

УДК 504.53.06:631.459.2/3+504.009

ОЦЕНКА АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА БАССЕЙНОВЫЕ ГЕОСИСТЕМЫ В РЕГИОНЕ ИНТЕНСИВНОЙ НЕФТЕДОБЫЧИ

О.П. Ермолаев, Б.М. Усманов, Н.А. Чижилова

Аннотация

Обосновано использование комплексного подхода при экологических оценках территории на примере деятельности ОАО «Татнефть». Предложена методика, минимизирующая субъективность проводимой оценки. Особое внимание уделено алгоритму отбора наиболее значимых показателей для проведения интегральной оценки антропогенного воздействия. Проведена апробация методики на примере оценки антропогенной нагрузки на бассейновые геосистемы изучаемого региона. Сочетание бассейнового подхода с использованием ГИС-технологий, статистических методов и математического моделирования позволяет не только количественно оценить антропогенное воздействие на окружающую среду, но и определить вклад в воздействие отдельных отраслей хозяйства, а также установить качество проводимой оценки.

Ключевые слова: бассейновый подход, антропогенная нагрузка, интегральная оценка, пространственный анализ, геоинформационные системы, окружающая среда, природопользование.

Введение

Деятельность нефтегазодобывающей отрасли неизбежно оказывает негативное воздействие на окружающую среду (ОС), что часто приводит к изменению природных систем, нарушению механизмов их функционирования и устойчивости.

Большое количество крупных промышленных предприятий, интенсивное сельскохозяйственное использование территории, плотная транспортная инфраструктура также определяют антропогенный пресс в изучаемом регионе. В таких условиях необходимо применять комплексный подход при проведении оценки антропогенного воздействия, который позволил бы выделить из всего многообразия промышленных объектов лишь одну отрасль и, таким образом, определить величину ее воздействия и вклад в общую антропогенную нагрузку на изучаемую территорию.

Степень воздействия на окружающую природную среду зависит не только от вида воздействия и его интенсивности, но и от характеристик природных компонентов. Геосистемный подход наилучшим образом обеспечивает комплексность при оценке состояния окружающей среды и управлении природопользованием, так как дает систему операционно-территориальных единиц, в которых наблюдается однородность физических параметров среды, учитываются системные связи между природными компонентами.

Таким образом, комплексный подход при изучении свойств геосистем, сопоставлении их с существующей на изучаемой территории техногенной нагрузкой является оптимальным для интегральной количественной оценки и выработки решений для оптимизации природопользования на изучаемой территории. Поэтому необходима разработка эффективных методов анализа пространственно-временных закономерностей функционирования геосистем в условиях сильного антропогенного пресса. Отметим, что существенная методологическая трудность исследования состоит в том, что природные комплексы представляют собой сложную систему взаимосвязей, на их функционирование и развитие влияет большое количество разнородных факторов. Кроме того, при анализе экологических ситуаций и выработке приемов рационального природопользования возникает необходимость обработки больших объемов геоэкологической информации. Эта задача, как и решение проблемы охраны и оптимизации природной среды, имеет четко выраженный пространственный аспект, поэтому изучение геосистем невозможно без использования современных геоинформационных технологий, математического и картографического моделирования.

1. Постановка задачи

Для определения экологической оценки состояния геосистем применяются самые различные подходы. Наиболее простым вариантом такой оценки является использование отдельных, индикаторных, показателей, анализ состояния которых позволяет косвенно судить о состоянии геосистемы в целом. Чаще всего берутся характеристики наиболее чувствительных к воздействию компонентов, например растительного и почвенного покрова. Весьма популярны также оценки, определяющие превышение над природным фоном, региональным уровнем и т. д., как концентраций отдельных поллютантов (ПДК, ПДВ, ОБУВ и др.), так и суммарного загрязнения компонентов ОС [1–3] или сравнение с фоновыми природными экосистемами, функционирующими вне антропогенной нагрузки.

При необходимости учета большего числа факторов наиболее распространенным приемом интеграции оценочных показателей является их представление в баллах. Следует сразу оговориться, что методам, основанным на балльных оценках, свойственны и весьма существенные недостатки, например, можно получить близкое и даже одинаковое количество баллов для различных объектов и ситуаций при неодинаковом вкладе факторов в конечный результат [5], при этом не спасает даже введение весовых коэффициентов для увеличения или уменьшения влияния факторов. Таким образом, использование интегральных баллов в процессе оценки может существенно исказить реальную картину состояния объекта. В большинстве работ, посвященных экологическим оценкам, для поиска весовых коэффициентов используется экспертный подход [5, 6]. При этом специалисты классифицируют выбранные показатели оценки антропогенного воздействия по степени влияния на ОС, и вес каждого параметра должен быть пропорционален его важности. Для этого применяются различные приемы, например шкалирование показателей или расчет по формулам [7]. Для поиска весовых коэффициентов можно использовать методы математической статистики. Примером такой оценки может являться метод взвешенных баллов. Развитие данного подхода сводится к поиску более совершенного способа расчета

весовых коэффициентов, но чаще всего усложнение процедуры не приводит к повышению точности оценки, так как значимость каждого показателя оценивается приближенно и экспертно.

Несмотря на очевидное несовершенство бальной оценки, указанный подход широко используется при проведении экологических оценок не только в России, но и в других странах из-за относительной простоты сопоставления объектов между собой и легкости интерпретации результатов. В зарубежной литературе специализированные методы, разрабатываемые для оценки антропогенного воздействия, известны под названием Environmental Impact Assessment (оценка воздействия на окружающую среду) [8]. Эти методы рассматривают разные категории воздействия, используют различные коэффициенты, методы нормализации и весовые коэффициенты [9]. При количественной оценке чаще всего применяют три подхода: анализ индикаторов [10, 11]; анализ групп показателей по различным категориям воздействия и расчет промежуточного индекса [12]; вычисление итогового индекса [13, 14]. Есть также методы, сочетающие все три подхода, поэтому считающиеся более универсальными [15, 16]. Самый распространенный способ итоговой оценки, встречающийся как в российской, так и в зарубежной литературе, – это сумма взвешенных нормализованных показателей [17, 18]:

$$FI = \sum Wf_i \times Ind_i, \quad (1)$$

где FI – итоговый индекс; Ind_i – нормализованный показатель; Wf_i – весовой коэффициент.

Большое внимание в литературе, посвященной оценке антропогенного воздействия, уделяется оценке связи между различными типами землепользования и качеством экосистем [19], развитию систем классификации для водосборных бассейнов [20], биологическим индикаторам здоровья экосистем [21], оценке индекса биологической целостности для оценки проблем загрязнения вод [22] и др. Все эти исследования показывают, что человеческая деятельность влияет на экологические функции и целостность экосистем, но среди них довольно мало работ, посвященных интегральной количественной оценке степени антропогенного воздействия, что можно объяснить сложностью обработки и интерпретации данных.

Поэтому наряду с традиционными и простыми методами, учитывая большой объем информации и пространственный аспект, который необходимо принимать во внимание при количественных оценках антропогенного воздействия, все чаще используются различные интегральные подходы, среди которых преобладают статистические методы, ГИС и пространственный анализ, моделирование, а также техники, сочетающие различные методики [23–26]. Помимо основной задачи интегральной оценки, они направлены на решение проблем, связанных с функционированием системы человек – ландшафт, с широким спектром пространственных и временных масштабов, в которых происходят ландшафтные процессы [27], а также с их непредсказуемостью и нелинейностью [28].

Одним из самых популярных подходов при статистической обработке является регрессионный анализ [29, 30]. Несмотря на ограниченные возможности по сравнению с другими методами моделирования, относительная простота

реализации, интерпретации и визуализации делает его привлекательным для многих аналитиков. Даже при использовании более сложных методов регрессионный подход оказывается ценным для параметризации модели и проверки с помощью эмпирических данных [31].

Несмотря на относительную простоту и высокую скорость получения результатов при статистической обработке, зачастую исследователи сталкиваются с проблемами, связанными с нелинейностью природных систем и несоответствием исходных данных требованию статистической нормальности.

С помощью ГИС-технологий и методов пространственного анализа эффективно обрабатываются различные пространственные данные разных типов (векторные, растровые) и масштабов, также проводятся операции наложения, буферизации, объединения и сравнения пространственных данных из различных источников [32, 33]. Инструменты, заложенные в ГИС-системах, не всегда достаточно эффективны для сложного анализа большого массива данных, поэтому чаще всего они используются совместно с методами пространственного анализа и моделирования, реализованными в специализированных статистических пакетах [34–37].

