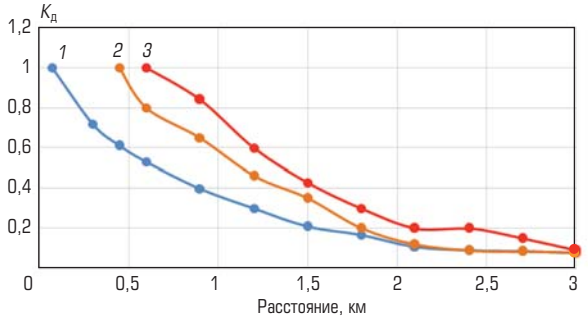

Рис. 2. Изменение удельного коэффициента дефолиации $K_д$ на различном удалении от предприятия:
1, 2, 3 – данные за 1986, 1999 и 2012 г. соответственно

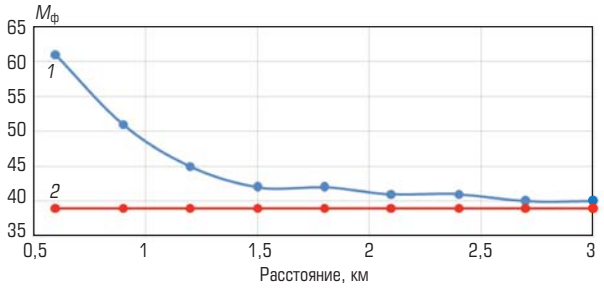

Рис. 3. Изменение коэффициента флуктуирующей асимметрии $M_ф$ на различном удалении от предприятия:
1, 2 – зоны соответственно воздействия и контроля

ления, выраженной через изменение во времени величины I_V и отражающей уровень продуктивности изучаемого фитоценоза.

Обработка материалов дистанционного мониторинга и результатов сопряженных наземных наблюдений в районе Нежданинского месторождения золота (Якутия) позволила установить зависимость возможного времени самовосстановления фитоценоза от величины его продуктивности для среднегорной тундры и пойменных лесов на основе даурской лиственницы. Расчет времени самовосстановления по короткопроизводному циклу ($R_п \leq I_c$) для рассматриваемых типов экосистем показал, что зависимость продолжительности восстановления чистой продуктивности эдификаторной синузии в обоих случаях имеет вид гиперболы, кривизна которой уменьшается по мере роста абсолютной величины общей продуктивности. Применительно к фактическим условиям биопродуктивности районов расположения предприятий продолжительность периода самовосстановления по короткопроизводному циклу составит для среднегорной тундры примерно 55 лет, а для пойменных лесов на базе лиственницы – 38 лет. Для реально существующего размера зоны техногенного поражения биоты, составляющего около трех значений приведенного радиуса земельного отвода, средняя скорость прироста продуктивности вследствие итерационного характера процесса самовосстановления снижается, а расчетное время самовосстановления возрастает до 100–160 лет.

Возможности природы по восстановлению естественного круговорота в биосфере в первом приближении можно отождествлять с ассимиляционным потенциалом биосферы – ее способностью усваивать, перерабатывать отходы хозяйственной деятельности человека, нивелировать энергетическое и вещественное влияние человека на ее структуру и функции посредством естественного круговорота вещества и энергии.

Необходимыми и достаточными условиями для начала самовосстановления ландшафтов и растительного покрова являются: остановка механического воздействия на литосферу, снижение техногенной нагрузки (выбросов в атмосферу и стоков в естественные водоемы загрязняющих веществ) до уровня ассимиляционного потенциала конкретной территории. Скорость и характер восстановления природных комплексов также зависят от предшествующей восстановлению деятельности и уровня техногенных нагрузок на окружающую среду (накопленный экологический ущерб), степени токсичности загрязняющих веществ, наличия или отсутствия биогеохимических барьеров, количества вещества и энергии, вовлекаемых в круговорот, которые, в свою очередь, определяются рядом природных условий, на фоне которых воздействуют дезорганизующие факторы, а именно: климатические условия, количество осадков и их химический состав, орография местности и др.

