

ЭНТРОПИЯ АБИОТИЧЕСКИХ ГЕОСФЕР И МОДЕЛЬ ДЛЯ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗА ИХ СОСТОЯНИЯ

О.В. Базарский, Ж.Ю. Кочетова

Военно-воздушная академия имени профессора Н.Е. Жуковского и Ю.А. Гагарина, Воронеж, Россия

Эл. почта: zk_yva@mail.ru

Статья поступила в редакцию 27.02.2021; принята к печати 30.03.2021

Показано, что стандартные методики суммирования коэффициентов концентрации (опасности) различных загрязняющих веществ в абиотических геосферах не являются аддитивными, поэтому не могут быть универсальными. Универсальной является энтропийная модель, развиваемая для биологических структур. Классическое определение энтропии не может быть использовано при описании абиотических структур, так как они обладают как случайной, так и детерминированной составляющей. Получено новое выражение для расчета энтропии абиотических структур на основе экологического риска, построена энтропийная модель оценки экологической устойчивости таких структур, дающая прогноз их развития. Произведена верификация модели путем сравнения результатов оценки экологического состояния тест-объекта по энтропийной и классической методикам. Стандартная методика дает намного завышенную ранговую оценку экологической ситуации вследствие своей неаддитивности. По энтропийной методике сделан прогноз развития экологической ситуации тестируемого участка.

Ключевые слова: устойчивость экологических систем, энтропийный подход, теория информации, Маргалеф, модель Ферхюльста.

ENTROPY OF ABIOTIC GEOSPHERES AND A MODEL FOR ASSESSING AND FORECASTING THEIR STATES

O.V. BazarSKIY, Zh.Yu. Kochetova

Air Force Academy named after Prof. N. Ye. Zhukovskiy and Yu. A. Gagarin, Voronezh, Russia

Email: zk_yva@mail.ru

It has been shown in the present work that the methods used to sum up the coefficients of concentrations (hazards) of different pollutants in the abiotic geospheres are not additive and therefore cannot be universal. Universal is the entropic model developed for the biological structures. However, the classic definition of entropy is not appropriate for the abiotic structures because it comprises both stochastic and deterministic components. In the present work, a novel formula for calculating entropy of abiotic structures based on the environmental risk is proposed and an entropic model for assessing the environmental stability of such structures has been constructed for forecasting their development. The model has been tested by comparing the results of assessing the conditions of a test plot according to the entropic and the classic methodology. The classing one being non-additive yields somewhat overrated rank estimates. The entropic methodology makes it possible to forecast the ecological conditions of the test plot.

Keywords: stability of ecological systems, entropic approach, information theory, Margalef, Verhulst model.

Введение

В настоящее время оценка экологического состояния абиотических геосфер (литосферы, атмосферы, гидросферы) проводится путем измерения концентраций загрязняющих веществ в контрольных точках с последующей нормировкой их содержания относительно фоновых или предельно допустимых концентраций. Полученные таким образом коэффициенты концентрации (или коэффициенты опасности) для различных загрязняющих веществ суммируются, однако это не позволяет проводить интегральную оценку состояния различных геосфер.

В частности, эколого-геохимические исследования литосферы проводятся согласно стандартной схеме (ГОСТ 53123-2008). Объект исследования делится на пункты исследования, на каждом из которых по методу конверта производится отбор проб почв. Количество точек отбора проб в зависимости от функциональной зоны расположения пункта исследования варьируется от одного до четырех на один гектар. Измерения проводят по нескольким приоритетным загрязняющим веществам (ЗВ). В зависимости от индивидуальных особенностей расположения объекта исследования и имеющихся результатов проводимого

ранее мониторинга эколог может комбинировать загрязнители и варьировать их количество в различных сочетаниях.