Таким образом, в процессе оценок антропогенного воздействия и состояния геосистем применяются различные методы: морфологического анализа, аналогий, экспертных оценок, картографические, матричные, статистические, приемы теории информации; теории множеств, методы алгебры и геометрии, математический анализ, математическая логика, процедуры моделирования и др. Большинство из них позволяет количественно выразить антропогенное воздействие и состояние ОС с помощью балльных оценок, ординарных, интервальных или относительных шкал и т. д. [38]. Универсального метода не существует, поэтому выбор метода для решения конкретной задачи должен проводиться, исходя из поставленных целей, полноты и качества имеющейся информации. Комбинируя различные методы, можно получить более или менее объективную картину воздействия на окружающую среду. Прежде всего необходим подробный анализ структуры взаимосвязей между исследуемыми компонентами, а на его основе – выбор перечня показателей. Для более корректной оценки необходимо сочетание методов математической статистики и моделирования, которые при правильном использовании позволят получить более точный результат.

2. Методика интегральной количественной оценки геоэкологического состояния речных бассейнов

2.1. Выбор показателей для проведения оценки. В качестве пространственной основы для проведения сбора показателей и интегральной оценки антропогенного воздействия нами был использован бассейновый подход, впервые предложенный Р. Хортоном (1948) [39]. Преимуществом использования границ речных бассейнов в качестве операционных территориальных единиц (ОТЕ) является то обстоятельство, что они представляют собой геосистемное образование со всеми присущими ему свойствами, естественными границами. Бассейны также в максимальной степени обеспечивают требования к репрезентативности выбора ОТЕ и легко конструируются при изменении уровня генерализации работ.

Одно из требований при проведении пространственных оценок – данные следует анализировать на основе наиболее мелких по площади ОТЕ и следует избегать более крупных произвольных ОТЕ, исключая случаи, когда они связаны с изучаемыми данными [32]. Относительно небольшие размеры элементарных бассейнов позволяют представить исследуемую территорию дробно, а незначительное варьирование по площади избавляет от визуального доминирования каких-либо областей при пространственной оценке. Большое количество элементарных бассейнов, покрывающих исследуемую территорию, обеспечивает достаточную выборку для проведения статистической обработки данных. Еще одним важным моментом является простота выделения этих ОТЕ и возможность обоснованного перехода к размерам ОТЕ при изменении уровня генерализации работ.

Информация, характеризующая антропогенное воздействие и состояние окружающей природной среды и содержащаяся в остальных слоях, унифицировалась, пересчитывалась на бассейны. Характеристики антропогенных воздействий разбивались на группы, отражающие воздействие различных отраслей хозяйства (сельского хозяйства, нефтегазодобывающей промышленности, транспортных коммуникаций и др.) на ОС. Такое разделение не случайно: мы считаем важной задачей оценку вклада различных отраслей в суммарную нагрузку на отдельные компоненты и ОС в целом. Поэтому характеристики состояния окружающей среды также делились на группы, отражающие состояние таких компонентов ОС, как воздух, почвы, поверхностные и подземные воды, растительный покров, животный мир.

В результате получена обширная база, содержащая данные разного вида и разной размерности, поэтому особую роль при анализе имеющейся информации мы уделим методам определения значимости показателей и выбора факторов, соответствующих требованиям экологической оценки. Использование либо слишком большого числа показателей без предварительного отбора, либо ограниченного числа индикаторов на основе экспертного анализа может, на наш взгляд, негативно сказаться на результатах оценки. Выбор перечня показателей для получения достоверной оценки мы разделили на несколько этапов.

Для проведения количественной оценки необходимо нормирование данных, представляющих собой набор показателей различной размерности и рядности:

$$\frac{x_i - \bar{x}}{S_x}, \quad (2)$$

где S_x – среднеквадратическое, или стандартное, отклонение. При этом дисперсия всех переменных будет равна, и при использовании статистических методов они будут иметь одинаковый вес. Так как распределение показателей, характеризующих компоненты ОС чаще всего далеко от нормального, обычно используются методы приведения распределения к нормальному, в нашем случае проводилось логарифмирование показателей.

Важный аспект, на который хотелось бы обратить внимание, – вероятность наличия мультиколлинеарности предикторов (объясняющих переменных), то есть тесной корреляционной взаимосвязи между отбираемыми для анализа факторами, совместно воздействующими на общий результат. Строгая мультиколлинеарность факторов не позволяет однозначно определить коэффициенты будущей

регрессии и разделить вклады предикторов в их влиянии на зависимую переменную. Если два или более фактора изменяются в значительной степени синхронно, то их вклад по отдельности становится невозможно различить, в результате оценки оказываются менее эффективными. Один из способов проверки мультиколлинеарности объясняющих переменных – анализ величины коэффициента VIF (Variance Inflation Factor), который рассчитывается для каждой i -й переменной как $VIF_i = 1/(1 - R^2)$. Здесь R^2 – коэффициент детерминации в уравнении линейной регрессии, где анализируемый предиктор i является зависимым от всех остальных отбираемых для анализа факторов. Соответственно, VIF – это доля дисперсии предиктора i , объясняемая влиянием других предикторов. VIF показывает, насколько изменения фактора i объясняются изменениями совокупности остальных объясняющих переменных. Если для какого-то предиктора коэффициент $VIF > 5$, то можно говорить о его коллинеарности с объясняющими переменными, и в этом случае можно удалить из планируемой модели предикторы, которые дублируют друг друга. Другой способ преодоления проблем, связанных с наличием мультиколлинеарности, – это получить из коллинеарных предикторов один новый комбинированный показатель, например, при помощи метода главных компонент.

После обработки таким образом всех имеющихся данных необходимо оценить взаимосвязь показателей состояния окружающей среды и факторов воздействия различных отраслей хозяйства на ее компоненты, а главное, понять структуру их взаимодействия. Это поможет не только сгруппировать взаимодействующие природные и антропогенные показатели, но и отсеять малозначимые из дальнейшей обработки. Наиболее часто используемый прием для отбора данных – построение матрицы корреляций между рассматриваемыми показателями или графов и выбор тех, которые имеют более сильную связь. В нашем случае можно увидеть, как связаны различные показатели антропогенного воздействия с факторами состояния компонентов ОС. При этом нами предлагается использовать не совсем традиционные для оценок воздействия методы ординации.

Ординация – это собирательное понятие для обозначения многомерных методов обработки данных. Метод широко используется в экологии при изучении связи растительности с условиями среды. Позволяет расположить описания растительности вдоль некоторых осей, опираясь на данные их видового состава, что дает возможность проследить существующие взаимосвязи между экологическими факторами и составом растительности [40, 41]. В случае использования методов ординации при оценке степени антропогенного воздействия можно проследить влияние различных факторов воздействия на изменение состояния компонентов ОС, проверить построенные классификации и выявить внутреннюю структуру данных. Таким образом, ординация – это качественный метод, позволяющий строить предварительные гипотезы о взаимосвязи показателей на основе их графического представления. Преимущество этого подхода состоит в том, что он показывает структуру взаимодействия даже при отсутствии сильных связей между показателями.

Ординация в настоящей работе была реализована с помощью инструментов среды статистического анализа R 2.7.0. Исходя из поставленной задачи и природы исходных данных, для ординации был выбран метод анализа избыточности

(Redundancy Analysis, RDA), основывающийся на линейных связях между переменными. В этом методе при ординировании показатели воздействия и состояния окружающей среды отображаются как векторы (оси) в едином ординационном пространстве, что позволяет провести дальнейший анализ полученных графиков для выявления связи между показателями воздействия и состояния. Чем ближе вектор показателя состояния ОС к вектору показателя воздействия (чем меньше угол между векторами), тем сильнее связь между ними. Таким образом, мы можем выделить группу показателей, наиболее связанных с тем или иным компонентом ОС, для учета в дальнейшей оценке. Для каждого показателя состояния ОС ординирование может проводиться несколько раз с разным набором показателей воздействия. Для подтверждения наличия связи между тем или иным показателем воздействия и тем или иным показателем состояния ОС необходим корреляционный анализ.

Таким образом, пропуская все многообразие показателей через «сито» критериев значимости, в конечном итоге получаем перечень факторов, которые можно использовать для получения достоверной оценки.