Собственно горнодобывающие предприятия, имеющие обычно достаточно простую производственную инфраструктуру (например, единичные подземный рудник или небольшой карьер), не относятся к числу кризисных объектов по фактору негативного воздействия на окружающую природную среду. Однако в комбинации с комплексом обогатительных производств, а тем более металлургическими и теплоэнергетическими предприятиями приобретают степень повышенного экологического риска. Дело в том, что предприятия с более развитой производственной инфраструктурой характеризуются и более сложным набором технологических приемов, которые позволяют увеличить глубину переработки минерального сырья за счет существенного изменения структуры и интенсивности воздействия. Применение химических реагентов, многие из которых являются токсичными, нарушает природные химические связи вследствие тонкого измельчения литосферного вещества. При этом резко возрастает химическая активность твердых и жидких отходов, что увеличивает их токсичность.

Описать устойчивость природных комплексов к деструктивному фактору загрязнения и дать оценку их способности к естественному восстановлению после прекращения или снижения техногенной нагрузки с позиций концепции иерархической инертности компонентов природы можно на примере двух предприятий, где в силу разных причин произошло снижение техногенных нагрузок. В качестве таких объектов выбраны два горнопромышленных комплекса – комбинаты ОАО «Североникель» (Мурманская обл.) и ЗАО «Карабашмедь» (Челябинская обл.), которые характеризуются многолетними значительными техногенными нагрузками на окружающую среду при примерно одинаковом высоком

уровне экотоксикологического воздействия, но расположены в различных климатических зонах – Крайнем Севере и умеренном юге России [10–12].

Территория размещения ОАО «Североникель» характеризуется низкой активностью биологических процессов, протекающих в подзолистых иллювиально-малогумусных (железистых) почвах, а также коротким вегетационным периодом (74 дня). Природный потенциал за более чем 70-летний период значительно разрушен в результате воздействия токсичных выбросов в атмосферу тяжелых металлов и окислов серы. В зоне интенсивного загрязнения сформировался техногенный ландшафт на площади более 6 тыс. га. Общая площадь поражения растительности в окрестностях Мончегорска составляет 54 %. Результаты выполненных исследований показали (**рис. 4**), что, несмотря на пятикратное снижение общей техногенной нагрузки за последние 7 лет, территория характеризуется очень низким уровнем сохранившегося природного потенциала: это отражает измеренная величина I_V (0,3–0,38). Результаты сопряженных полевых исследований показали, что фитотоксичность почв за этот же период претерпела некоторые изменения: почвы буферной зоны перешли в разряд слаботоксичных, т. е. их фитотоксичность снизилась. Однако почвы импактной зоны (0–5 км) по-прежнему остались в группе сильнотоксичных.