Экологическое состояние литосферы на объекте исследования вычисляется по следующей формуле:

$$Z_{cp} = \frac{\sum_{i=1}^N Z_j}{N} = \frac{\sum_{i=1}^N (\sum_{i=1}^n K_{\phi i} - (n-1))}{N} = \frac{\sum_{i=1}^N (\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{\phi i}} - (n-1))}{N}, \quad (1)$$

где Z_j – суммарный коэффициент концентрации по j -му пункту исследования; C_i – концентрация i -го ЗВ; $C_{\phi i}$ – фоновая концентрация i -го ЗВ; n – число ЗВ; N – число измерительных участков.

Коэффициент концентрации K_i , равный отношению $C_i/C_{\phi i}$, определяет число состояний i -го ЗВ. Шаг дискретизации числа состояний определяется региональным фоном $C_{\phi i}$.

Стандартная методика имеет два недостатка:

1. Суммируются все состояния загрязняющих веществ, которые не являются аддитивными величинами. Согласно теории информации, должны суммироваться не состояния, а логарифмы числа состояний загрязняющих веществ, которые являются аддитивными величинами [12].

2. В стандартной методике среднеарифметическое усреднение по объекту исследования (ОИ) производится по малому числу пунктов исследования N . Это допустимо, когда величина Z_j имеет малую вариабельность по объекту исследования. В противном случае за истинное значение измеряемой величины Z_{cp} нужно принимать математическое ожидание, для вычисления которого имеющейся статистики недостаточно.

Если же существующую методику изменить и перейти к энтропийной модели, то оба недостатка устраняются. Впервые понятие энтропии как меры беспорядка случайной системы в физике ввел Л. Больцман. Случайность в макромире возникает в системах, содержащих большое число частиц, когда предсказать состояние системы мы можем лишь с некоторой вероятностью. В принципе, детерминизм – это частный случай, когда время релаксации системы (перехода в другое состояние) много больше времени измерения состояния этой системы.

С развитием теории информации и кибернетики И. Пригожиным, Н. Винером, Э. Шредингером, К. Шенноном и другими выдающимися учеными было доказано, что мера энтропии – это количество информации, имеющееся о системе, со знаком минус. То есть управление системой за счет использования информации о ее состоянии позволяет уменьшить энтропию, упорядочить систему [13].

С применением кибернетического подхода начали активно изучаться в основном биологические объекты, которые обладают памятью и функционируют циклично, сохраняя свой гомеостаз. При этом в первой фазе цикла они увеличивают свою энтропию, а во второй «сбрасывают» ее в окружающую среду, деградируя ее. Таким образом, сумма положительной и отрицательной энтропии в цикле близка к нулю, но не равна ему за счет старения организмов. Кибернетический подход в экологии к описанию биологических структур впервые был предложен Р. Маргалевым [6], в России этот подход развивается Г. Розенбергом [8, 9].

Однако для описания абиотических геосфер (в частности литосферы) господствует классическая парадигма с недостатками, отмеченными выше. Кибернетический подход здесь использовать гораздо сложнее по следующим причинам:

1. Время релаксации депонирующих абиотических структур существенно больше времени измерения их состояний, то есть они характеризуются значительным уровнем детерминизма, тогда как энтропийный подход близок случайным системам. Однако геоэкологические измерения на достаточно протяженных географических территориях выявляют случайную составляющую.

2. Чтобы репрезентативно использовать энтропийный подход для описания абиотических систем, необходимо очень большое число измерений, что экономически затруднительно.

Для разрешения этих противоречий предлагается ввести новое понятие – «энтропия абиотических геосфер» и развить энтропийную модель для оценки и прогнозирования их состояния.

Энтропия абиотических геосфер

Экологический риск, определяемый одним ЗВ, можно вычислить по классической формуле [10]:

$$R = P \cdot C, \quad (2)$$

где P – вероятность присутствия некоего ЗВ на ОИ (опасность); C – концентрация этого ЗВ на ОИ (ущерб).