Этот подход, на первый взгляд, выглядит сложным и многоэтапным. Между тем он решает сложную задачу выбора ограниченного количества показателей из множества исходных факторов экологической оценки, как соответствующих требованиям статистической достоверности, так и значимых для проводимой оценки. Все это делает процесс анализа не только более корректным, но в конечном итоге значительно упрощает оценку за счет сокращения числа показателей.

2.2. Количественная оценка. Чтобы избежать субъективности в экологической оценке, свойственной традиционным ее методам, в качестве механизма отбора бассейнов с той или иной степенью воздействия на компонент окружающей среды, был выбран кластерный анализ. Для проведения классификации использован метод «дальнего соседа», а в качестве меры расстояния – метод Уорда (Ward's method) с евклидовым расстоянием. Этот метод старается получить как можно более компактные группы (кластеры).

Для описания уровня антропогенной нагрузки, который характеризует полученные кластеры, для каждого кластера были построены гистограммы распределения всех показателей.

2.3. Оценка вклада факторов при интегральной оценке воздействия. В случае проведения интегральных оценок задача определения вкладов представляется сложной и требует использования методов математического моделирования. Построив на основе отобранных показателей воздействия математическую модель состояния компонента ОС, далее, по коэффициентам, принадлежащим тому или иному фактору воздействия, мы можем судить о его вкладе в воздействие на рассматриваемый компонент ОС. Кроме того, построив модель с использованием показателей, выбранных для оценки антропогенного воздействия, можно оценить ее качество и достоверность, сравнив результаты моделирования с исходными значениями характеристики состояния геокомпонентов.

Зачастую при проведении оценок мы имеем дело с ранговыми показателями состояния ОС. В таком случае возможно использовать линейный (Linear Discri-

minant Analysis, LDA) или квадратичный дискриминантный анализ (Quadratic Discriminant Analysis, QDA). При этом показатели воздействия должны быть непрерывными (вещественными) величинами.

Различие между предсказанным и фактическим значениями состояния ОС представляется в виде разницы между классами состояния: чем меньше разница, тем точнее модель описывает воздействие на компонент.

В случае, если зависимая переменная распределена непрерывно, можно использовать множественную регрессионную модель (Generalized Regression Model, GLM).

3. Апробация методики

В качестве примера нами проведена оценка вкладов нескольких показателей на состояние подземных вод в регионе интенсивной нефтедобычи (ОАО «Татнефть»). В качестве критерия состояния подземных вод использована карта загрязнения подземных вод, составленная В.И. Мозжериним и А.Н. Шарифуллиным [42].

На основе проведенного кластерного анализа была получена карта антропогенного воздействия на подземные воды (рис. 2). В результате все бассейны были отнесены к 4 классам, три из них отражают степень воздействия от умеренного до критического, оставшийся класс показывает территорию, где нагрузка на подземные воды отсутствует.

Далее с помощью методов моделирования устанавливались качество оценки и вклады показателей воздействия в оценку состояния подземных вод.

Построена линейная дискриминантная модель для разделения классов загрязнения подземных вод в зависимости от показателей антропогенного воздействия: Подземные воды = Густота трубопроводов + Густота водоводов + Густота дорог + Плотность нефтяных источников загрязнения.

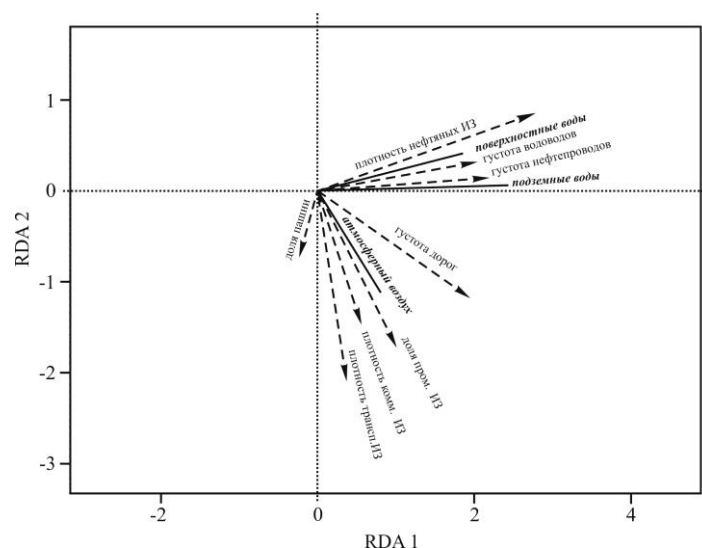


Рис. 1. Пример отбора показателей с помощью ординации (сплошной линией показаны оси показателей состояния компонентов ОС, пунктирной – векторы, характеризующие факторы антропогенного воздействия)

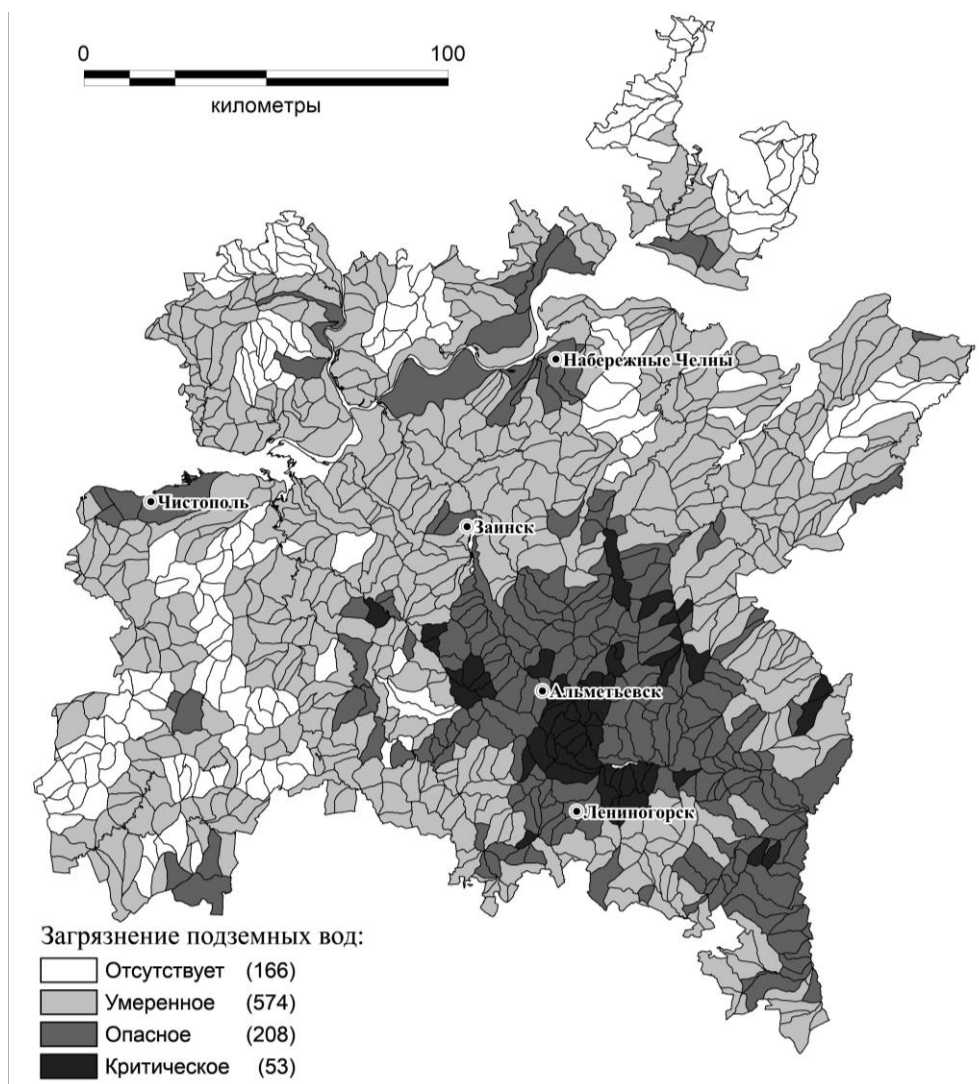


Рис. 2. Карта загрязнения поверхностных вод

Данные, приведенные в табл. 1, позволяют оценить качество моделирования зависимой переменной (загрязнение подземных вод) с помощью дискриминантного анализа и выбранных показателей воздействия. В таблице также показано, что число бассейнов, принадлежащих самому маленькому классу зависимой переменной, относится к числу бассейнов самого большого класса как 1 : 10 при допустимом отношении 1 : 9. В этом случае рекомендуется [43] малый класс бассейнов или убрать из модели, или присоединить его к близкому классу.