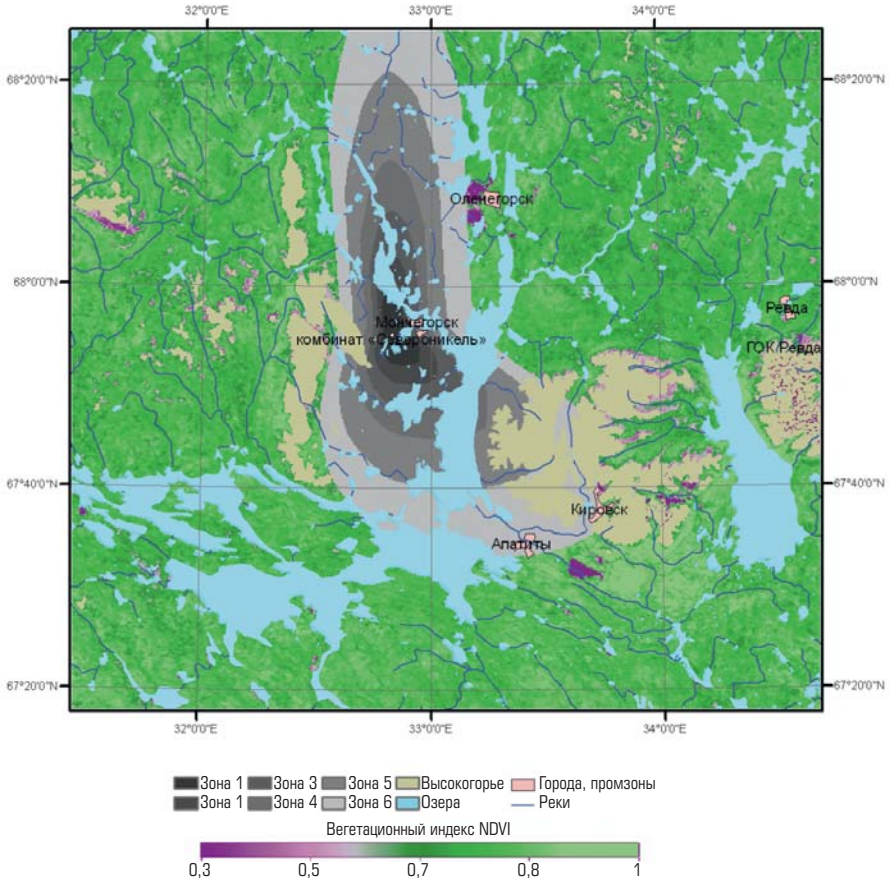

Рис. 4. Шесть зон для расчета статистических параметров вегетационного индекса в районе комбината «Североникель» и Мончегорска (области, исключенные из расчетов (акватории и высокогорья), замаскированы)

Анализ деятельности ЗАО «Карабашмедь» позволил установить, что с вводом в эксплуатацию весной 2005 г. современного оборудования по улавливанию сернистого газа и производству серной кислоты завершился второй (основной) этап реконструкции и экологической модернизации производства. Вследствие этого среднемесячная концентрация диоксида серы в воздухе сократилась в 3,5 раза, выбросы пыли уменьшились в 10 раз. Результаты исследований показали, что, несмотря на пятикратное снижение общей техногенной нагрузки, экологическая ситуация в регионе остается крайне сложной. Это обусловлено предыдущей деятельностью Карабашского горнопромышленного комплекса на протяжении 100 лет. Несмотря на то, что эта техногенная нагрузка значительно снизилась, территория характеризуется крайне низким уровнем сохранившегося природного потенциала, что подтверждается полученными значениями I_V – 0,27–0,38 (**рис. 5**).

Слабая интенсивность «зарастания» территории объясняется высокими концентрациями тяжелых металлов в почвах от предыдущей деятельности комбината. Все исследованные почвы, нарушенные техногенным процессом, имеют очень высокую для верхних почвенных слоев зольность (84–97 %), т. е. содержат много минеральных соединений. Органическое вещество в них

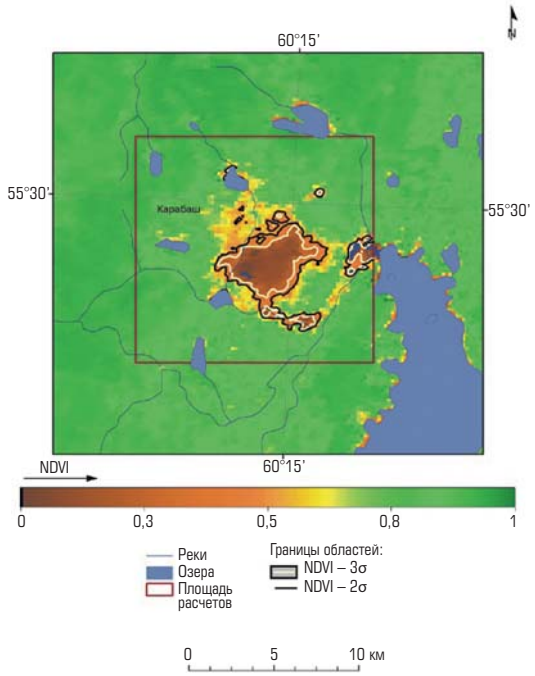

Рис. 5. Зоны поражения растительности под действием техногенной нагрузки от функционирования ЗАО «Карабашмедь» (Челябинская обл.), 2008 г.