Нормированное на ущерб приращение экологического риска рассчитывается по формуле:

$$\frac{dR}{C} = P \frac{dC}{C}. \quad (3)$$

Величина $\frac{dR}{C}$ определяет увеличение степени беспорядка экологической системы относительно исходного уровня или приращение энтропии dS системы. Эта величина является аддитивной. Проинтегрируем обе части выражения (3):

$$dS = P \cdot \ln C + A. \quad (4)$$

Постоянную интегрирования A определим из условия $dS = 0$ при $C \leq C_{\phi}$:

$$A = -P \cdot \ln C_{\phi}. \quad (5)$$

Тогда для одного загрязняющего вещества можно записать:

$$dS = P \cdot \ln \frac{C}{C_\phi} = P \cdot \ln K. \quad (6)$$

Если $K \leq 1$, то деградации окружающей среды не происходит, и рассматриваемое ЗВ не опасно для человека.

Для нескольких загрязняющих веществ n изменение энтропии системы рассчитывается по формуле:

$$\Delta S = \sum_{i=1}^n P_i \ln K_i. \quad (7)$$

Поскольку измерения производятся методом конверта (масса грунтов в пяти точках отбора проб суммируется в одной пробе), и априори вероятность присутствия каждого ЗВ в каждой точке отбора проб не известна, то считаем эти события равновероятными ($P = 0,2$). Тогда:

$$\Delta S = 0,2 \sum_{i=1}^n \ln K_i, \quad (8)$$

Для N измерительных пунктов суммарное приращение энтропии равно:

$$S_\Sigma = \sum_{j=1}^N \Delta S_j = 0,2 \sum_{j=1}^N \left(\sum_{i=1}^n \ln K_i \right). \quad (9)$$

Энтропийная нелинейная модель оценки и прогнозирования состояния абиотических геосфер

В качестве базовой модели для оценки эколого-геохимического состояния системы примем рекуррентную модель ограниченного роста параметра Ферхюльста [10], преобразованную следующим образом:

$$P_{t+1} = SP_t(1 - P_t), \forall t = \overline{1, F}, \quad (10)$$

где P_t – значение исследуемого параметра на итерации t ; P_{t+1} – на итерации $t + 1$; t – номер итерации, соответ-

ствующий одному году наблюдений; S – текущая энтропия системы (аналог внешнего управляющего параметра в модели Ферхюльста); F – количество итераций.

В правой части соотношения (10) первое слагаемое SP_t характеризует линейное приращение параметра на итерации t , а второе слагаемое $(-SP_t^2)$ – сдерживающий фактор, накладывающий нелинейные ограничения на рост параметра. Если область значений S ограничить интервалом $(0, 4)$, то область определения P будет ограниченной и принадлежать интервалу $(0, 1)$. В этом случае экспериментально установлено, что период релаксации модели (10) составляет 100 итераций, и она принадлежит одному аттрактору [15].

Модель Ферхюльста демонстрирует очень сложное поведение системы при изменении внешнего управляющего параметра. Установленные закономерности были экспериментально подтверждены для механических [16] и аэрогидродинамических систем при переходе течения жидкостей и газов от ламинарного к турбулентному [5, 12], динамики биологических популяций [1], экономических процессов [2].

Диаграмма состояния исследуемого параметра P в зависимости от текущей энтропии S показана на рис. 1.

При значениях $0 < S < 1$ на каждой последующей итерации параметр P вне зависимости от начального состояния P_0 принимает свое минимальное и единственное значение – ноль. Исследование модели на устойчивость по Ляпунову показывает, что при $S = 1$ показатель Ляпунова $\lambda = 0$, и происходит потеря нулевого уровня устойчивости модели, когда наблюдается резкий скачок параметра P [4]. Для меньшего числа итераций ($t = 30$) потеря устойчивости происходит при $\lambda = 0,69$, и скачок параметра P менее резкий. К единому аттрактору сходимость наблюдается при $S = 1,22$ и $P = 0,15$. Точки $S = 0$ и $S = 2$ являются устойчивыми. При $S = 3$ происходит первое качественное изменение модели – первая бифуркация состояний, когда система случайным образом выбира-