Табл. 2 демонстрирует, что средние каждого показателя (от густоты трубопроводов до плотности нефтяных источников загрязнения) имеют отличные (различающиеся) значения в каждом классе.

Табл. 1

Вероятности классов (представленность классов, доля наблюдений классов состояния ОС от общего количества наблюдений)

Класс загрязнения подземных вод	1	2	3	4
Доля класса от общего числа наблюдений (бассейнов)	0.17	0.56	0.21	0.06

Табл. 2

Групповые средние

Класс загрязнения подземных вод	Густота трубопроводов, км/км ²	Густота водоводов, км/км ²	Густота дорог, км/км ²	Плотность нефтяных источников загрязнения, шт./км ²
1	-0.39	-0.37	-0.17	-0.46
2	-0.29	-0.26	-0.13	-0.34
3	0.65	0.70	0.36	0.80
4	1.47	1.14	0.44	1.86

Табл. 3

Коэффициенты линейной дискриминации (разделения)

	LD1	LD2	LD3
Густота трубопроводов	0.367	-0.239	1.176
Густота водоводов	0.284	0.971	0.032
Густота дорог	0.110	0.572	-0.141
Плотность нефтяных источников загрязнения	0.918	-0.719	-0.914

Табл. 4

Вклад линейных дискриминационных компонент в разделение на группы

LD1	LD2	LD3
0.988	0.012	0.0001

Коэффициенты линейной дискриминации (табл. 3) позволяют определить вклад факторов воздействия в общую нагрузку на подземные воды. Так как первая дискриминационная компонента вносит наибольший вклад (табл. 4) в разделение классов, то в соответствии с ней и коэффициентами линейной дискриминации можно расположить показатели в порядке уменьшения вклада в разделение классов загрязнения подземных вод:

- плотность нефтяных источников загрязнения;
- густота трубопроводов;
- густота водоводов;
- густота дорог.

В результате проведенного анализа можно утверждать, что плотность нефтяных источников загрязнения лучше всего коррелирует с классом загрязнения подземных вод (вносит больший вклад в загрязнение или в большей степени использовалась при вычислении оценки класса загрязнения подземных вод). В большей степени именно благодаря этому показателю дискриминантный анализ может разделить бассейны на классы состояния ОС.

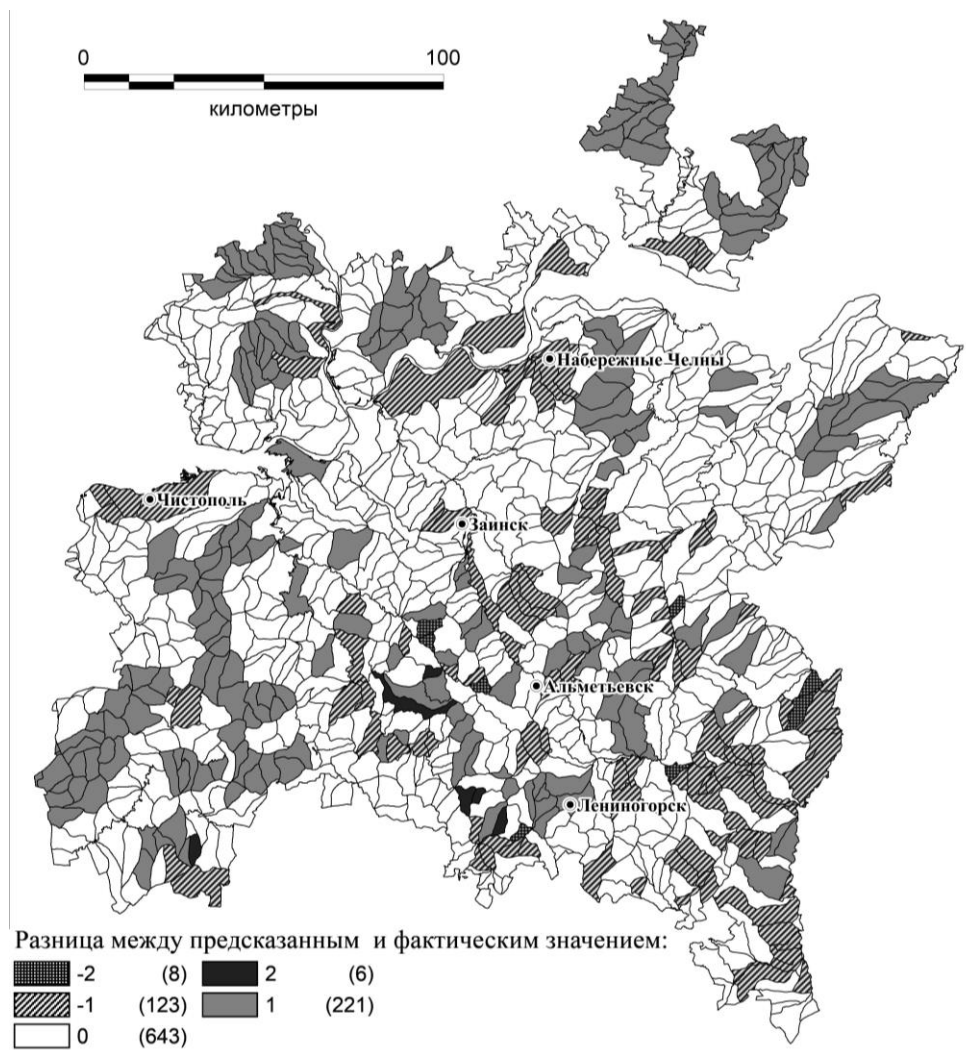


Рис. 3. Карта разностей между предсказанным и реальным значениями состояния подземных вод (линейный дискриминантный анализ)

Как видно из табл. 5 и рис. 3, с помощью построенной дискриминантной модели правильно классифицируется 643 наблюдения (бассейна). По отношению к общему числу наблюдений (1001 бассейн) это около 64% всех данных.

Абсолютно не распознается класс малозагрязненных подземных вод (1-й класс), для дискриминантного анализа этот класс (порядка 17% всех наблюдений) полностью не отличим от 2-го класса загрязнения подземных вод. Из табл. 2 видно, что средние показателей недостаточно различаются между 1-м и 2-м классами загрязнения подземных вод. 3-й класс загрязнения вод также чаще определяется как более слабо загрязненный (101 случай неправильного отнесения к 2-му классу, 10% наблюдений), то есть недооценивается степень загрязнения.

4-й класс в 50% случаев также смешивается моделью с 3-м классом загрязнения (22 бассейна) и 2 (8 бассейнов), то есть наблюдается недооценка степени

Табл. 5

Отношение наблюдаемых классов загрязнения подземных вод к предсказанным (линейный дискриминантный анализ)

Классы		Наблюдаемые			
		1	2	3	4
Предсказанные	2	168	543	101	8
	3	1	17	75	22
	4	1	4	36	25