составляет ничтожно малую долю. Влажность проб также очень низкая в связи с таким малым содержанием органики. Количество меди в анализируемых пробах грунтов в слое 0–10 см очень высокое – в десятки и даже сотни раз превышающее ПДК этого элемента. Оценка степени токсичности почв (2010 г.) свидетельствует о низком содержании в них обменных катионов кальция и магния. Буферная способность противостоять загрязнению исследованных почв полностью исчерпана. Все образцы почвогрунтов сильно токсичны для биоты и не претерпели изменений за 9 лет после снижения техногенной нагрузки [11].

Выводы

1. Предложена методика определения биологических показателей биоты по индексам спектральной яркости, полученным по результатам спутниковых измерений. При этом объективным информативным показателем степени нарушенности территории становится состояние почвенного покрова, а критерием – динамика и тренды изменения объема биомассы. Нулевой тренд объема биомассы во времени свидетельствует о равновесии природно-техногенных сфер в целом для данной техногенной нагрузки в климатических и геобиохимических условиях конкретного региона. Отрицательный тренд демонстрирует процесс деградации окружающей среды. Положительный тренд указывает на наличие процесса восстановления растительного покрова благодаря проявлению сохранившегося природного потенциала территории.

2. Характер влияния площади полного поражения биоты при строительстве и эксплуатации горного предприятия определяется не абсолютным размером этой площади, а величиной соотношения приведенного радиуса $R_п$ этого отвода с расстоянием естественного переноса семян $l_с$. Если $R_п \leq l_с$, то время самовосстановления фитоценоза биоты не зависит от величины площади техногенного поражения. Эта площадь оказывает косвенное воздействие через показатели прироста биомассы и проективного покрытия. Для более крупных земельных отводов, когда $R_п > l_с$, длительность периода самовосстановления фитоценоза возрастает прямо пропорционально величине радиуса зоны техногенного поражения фитоценоза и обратно пропорционально интенсивности процесса самовосстановления, выраженной через изменение во времени величины I_V и отражающей уровень продуктивности изучаемого фитоценоза.

3. Интенсивность техногенной дефолиации лесных экосистем снижается по мере удаления от границ земельного отвода по гиперболической зависимости и достигает фоновых значений на расстоянии в 0,5 радиуса земельного отвода от его границы.

Библиографический список

См. англ. блок. ГЖ

«GORNYI ZHURNAL», 2017, № 11, pp. 111–116
DOI: 10.17580/gzh.2017.11.21

Estimation of mining-induced alteration of eco-systems by satellite measurement data

Information about authors
G. V. Kalabin[1], Chief Researcher, Professor, Doctor of Engineering Sciences, kalabin.g@gmail.com
Yu. P. Galchenko[1], Leading Researcher, Professor, Doctor of Engineering Sciences

[1] Institute of Integrated Mineral Development – IPKON, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Abstract
Remote-sensing techniques are the most inexpensive and rapid approach to aggregation of information on land degradation. In combination with the surface geobotanic monitoring systems in countries possessing vast sparsely populated territories, these techniques open up cardinally new vistas for the prediction of the ecological situation development with a view to preventing and abating the risk of technologically caused ecological disasters down to a biologically allowable level. The methodical framework of the research is an integrated approach combining the studies and analyses of eco-system alterations in mining areas by means of real-time remote monitoring. Vegetation is investigated in the period of growth using one of the vegetation indexes – NDVI. The investigation objects are selected to be the locations of Karelian Pellet, Severonickel and Karabash Med companies operating in different climatic zones. As a result of the implemented research, a new procedure is developed for determining biological parameters of biota by spectral brightness indexes obtained from satellite measurements. It is found that the influence of the total biotic affection area under construction and operation of a mine depends not on the absolute size of this area but on the ratio of the reduced radius of the mining lease to the natural seed transfer distance. The rate of the technology-caused defoliation of the forest eco-system decreases with the distance from the mining lease boundaries according to a hyperbolic function and reaches the background values at a distance of 0.5 mining lease radius from the mining lease boundary.