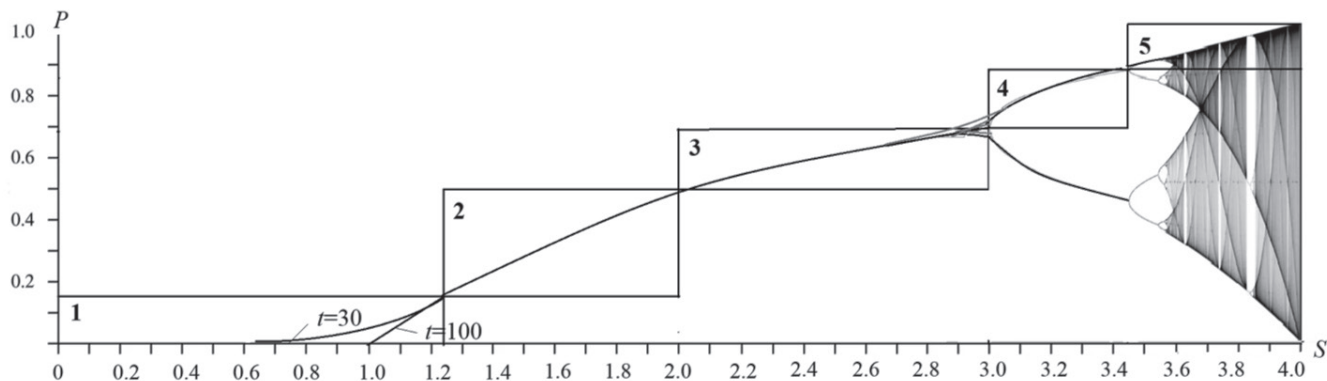


Рис. 1. Диаграмма неустойчивых состояний экологической системы P в зависимости от текущей энтропии S и времени наблюдений $t \in (30-100)$:
 1 – норма; 2 – риск; 3 – компенсируемый кризис; 4 – некомпенсируемый кризис; 5 – бедствие

ет один из двух возможных путей развития. При $3 \leq S \leq 3,5$ показатель Ляпунова $\lambda > 0$, и возникают устойчивые колебательные циклы [7]. При $S > 3,5$ наблюдаются множественные бифуркации, и система переходит в хаотическое состояние. Таким образом, показатель P можно трактовать как вероятность неустойчивого состояния экологической системы.

Фактически предлагаемая модель – это модель динамического хаоса, определяющая устойчивость экологического состояния системы, связанная с потерей ее упорядоченности вследствие загрязнения окружающей среды. При $0 \leq S < 3$ модель является динамической. При $3 \leq S \leq 3,5$ за счет первой бифуркации возникает колебательный режим. Здесь заканчивается горизонт прогноза параметра P . Итерационные свойства модели систематически устраняют начальную информацию, заменяя ее новой. В результате этого неопределенность состояния системы в каждый последующий момент времени нарастает, что ограничивает точность прогноза.

Рассмотрим возможность применения модели (10) для описания экологических систем. С учетом (8) выражение (10) можно записать следующим образом:

$$P_{t+1} = \sum_{j=1}^N \left[0,2 \left(\sum_{i=1}^n \ln K_i \right) P(1 - P) \right], \forall t = \overline{1, F}. \quad (11)$$

При $P = 0$ система абсолютно устойчивая; при $P = 1$ – абсолютно неустойчивая. В табл. 1 показано ранжирование состояний экологической системы.

Ранг нормы продлен до $S = 1,22$, так как достоверно известно малое число лет наблюдений ($t \leq 30$). Анализ диаграммы (рис. 1) показывает, что оправданность прогноза в ранге нормы не может быть хуже 15%, в ранге риска – 50%. В рамках некомпенсированного кризиса неопределенность прогноза очень велика, но может быть снижена за счет проведения эколого-реабилитационных мероприятий (обратный ход по диаграмме). В рамках некомпенсированного кризиса из-за бифуркации этого сделать уже невозможно. В ранге бедствия существование биоты весьма проблематично. Однако и в этом случае наблюдаются устойчивые периодические структуры (r -окна) [3], когда возможно возникновение новой устойчивой популяции.