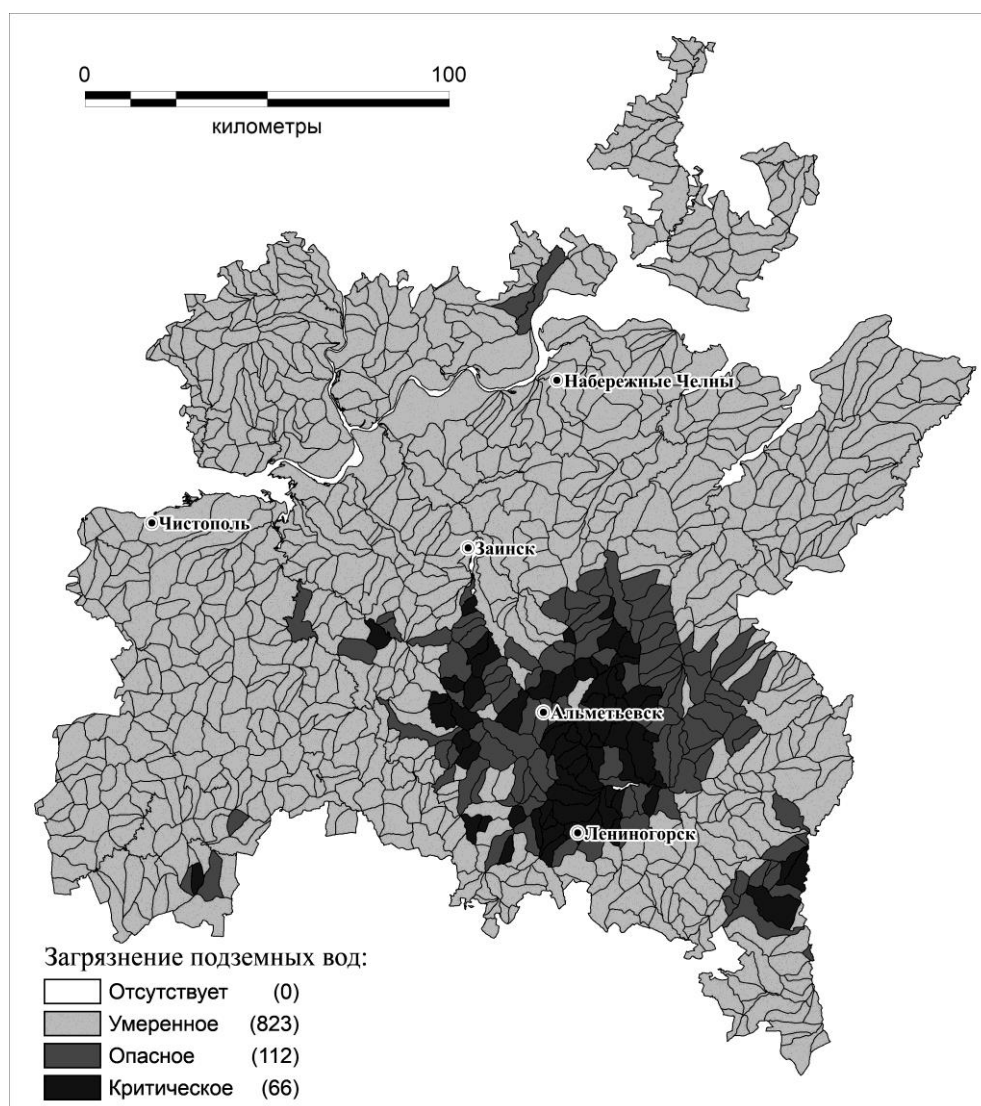


Рис. 4. Карта предсказанного состояния подземных вод (линейный анализ)

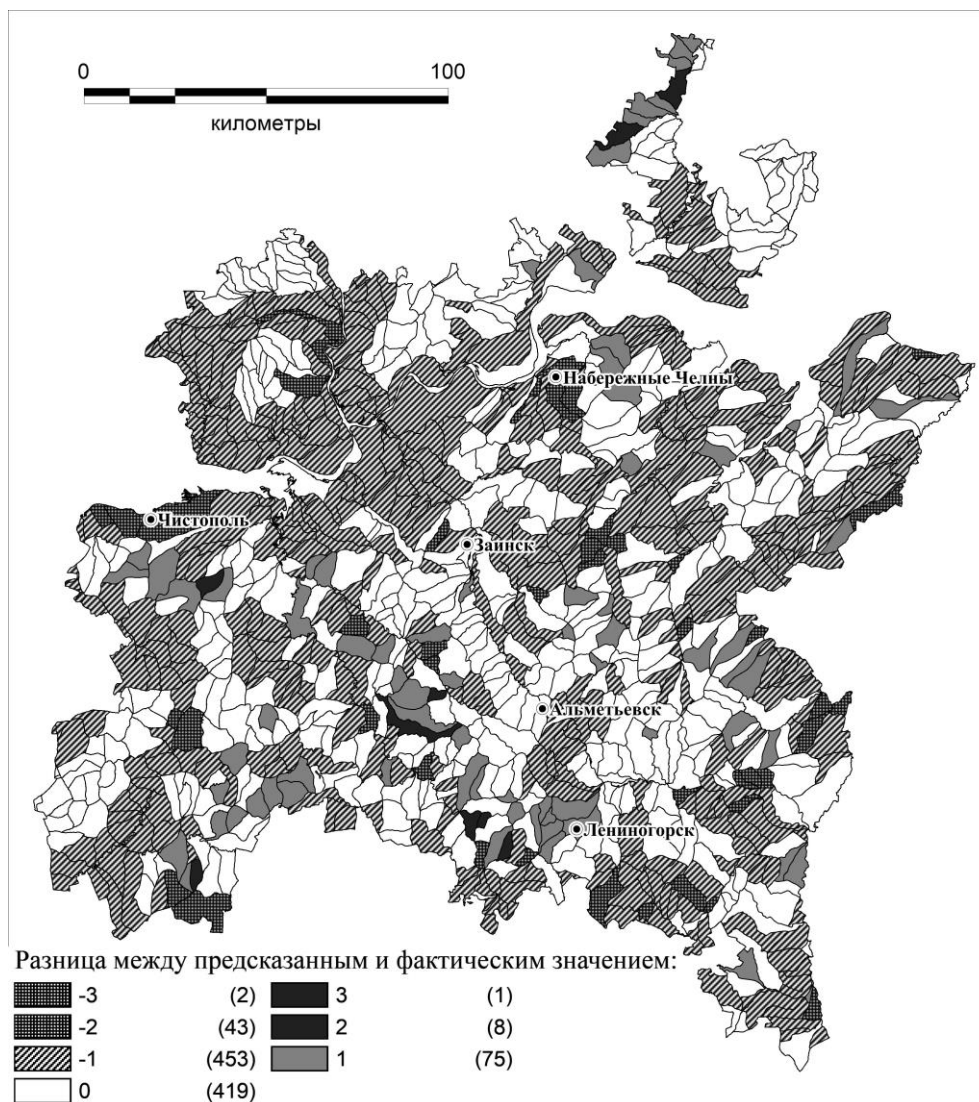


Рис. 5. Карта предсказанного состояния подземных вод (квадратичный дискриминантный анализ)

загрязнения. Построенная карта предсказанного моделью состояния подземных вод (рис. 4) подтверждает сильное влияние факторов, описывающих воздействие нефтяной промышленности и преобладающих в модели.

Использование квадратичного дискриминантного анализа, на первый взгляд, дает лучшую картину, модель описывает «потерянный» при линейном дискриминантном анализе 1-й класс (табл. 6).

Модель лучше описывает 3-й класс, но в более чем в 3 раза хуже объясняет 2-й класс состояния подземных вод. Это подтверждает и построенная карта разностей (рис. 5). Почти 60% наблюдений объяснены неверно, но большинство из них распределено между 1-м и 2-м классами. Тем не менее благодаря появлению на карте 1-го класса карта выглядит более адекватно и похоже на оригинал (рис. 6).

Табл. 6

Отношение наблюдаемых классов загрязнения подземных вод к предсказанным (квадратичный дискриминантный анализ)

Классы		Наблюдаемые			
		1	2	3	4
Предсказанные	1	138	368	38	2
	2	27	161	53	5
	3	4	31	104	32
	4	1	4	17	16