This work was carried out according to the Programm of the Presidium of the Russian Academy of Sciences No. 1.32П.

Keywords: mineral resources, biogeocenosis, satellite measurements, vegetation index, phytocenosis, technology-caused affection, demutation, environmental consequences, estimation.

References

1. Bondur V. G., Murynin A. B., Matveev I. A., Trekin A. N., Yudin I. A. A method of computational optimization for matching vector and raster remote sensing data. *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa.* 2013. Vol. 10, No. 4. pp. 98–106.
2. Rouse J. W., Haas R. H., Schell J. A., Deering D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *Proceedings of the 3rd Earth Resources Technology Satellite – 1 Symposium.* Greenbelt : NASA SP-351, 1974. pp. 301–317.
3. Zhang B., Wu D., Zhang L., Jiao Q., Li Q. Application of hyperspectral remote sensing for environment monitoring in mining areas. *Environmental Earth Sciences.* 2012. Vol. 65, Iss. 3. pp. 649–658.
4. Bartalev S. A., Egorov V. A., Zharko V. O., Lupyan E. A., Plotnikov D. E. et al. Satellite mapping of vegetation cover of Russia. Moscow : IKI RAN, 2016. 208 p.
5. Kalabin G. V. Use of Remote Sensing to Assess the Environmental Setting of the Territories-Zones of Mining Complex Enterprises. *Journal of Mining World Express (MWE).* 2012. Vol. 1, Iss. 1. pp. 1–7.
6. Tian F., Brandt M., Liu Y. Y., Verger A., Tagesson T. et al. Remote sensing of vegetation dynamics in drylands: Evaluating vegetation optical depth (VOD) using AVHRR NDVI and in situ green biomass data. *Remote Sensing of Environment.* 2016. Vol. 177. pp. 265–276.
7. Bartalev S. A, Lupyan E. A. R&D on methods for satellite monitoring of vegetation by the Russian Academy of Sciences' Space Research Institute. *Sovremennye problemy distantsionnogo zondirovaniya Zemli iz kosmosa.* 2013. Vol. 10, No. 1. pp. 197–214.
8. Trubetskoy K. N.. Galchenko Yu. P. Geoecology of Earth soil mastering and ecogeotechnologies of deposit mining. Moscow : Nauchtekhlitizdat, 2015. 359 p.
9. Trubetskoy K. N., Galchenko Yu. P., Sabyanin G. V. Ecological evaluation of the production-induced change in the lithosphere. *Fiziko-tekhnicheskie problemy razrabotki mestorozhdeniy poleznykh iskopaemykh.* 2014. No. 2. pp. 162–168.
10. Kalabin G. V. Use of Remote Sensing to Assess the Vegetation Setting of The Territories – Zones of Mining Complex Enterprises – Depending on the Complexity of Their Production Infrastructure. *Environmental Pollution and Protection.* 2016. Vol. 1, No. 1. pp. 23–31.
11. Kalabin G. Ecodynamics of territories of mastering of Russian georesources. Mining-industrial complex, technogenic loads, ecological assessment, remote sensing of Earth. Saarbrücken : LAP Lambert Academic Publishing, 2012. 320 p.
12. Akinin N. I. Industrial ecology: principles, approaches, technical decisions. Moscow : RKhTU imeni D. I. Mendeleeva, 2010. 292 p.