Сравнительный анализ существующего и предлагаемого подхода на примере эколого-геохимических измерений

Для сравнительного анализа выбран тест-объект площадью 1,4 га, на котором 25 лет назад сторел полевой склад хранения нефтепродуктов. Количество изме-

Табл. 1

Ранжирование состояний экологической системы

Текущая энтропия S (состояние абиотической системы)	Вероятности неустойчивости состояния абиотической системы P	Ранги состояний
$0 \leq S \leq 1,22$	$0 \leq P \leq 0,15$	1. Норма
$1,22 < S \leq 2,0$	$0,15 < P \leq 0,50$	2. Риск
$2,0 < S < 3,0$	$0,50 < P \leq 0,67$	3. Компенсированный кризис
$3,0 \leq S \leq 3,5$	$0,67 < P \leq 0,85$	4. Некомпенсированный кризис
$3,5 < S \leq 4,0$	$0,85 < P \leq 1,0$	5. Бедствие

Табл. 2

Результаты эколого-геохимических измерений

N	Свинец $C_{\phi} = 20$ мг/кг	Бенз(а)пирен $C_{\phi} = 0,005$ мг/кг	Для одного пункта измерения	
	$K = \frac{c}{c_{\phi}}$	$K = \frac{c}{c_{\phi}}$	$Z = \sum_{i=1}^n K_i - (n - 1)$	$S = 0,2 \sum_{i=1}^n \ln K_i$
1	1,8	5,1	5,9	0,44
2	1,6	3,8	4,4	0,36
3	1,5	2,8	3,5	0,29
4	1,2	1,8	2,0	0,15
По объекту:	–	–	4,5	1,09

рительных пунктов $N=4$. Опасными считались загрязняющие вещества, концентрации которых хотя бы на одном измерительном пункте превышали фоновые значения. К ним относятся два ЗВ: бенз(а)пирен и свинец. Их коэффициенты концентрации, расчетные значения суммарного показателя загрязнения Z и энтропии S по каждому пункту исследования приведены в табл. 2.

Усредненный суммарный показатель загрязнения $Z_{\text{ср}} = \sum_{j=1}^N Z_j / N$ по тест-объекту равен 4,5. По принятой шкале ранжирования экологическое состояние тест-объекта соответствует опасному, так как $Z_{\text{ср}} > 4$. Суммарная энтропия тест-объекта оказалась равной 1,09, то есть такое загрязнение попадает в ранг нормы ($S_{\Sigma} < 1,22$). Стандартная методика дает несколько завышенную оценку, так как суммируются неаддитивные величины. По ней нельзя оценить вероятность неустойчивости системы, в то время как по энтропийной методике верхняя граница неустойчивости равна 0,15.

Энтропийная методика также позволяет сделать прогноз развития тестируемой эколого-геохимической системы (рис. 2), на котором показана вычисленная вероятность неустойчивого состояния объекта исследования в зависимости от числа лет, прошедших с начала отсчета при начальной неустойчивости $P = 0,15$. Энтропия S входит как параметр.

Из рис. 2 следует, что при $S = 0,9$ неустойчивость ОИ за 25 лет достигает нуля, а в ранге норма при $S = 1,1$ уменьшается, устремляясь к нулю за 100 лет. То есть при $S = 1,09$, если не будет происходить дальнейшего загрязнения объекта исследования, в ранге экологической нормы будет наблюдаться достаточно длительное самовосстановление.

Если текущая энтропия объекта исследования увеличивается до уровня $S = 1,3$, то за 15 лет вероятность его неустойчивого состояния будет возрастать и стабилизируется на уровне 0,23, а при $S = 2$ за четыре года возрастет до 0,5.

При $S = 3$ на границе некомпенсированного кризиса быстро возникает колебательный процесс, когда вероятность экологической неустойчивости объекта исследования будет колебаться в достаточно широких пределах, и прогноз развития экологической ситуации невозможен.

При $S > 3,5$ в течение двух лет возникнет хаотическое состояние объекта исследования, и в его пределах выживание биоты невозможно.