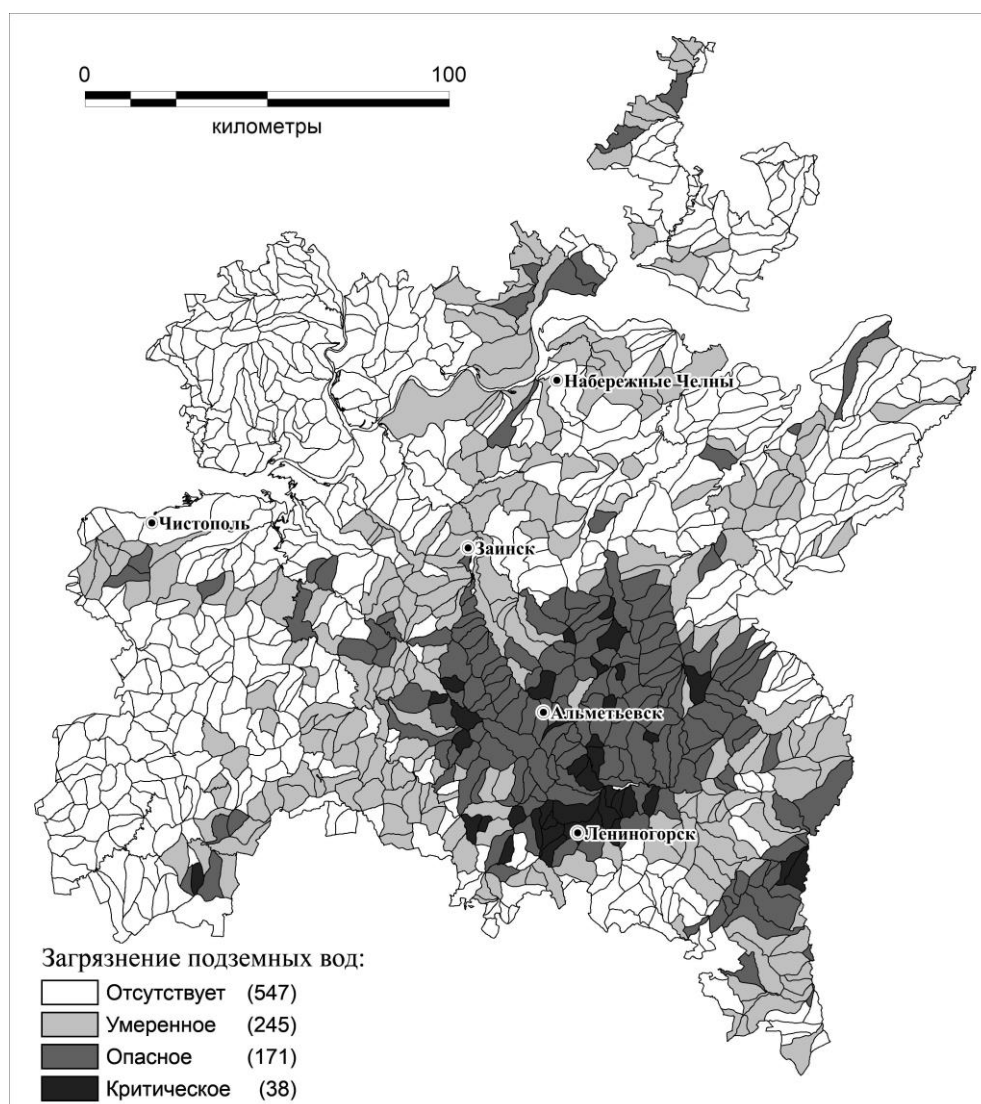


Рис. 6. Карта предсказанного состояния подземных вод (квадратичный дискриминантный анализ)

Расхождение между модельной классификацией степени загрязнения подземных вод и наблюдаемой можно объяснить следующими причинами.

- Модели нужны дополнительные показатели антропогенного загрязнения, которые бы позволяли однозначно разделить бассейны, относящиеся к классам высокой и низкой загрязненности.

- Не учитываются модели пространственного переноса и аккумуляции загрязняющих веществ. Так, в результате пространственного переноса загрязнению могут подвергаться подземные воды бассейнов, которые подвергаются малой антропогенной нагрузке, и как результат, степень загрязнения подземных вод будет недооценена.

- Не учитываются давность воздействия и связанные с ней аккумуляция и отдача загрязнителей, что приводит к недооценке степени загрязнения подземных вод.

- Не оценивается работа по предотвращению загрязнения подземных вод (очистные сооружения, щадящие экологичные технологии добычи, строительства дорог и пр.), что при внешней формальной оценке может приводить к переоценке возможной степени загрязнения подземных вод в бассейне.

- Не учитывается устойчивость водоносных пород/материалов/горизонтов, барьерные функции растительного покрова к антропогенному воздействию и передаче загрязнения от источников подземным водам, что также может приводить к переоценке возможной степени загрязнения подземных вод в бассейне. Следует также учесть, что сопротивляемость и барьерные функции могут быть нелинейно связаны с нагрузкой, так при малой антропогенной нагрузке эти функции могут быть достаточно выражены, тогда как при увеличении нагрузки эти функции могут не проявляться вовсе.

Заключение

Разработана методика количественной оценки антропогенного воздействия на бассейновые геосистемы в регионе интенсивной нефтедобычи. Она основана на использовании комплекса математико-статистических методов с применением ГИС-технологий.

Одним из преимуществ этой методики перед существующими подходами к оценке антропогенного воздействия является особое внимание, уделяемое алгоритму отбора показателей на основе оценки их значимости. Тщательный выбор показателей, а также отказ от использования весовых коэффициентов повышают объективность итоговой оценки. Другим достоинством разработанного подхода является возможность оценки вклада различных отраслей народного хозяйства в воздействие на геосистемы с использованием методов математического моделирования.

Апробация методики показала, что карта антропогенного воздействия на подземные воды, полученная с на основе построенной модели, отличается от фактической. Это можно объяснить недостаточным количеством факторов, использованных в модели, их качеством, а также нелинейностью взаимосвязей показателей, описывающих антропогенное воздействие с характеристиками состояния компонентов ОС. Тем не менее, несмотря на указанные ограничения построенной

модели, можно признать, что она позволяет получить достаточно хорошее согласие с наблюдаемой картиной степени загрязнения подземных вод. Более детальный подбор показателей и анализ получаемых моделей позволят добиться более достоверного результата при проведении интегральной оценки, а также определить роль каждого из показателей антропогенного воздействия в оказываемом влиянии на определенный компонент окружающей среды.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта Русского географического общества (проект 13-05-41126).

Литература

1. *Козлов М.Я.* Использование информационных технологий для оценки антропогенных нагрузок на экосистемы регионов: Дис. ... канд. геогр. наук. – М., 1999. – 231 с.
2. *Паничев В.И.* Методология комплексной оценки техногенного воздействия горного производства на окружающую среду: Дис. ... д-ра техн. наук. – М., 2004. – 393 с.
3. *Петина В.И.* Интегральная оценка экологической ситуации и охрана окружающей среды Белгородской области: Дис. ... канд. геогр. наук. – Воронеж, 1999. – 189 с.
4. *Коробов В.Б., Кочуров Б.И.* Балльные классификации в геоэкологии: преимущества и недостатки // Проблемы региональной экологии. – 2007. – № 1. – С. 66–70.
5. *Коробов В.Б.* Экспертные методы в географии и геоэкологии. – Архангельск: Поморский ун-т, 2008. – 236 с.
6. *Крайнева О.В., Губайдуллин М.Г.* Экспертная оценка потенциальной опасности нефтей Торавейского месторождения при возможных аварийных разливах // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. – 2014. – № 8. – С. 12–19.
7. *Белов Н.С.* Оценка геоэкологической ситуации в речных бассейнах Калининградской области с применением геоинформационных технологий: Дис. ... канд. геогр. наук. – Калининград, 2011. – 161 с.
8. *Rotmans J.* Methods for IA: The challenges and opportunities ahead // Environ. Model. Assess. – 1998. – V. 3, No 3. – P. 155–179.
9. *Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G.* Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice // Environ. Int. – 2004. – V. 30, No 5. – P. 721–739.
10. *Toffoletto L., Bulle C., Godin J., Reid C., Deschenes L.* LUCAS – a new LCIA method used for a Canadian-specific context // Int. J. Life Cycle Assess. – 2007. – V. 12, No 2. – P. 93–102.
11. *Zhang X., Li C., Fu C., Zhang S.* Environmental impact assessment of chemical process using the green degree method // Ind. Eng. Chem. Res. – 2008. – V. 47, No 4. – P. 1085–1094. – doi: 10.1021/ie0705599.
12. *Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M.Z.* USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and fresh water ecotoxicity in life cycle impact assessment // Int. J. Life Cycle Assess. – 2008. – V. 13, No 7. – P. 532–546.
13. *Frischknecht R., Steiner R., Jungbluth N.* The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies No. 0906. – Bern: Federal Office for the Environment, 2009. – 188 p.

14. Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (eds.) Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge, United Kingdom; N. Y., USA: Cambridge Univ. Press, 2007. – 996 p.
15. Goedkoop M.J., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., Van Zelm R. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation. – 2009. – URL: http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf, свободный.
16. Torres C.M., Gadalla M.A., Mateo-Sanz J.M., Estellert L.J. Evaluation tool for the environmental design of chemical processes // *Ind. Eng. Chem. Res.* – 2011. – V. 50, No 23. – P. 13466–13474. – doi: 10.1021/ie201024b.
17. Саудов А.Г., Григорьева О.В., Панин А.В. Интегральная оценка негативных воздействий техногенных объектов на окружающую среду с использованием материалов аэрокосмосъемки // *Труды СПИИРАН.* – 2013. – Вып. 8 (31). – С. 177–189.
18. Reiss K.C., Hernandez E., Brown M.T. Application of the landscape development intensity (LDI) index in wetland mitigation banking // *Ecol. Model.* – 2014. – V. 271. – P. 83–89. – doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.04.017.
19. Galatowitsch S.M., Whited D.C., Lehtinen R., Husveth J., Schik K. The vegetation of wet meadows in relation to their land-use // *Environ. Monit. Assess.* – 2000. – V. 60, No 2. – P. 121–144.
20. Habersack H.M. The river-scaling concept (Rsc): A basis for ecological assessments // *Hydrobiologia.* – 2000. – V. 422–423. – P. 49–60.
21. Jones B., Neale A.C., Wade T.G., Wickham J.D., Cross C.L., Edmonds C.M., Loveland T.R., Nash M.S., Riitters K.H., Smith E.R. The consequences of landscape change on ecological resources: An assessment of the United States Mid-Atlantic region, 1973–1993 // *Ecosystem Health.* – 2001. – V. 7, No 4. – P. 229–241.
22. Karr J.R., Chu E.W. Sustaining living rivers // *Hydrobiologia.* – 2000. – V. 422–423. – P. 1–14.
23. Ермолаев О.П. Картографо-геоинформационное обеспечение работ по оценке современного состояния окружающей среды региона // *Экол. консалтинг.* – 2002. – № 1. – С. 2–13.
24. Ермолаев О.П., Савельев А.А., Усманов Б.М. Методы количественных оценок экологического состояния окружающей среды и пространственного отображения результатов оценки. – Казань, 2002. – 23 с. – Деп. в ВИНТИ 07.05.2002. № 809.
25. Трофимов А.М., Рубцов В.А., Ермолаев О.П. Региональный геоэкологический анализ. – Казань: Бриг, 2009. – 270 с.
26. Yermolaev O.P., Usmanov B.M. The basin approach to the anthropogenic impact assessment in oil-producing region // 14th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation, SGEM2014 Conf. Proc. – 2014. – V. 2. – P. 681–688.
27. Werner B.T., McNamara D.E. Dynamics of coupled human-landscape systems // *Geomorphology.* – 2007. – V. 91, No 3–4. – P. 393–407.
28. Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Folke C., Alberti M., Redman C.L., Schneider S.H., Ostrom E., Pell A.N., Lubchenco J., Taylor W.W., Ouyang Z., Deadman P., Kratz T., Provenche W. Coupled human and natural systems // *Ambio.* – 2007. – V. 36, No 8. – P. 639–649.

29. *Wandersee S.M., An L., López-Carr D., Yang Y.* Perception and decisions in modeling coupled human and natural systems: A case study from Fanjingshan National Nature Reserve, China // *Ecol. Model.* – 2012. – V. 229. – P. 37–49. – doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.08.004.
30. *Weeks J.R., Getis A., Hill A.G., Agyei-Mensah S., Rain D.* Neighborhoods and fertility in Accra, Ghana: An AMOEBA-based approach // *Ann. Assoc. Am. Geogr.* – 2010. – V. 100, No 3. – P. 558–578.
31. *An L.* Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models // *Ecol Model.* – 2012. – V. 229. – P. 25–36. – doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010.
32. *Bailey T.C., Gatrell A.C.* Interactive spatial data analysis. – Harlow: Longman Scientific & Technical, 1995. – 413 p.
33. *Maguire D.J., Batty M., Goodchild M.F.* (eds.) GIS, spatial analysis, and modeling. – Redlands: ESRI, 2005. – 480 p.
34. *Anselin L., Syabri I., Kho Y.* GeoDa: An introduction to spatial data analysis // *Geogr. Anal.* – 2006. – V. 38, No 1. – P. 5–22.
35. *Bivand R.* Spdep: spatial dependence: weighting schemes, statistics and models. – URL: <http://rpackages.ianhowson.com/cran/spdep/>.
36. *Fischer M.M., Getis A.* Handbook of applied spatial analysis: Software tools, methods and applications. – Berlin: Springer, 2010. – 811 p.
37. *Goodchild M.F.* GIS and modeling overview // *Maguire D.J., Batty M., Goodchild M.F.* (eds.) GIS, spatial analysis, and modeling. – Redlands: ESRI, 2005. – P. 1–18.
38. *Хомяков П.М., Конищев В.Н., Пегов С.А., Смолина С.Г., Хомяков Д.М.* Моделирование динамики геоэкосистем регионального уровня. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2000. – 382 с.
39. *Хортон П.Е.* Эрозионное развитие рек и водосборных бассейнов. – М.: Иностран. лит., 1948. – 156 с.
40. *Makarek V., Legendre P.* Nonlinear redundancy analysis and canonical correspondence analysis based on polynomial regression // *Ecology.* – 2002. – V. 83, No 4. – P. 1146–1161.
41. *Ter Braak C.J.F.* Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis // *Ecology.* – 1986. – V. 67, No 5. – P. 1167–1179.
42. Предварительная оценка воздействия на окружающую среду технологических процессов разработки мелких нефтяных месторождений методами геоинформационных технологий / Под ред. проф. О.П. Ермолаева, Н.П. Торсуева. – Казань, 2001. – Т. 1. – 620 с.
43. *Zuur A., Ieno E.N., Smith G.M.* Analyzing Ecological Data. – N. Y.: Springer, 2007. – 672 p.

Поступила в редакцию
24.09.14

Ермолаев Олег Петрович – доктор географических наук, профессор кафедры ландшафтной экологии, Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия.
E-mail: oyermol@kpfu.ru

Усманов Булат Мансурович – ассистент кафедры ландшафтной экологии, Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия.
E-mail: busmanof@kpfu.ru

Чижикова Нелли Александровна – кандидат биологических наук, доцент кафедры моделирования экологических систем, Казанский (Приволжский) федеральный университет, г. Казань, Россия.
E-mail: Nelly.Chizhikova@kpfu.ru

* * *

ASSESSMENT OF ANTHROPOGENIC IMPACT ON BASIN GEOSYSTEMS IN A REGION OF INTENSE OIL PRODUCTION

O.P. Ermolaev, B.M. Usmanov, N.A. Chizhikova

Abstract

This article discusses the use of an integrated approach to the environmental assessment of the activity of Tatneft Company (Tatarstan, Russia). A method that minimizes the subjectivity of the evaluation is proposed. Special attention is paid to the algorithm for selecting the most relevant characteristics for the integrated assessment of the human impact. The method is tested using the example of evaluation of the anthropogenic loading on the basin geosystems in the region under study. The combination of the basin approach, GIS technologies, statistical methods and mathematical modeling makes it possible not only to quantify the human impact on the environment, but also to determine the contribution of individual industries as well as to evaluate the quality of the assessment.

Keywords: basin approach, anthropogenic impact, integrated assessment, spatial analysis, geographic information systems, environment, nature management.