Выводы

1. Получено выражение для расчета энтропии абиотических геосфер. Построена энтропийная модель оценки и прогноза состояния абиотических геосфер, которая позволяет более точно оценивать экологическое состояние абиотической системы, так как модель, в отличие от существующей, является аддитивной.
2. Кроме того, модель позволяет делать прогноз развития экологической ситуации. Горизонт прогноза ограничен переходом экологической системы из динамического в колебательное состояние.
3. Поскольку разработанная модель аддитивна, так как основой экологического состояния системы является ее текущая энтропия, то она универсальна и может быть использована для интегрального описания и прогнозирования экологической ситуации различных абиотических геосфер.

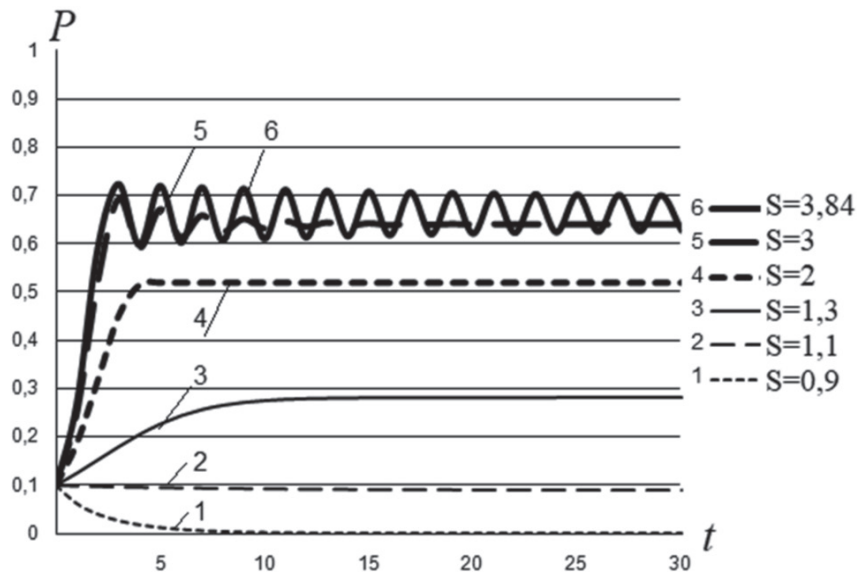


Рис. 2. Прогностическая номограмма для оценки вероятностей неустойчивого состояния абиотической системы P в зависимости от лет наблюдения t

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Волкова НВ, Думачев ВН, Родин ВА, Кузнецов АП, Кузнецов СП. Сценарии перехода к хаосу в двухпараметрической модели Ферхюльста-Пирла. Системы управления и информационные технологии. 2004;(4):4-5.
2. Емцева ЕД, Солодухин КС. Модель роста капитала в условиях неопределенности. Современные проблемы науки и образования. 2013;(6):459-66.
3. Йосс Ж, Джозеф Д. Элементарная теория устойчивости и бифуркаций. М.: Мир; 1983.
4. Ла-Салль Ж, Лефшиц С. Исследование устойчивости прямым методом Ляпунова. М.: Мир; 1964.
5. Лоренц Э. Детерминированное непериодическое течение. Странные аттракторы. М.: Мир; 1981.
6. Маргалеф Р. Облик биосферы. М.: Наука; 1992.
7. Мун Ф. Хаотические колебания. М.: Мир; 1990.
8. Розенберг ГС. Экология и кибернетика: по следам Маргалефа. Биосфера. 2011;(4):445-54.
9. Розенберг ГС, Мозговой ДП, Гелашвили ДБ. Экология. Элементы теоретических конструкций современной экологии. Самара: СНЦ РАН; 1999.
10. Самарский АА. Компьютеры и нелинейные явления: информатика и современное естествознание. М.: Наука; 1988.
11. Сугак ЕВ. Современные методы оценки экологических рисков. Европейский журнал социальных наук. 2014;(5-2):427-33.
12. Фрик ПГ. Турбулентность: подходы и модели. Москва-Ижевск: Институт компьютерных исследований; 2003.
13. Хакен Г. Информация и самоорганизация, макроскопический подход к сложным явлениям. М.: Мир; 1991.
14. Шеннон КЭ. Работы по теории информации и кибернетике. Москва: Изд-во иностранной литературы; 1963.
15. Шустер ГГ. Детерминированный хаос. М.: Мир; 1988.