References

1. Kozlov M.Ya. Use of information technologies for assessment of anthropogenic loading on regional ecosystems. Cand. Geogr. Sci. Dis., Moscow, 1999. 231 p. (In Russian)
2. Panichev V.I. Methods for complex evaluation of the impact of mining industry on the environment. Dr. Techn. Sci. Diss., Moscow, 2004. 393 p. (In Russian)
3. Petina V.I. Integrated assessment of ecological situation and environmental protection in the Belgorod Region. Cand. Geogr. Sci. Diss. Voronezh, 1999. 189 p. (In Russian)
4. Korobov V.B., Kochurov B.I. Score classifications in geoecology: advantages and disadvantages. *Problemy regionalnoi ekologii*, 2007, no. 1, pp. 66–70. (In Russian)
5. Korobov V.B. Expert Methods in Geography and Geoecology. Arkhangelsk: Pomorskii Univ., 2008. 236 p. (In Russian)
6. Kraineva O.V., Gubaidullin M.G. Expert assessment of the potential danger of oils from the Toraveiskoe deposit in case of possible emergency spills. *Zashchita okruzhayushchei sredy v neftegazovom komplekse* [Environmental Protection in an Oil and Gas Complex], 2014, no. 8, pp. 12–19. (In Russian)
7. Belov N.S. Assessment of the geoecological situation in the river basins of the Kaliningrad Region using geoinformation technologies. Cand. Geogr. Sci. Diss., Kaliningrad, 2011. 161 p. (In Russian)
8. Rotmans J. Methods for IA: The challenges and opportunities ahead. *Environ. Model. Assess.*, 1998, vol. 3, no. 3, pp. 155–179.
9. Pennington D.W., Potting J., Finnveden G., Lindeijer E., Jolliet O., Rydberg T., Rebitzer G. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environ. Int.*, 2004, vol. 30, no. 5, pp. 721–739.
10. Toffoletto L., Bulle C., Godin J., Reid C., Deschenes L. LUCAS – a new LCIA method used for a Canadian-specific context. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 2007, vol. 12, no. 2, pp. 93–102.
11. Zhang X., Li C., Fu C., Zhang S. Environmental impact assessment of chemical process using the green degree method. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 2008, vol. 47, no. 4, pp. 1085–1094. doi: 10.1021/ie0705599.
12. Rosenbaum R.K., Bachmann T.M., Gold L.S., Huijbregts M.A.J., Jolliet O., Juraske R., Koehler A., Larsen H.F., MacLeod M., Margni M., McKone T.E., Payet J., Schuhmacher M., van de Meent D., Hauschild M.Z. USEtox – the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and fresh water ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.*, 2008, vol. 13, no. 7, pp. 532–546.
13. Frischknecht R., Steiner R., Jungbluth N. The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies No. 0906. Bern, Federal Office for the Environment, 2009. 188 p.

14. Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller H.L. (eds.) *Climate Change 2007: the Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom, N. Y., USA, Cambridge Univ. Press, 2007. 996 p.
15. Goedkoop M.J., Heijungs R., Huijbregts M., De Schryver A., Struijs J., Van Zelm R. ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation. 2009. Available at: http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/publications/recipe_characterisation.pdf.
16. Torres C.M., Gadalla M.A., Mateo-Sanz J.M., Estellert L.J. Evaluation tool for the environmental design of chemical processes. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 2011, vol. 50, no. 23, pp. 13466–13474. doi: 10.1021/ie201024b.
17. Saidov A.G., Grigoreva O.V., Panin A.V. Integrated assessment of the negative impact of industrial objects on the environment using aerospace survey data. *Trudy SPIIRAN*, 2013, vol. 8, no. 31, pp. 177–189. (In Russian)
18. Reiss K.C., Hernandez E., Brown M.T. Application of the landscape development intensity (LDI) index in wetland mitigation banking. *Ecol. Model.*, 2014, vol. 271, pp. 83–89. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2013.04.017.
19. Galatowitsch S.M., Whited D.C., Lehtinen R., Husveth J., Schik K. The vegetation of wet meadows in relation to their land-use. *Environ. Monit. Assess.*, 2000, vol. 60, no. 2, pp. 121–144.
20. Habersack H.M. The river-scaling concept (Rsc): A basis for ecological assessments. *Hydrobiologia*, 2000, vols. 422–423, pp. 49–60.
21. Jones B., Neale A.C., Wade T.G., Wickham J.D., Cross C.L., Edmonds C.M., Loveland T.R., Nash M.S., Riitters K.H., Smith E.R. The consequences of landscape change on ecological resources: An assessment of the United States Mid-Atlantic region, 1973–1993, *Ecosystem Health*, 2001, vol. 7, no. 4, pp. 229–241.
22. Karr J.R., Chu E.W. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, 2000, vols. 422–423, pp. 1–14.
23. Ermolaev O.P. Cartographic and geoinformation support of assessment of the current environmental situation in the region. *Ekol. Konsalting*, 2002, no. 1, pp. 2–13. (In Russian)
24. Ermolaev O.P., Savelev A.A., Usmanov B.M. Methods for the qualitative assessments of environmental conditions and the spatial imaging of the results. Kazan, 2002. 23 p. Dep. with VINITI, 07.05.2002, № 809.
25. Trofimov A.M., Rubtsov V.A., Ermolaev O.P. Regional Geoecological Analysis. Kazan, Brig, 2009. 270 p. (In Russian)
26. Yermolaev O.P., Usmanov B.M. The basin approach to the anthropogenic impact assessment in oil-producing region. *14th SGEM GeoConference on Ecology, Economics, Education and Legislation, SGEM2014 Conf. Proc.*, 2014, vol. 2, pp. 681–688.
27. Werner B.T., McNamara D.E. Dynamics of coupled human-landscape systems. *Geomorphology*, 2007, vol. 91, nos. 3–4, pp. 393–407.
28. Liu J., Dietz T., Carpenter S.R., Folke C., Alberti M., Redman C.L., Schneider S.H., Ostrom E., Pell A.N., Lubchenco J., Taylor W.W., Ouyang Z., Deadman P., Kratz T., Provenche W. Coupled human and natural systems. *Ambio*, 2007, vol. 36, no. 8, pp. 639–649.
29. Wandersee S.M., An L., López-Carr D., Yang Y. Perception and decisions in modeling coupled human and natural systems: A case study from Fanjingshan National Nature Reserve, China. *Ecol. Model.*, 2012, vol. 229, pp. 37–49. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.08.004.
30. Weeks J.R., Getis A., Hill A.G., Agyei-Mensah S., Rain D. Neighborhoods and fertility in Accra, Ghana: An AMOEBA-based approach. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 2010, vol. 100, no. 3, pp. 558–578.
31. An L. Modeling human decisions in coupled human and natural systems: Review of agent-based models. *Ecol. Model.*, 2012, vol. 229, pp. 25–36. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.07.010.
32. Bailey T.C., Gatrell A.C. *Interactive Spatial Data Analysis*. Harlow, Longman Scientific & Technical, 1995. 413 p.
33. Maguire D.J., Batty M., Goodchild M.F. (eds.) *GIS, Spatial Analysis, and Modeling*. Redlands, ESRI, 2005. 480 p.

34. Anselin L., Syabri I., Kho Y. GeoDa: An introduction to spatial data analysis. *Geogr. Anal.*, 2006, vol. 38, no. 1, pp. 5–22.
35. Bivand R. Spdep: spatial dependence: weighting schemes, statistics and models. Available at: <http://rpackages.ianhowson.com/cran/spdep/>.
36. Fischer M.M., Getis A. Handbook of applied spatial analysis: Software tools, methods and applications. Berlin, Springer, 2010. 811 p.
37. Goodchild M.F. GIS and modeling overview. *Maguire D.J., Batty M., Goodchild M.F. (eds.) GIS, spatial analysis, and modeling*. Redlands, ESRI, 2005, pp. 1–18.
38. Khomyakov P.M., Konishchev V.N., Pegov S.A., Smolina S.G., Khomyakov D.M. Modeling of dynamics of regional-level geosystems. Moscow, Izd. Mosk. Univ., 2000. 382 p. (In Russian)
39. Horton R.E. Erosional Development of Streams and Their Drainage Basins. Moscow, Inostr. lit., 1948. 156 p. (In Russian)
40. Makarenkov V., Legendre P. Nonlinear redundancy analysis and canonical correspondence analysis based on polynomial regression. *Ecology*, 2002, vol. 83, no. 4, pp. 1146–1161.
41. Ter Braak C.J.F. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 1986, vol. 67, no. 5, pp. 1167–1179.
42. Ermolaev O.P., Torsuev N.P. (eds.) Preliminary estimation of the environmental impact of small oil deposits development using geoinformation methods. Kazan, 2001. Vol. 1. 620 p. (In Russian)
43. Zuur A., Ieno E.N., Smith G.M. Analyzing Ecological Data. N. Y., Springer, 2007. 672 p.

Received
September 24, 2014

Ermolaev Oleg Petrovich – PhD in Geography, Professor, Department of Landscape Ecology, Institute of Environmental Sciences, Kazan Federal University, Kazan, Russia.

E-mail: oyermol@kpfu.ru

Usmanov Bulat Mansurovich – Assistant Lecturer, Department of Landscape Ecology, Institute of Environmental Sciences, Kazan Federal University, Kazan, Russia.

E-mail: busmanof@kpfu.ru

Chizhikova Nelli Aleksandrovna – PhD in Biology, Associate Professor, Department of Ecological Systems Modeling, Institute of Environmental Sciences, Kazan Federal University, Kazan, Russia.

E-mail: Nelly.Chizhikova@kpfu.ru