Общий список литературы/Reference List

1. Volkova NV, Dumachev VN, Rodin VA, Kuznetsov AP, Kuznetsov SP. [Scenarios of transition to chaos in the two-parameter Verhulst-Pearl model]. *Sistemy Upravleniya i Informacionnye Tekhnologii*. 2004;(4):4-5. (In Russ.)
2. Yemtseva YeD, Solodukhin KS. [A model of capital growth under conditions of uncertainty].

- Sovremennye Problemy Nauki i Obrazovaniya. 2013;(6):459-66. (In Russ.)
3. Joss Zh, Dzhozef D. *Elementarnaya Teoriya Ustoychivosti i Bifurkacij*. [Elementary Theory of Stability and Bifurcations]. Moscow: Mir; 1983. (In Russ.)
4. La-Sall Zh, Lefshits S. *Issledovaniye Ustoychivosti Priamym Metodom Lyapunova*. [Stability Study by the Direct Lyapunov Method]. Moscow: Mir; 1964. (In Russ.)
5. Lorents E. *Determinirovannoye Neperiodicheskoye Techeniye. Strannye Attraktory*. [Deterministic Non-periodic Flow. Strange Attractors]. Moscow: Mir; 1981. (In Russ.)
6. Margalef R. *Oblik Biosfery*. [The Appearance of the Biosphere]. Moscow: Nauka; 1992. (In Russ.)
7. Mun F. *Khaoticheskiye Kolebaniya*. [Chaotic Fluctuations]. Moscow: Mir; 1990. (In Russ.)
8. Rozenberg GS. [Ecology and Cybernetics: Spooring Margalef]. *Biosfera*. 2011;(4):445-54. (In Russ.)
9. Rozenberg GS, Mozgovoy DP, Gelashvili DB. *Ekologiya. Elementy Teoreticheskikh Konstruktsiy Sovremennoy Ekologii*. [Ecology. Elements of Theoretical Constructions of Modern Ecology]. Samara: SNC RAN; 1999. (In Russ.)
10. Samarskiy AA. *Kompyutery i Nelineynye Yavleniya: Informatika i Sovremennoye Yestestvoznaniye*. [Computers and Nonlinear Phenomena: Informatics and Modern Natural Science]. Moscow: Nauka; 1988. (In Russ.)
11. Sugak EV. [Modern methods of environmental risk assessment]. *Yevropeyskiy Zhurnal Sotsialnykh Nauk*. 2014;(5-2):427-33. (In Russ.)
12. Frik PG. *Turbulentnost': Podkhody i Modeli*. [Turbulence: Approaches and Models]. Moscow-Izhevsk: Institut Komp'yuternykh Issledovaniy; 2003. (In Russ.)
13. Haken G. *Informatsiya i Samoorganizatsiya. Makroskopicheskiy Podkhod k Slozhnym Yavleniyam*. [Information and Self-Organization. A Macroscopic Approach to Complex Phenomena]. Moscow: Mir; 1991. (In Russ.)
14. Shennon KE. *Raboty po Teorii Informatsii i Kibernetike*. [Works on Information Theory and Cybernetics]. Moscow: Izdatelstvo Inostrannoy Literatury; 1963. (In Russ.)
15. Shuster GG. *Determinirovanniy Khaos*. [Deterministic Chaos]. Moscow: Mir; 1988. (In Russ.)
16. Marques F, Flores P, Pimenta Claro JC, Lankarani HM. A survey and comparison of several friction force models for dynamic analysis of multibody mechanical systems. *Nonlinear Dyn*. 2016;(86):1407-43.