

ДИНАМИКА ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ СИСТЕМНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ В ЭКОСИСТЕМАХ СОЧИНСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ

В. Г. Щербина

Сочинский филиал ФГБУН Институт природно-технических систем,
РФ, г. Сочи, Курортный проспект, 99/18
E-mail: v.g.scherbina@bk.ru

Проводится анализ временной динамики с 2008 г. системных показателей в горных, предгорных и приморских экосистемах сочинского побережья в зоне реализации крупных инвестиционных проектов. Получены экстраполяционные прогнозы динамики видовой полночленности, видовой емкости и видового фонда.

Ключевые слова: сочинское побережье, экосистемы, временная динамика, видовая полночленность, видовая емкость, видовой фонд.

Введение. Для обеспечения стратегии экологической безопасности крупных инвестиционных проектов и эффективного природопользования в регионах рекреационно-туристской специализации необходимо интегрировать приоритетные способы долговременного сохранения стабильного и устойчивого развития природных объектов [1], что, с экологических позиций, возможно при наличии прогнозного базиса, основанного на системных экологических единицах природных сообществ.

Для сочинского побережья актуальность темы обусловлена видовой реструктуризацией и тенденцией к снижению природного уровня биологического разнообразия [2] уникальных экосистем региона [3] в ходе реализации крупных инвестиционных проектов и, соответственно, возросшего антропогенного на них влияния [4, 5], что ставит под угрозу перспективную возможность полноценного выполнения ими экономических, экологических [6] и социальных функций [7].

Данные вопросы для сочинского побережья, как региона рекреационно-туристской специализации, остаются малоизученными.

Цель исследования заключалась в оценке прогнозной динамики системных показателей экологической безопасности крупных инвестиционных проектов в зоне сочинского побережья.

Материалы и методы. Исследования проводились в экосистемах горного,

предгорного и приморского высотного уровня; заключались в обобщении эмпирического материала за 2008–2015 гг. и анализе заложенных репрезентативных трансект и пробных площадей в 2016 г.

Горные экосистемы анализировались на прилегающей к урбанизированным участкам лесной территории в районе горнолыжного курорта Красная Поляна, включающий горнолыжные полигоны, комплексы и рекреационно-оздоровительные объекты. В 2016 г. закладывались 4 трансекты (двукратная повторность; шаг опробования 10 м; протяженность до 500 м) между объектами: комплекс трамплинов «Русские горки», Центр санного спорта «Санки», Горнолыжный центр «Роза Хутор».

В предгорной зоне исследуемая территория охватывала Нижнешиловский сельский округ Адлерского района курорта Сочи, включая населенные пункты: Веселое, Верхневеселое, Нижняя Шиловка, Черешня. В 2016 г. закладывались 3 трансекты (в двукратной повторности) с шагом 10 м, протяженностью от 1,2 до 3,8 км, между объектами: Веселое – Верхневеселое (1,2 км), Черешня – Веселое (1,8 км), трасса Адлер-Красная Поляна – Нижняя Шиловка (3,8 км).

Приморские экосистемы оценивались в зоне Имеретинской низменности. В 2016 г. закладывались пробные площади (4×4 м, в шестикратной повторности) в репрезентативных участках (антропогенные ландшафты, прибрежная зона озер, лугово-болотные участки) и

приморской литорали (приморские пляжи с песчано-галечниковым склоном).

В показатель разнообразия в горном и предгорном высотном уровне объединялись результаты на парцеллярном уровне в пределах экосистем лесных формаций (дубовая, буковая, грабовая) в древостое, подлеске, подросте, травяном покрове, лишенофлоре, мезопедофауне (энтомофауна, малакофауна); в приморском – травяном покрове, мезопедофауне.

Сбор эмпирического материала проводился по принятым методикам.

Для сравнения количественных характеристик применялся показатель индекса доминирования по обилию, выраженный в процентах: свыше 5% – доминирующий, от 2 до 5% – частый, менее 2% – редкий вид [8]. Сходство исследуемых сообществ определялось по формуле Соренсена: $K = 2C / (A + B)$ [9], где A и B – число видов соответственно в первом и втором сообществах, C – число общих видов для обоих сообществ.

Видовая емкость, видовая полнотенность и видовой фонд сообществ рассчитывались согласно принятым ме-

тодическим рекомендациям В.В. Акатова и др. [10]; частота встречаемости оценивалась по И.И. Дедю [8]; для нивелирования погрешности видового пространственного перераспределения оценка велась в трансформированных сообществах при удаленности от урбанизированной территории в 300–метровой зоне в предгорных экосистемах и 500–метровой в горных.

Вероятность связи с системными показателями определялась согласно условной шкалы уровней сопряженности [8].

Функциональное состояние системных показателей определялось с применением методов нелинейной корреляции и дисперсии [9].

Моделирование динамики пространственно распределенных экосистем осуществлялось согласно принятым теоретическим основам в геостатистике [11]. Функция в произвольной точке $P = (X, Y)$ представлялась в виде: $Z(X, Y) = a_1(X, Y)Z_1 + a_2(X, Y)Z_2 + \dots + a_N(X, Y)Z_N$, где через a_i обозначены весовые коэффициенты, определяемые из системы уравнений

$$\begin{pmatrix} \gamma_{11} & \dots & \gamma_{1N} & 1 & X_1 & Y_1 \\ \vdots & \dots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \gamma_{N1} & \dots & \gamma_{NN} & 1 & X_N & Y_N \\ 1 & \dots & 1 & 0 & 0 & 0 \\ X_1 & \dots & X_N & 0 & 0 & 0 \\ Y_1 & \dots & Y_N & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ \vdots \\ a_N \\ \mu \\ \mu_X \\ \mu_Y \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma_1 \\ \vdots \\ \gamma_N \\ 1 \\ 1 \\ 1 \end{pmatrix}, \quad (1)$$

где $\gamma(\|P_i - P_j\|) = \gamma_{ij}$, $\gamma(\|P_i - P\|) = \gamma_i$, $\gamma(t)$ – модельная функция. Значения модели зависят только от расстояния между точками. Коэффициенты модельной функции вычислялись методом наименьших квадратов с весовыми коэффициентами.

Прогнозная ситуация динамики, с интервальным шагом 5 лет, оценивалась по рекомендациям Дж. Дэвиса [11]; к

пространственным координатам добавлялось время в качестве третьей переменной. Значения упорядоченности, как интегрального показателя экологической безопасности, вычислялись при фиксированном значении времени T и координатах X и Y , формирующих регулярную прямоугольную сетку

$$\begin{pmatrix} \gamma_{11} & \dots & \gamma_{1N} & 1 & X_1 & Y_1 & T_1 \\ \vdots & \dots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ \gamma_{N1} & \dots & \gamma_{NN} & 1 & X_N & Y_N & T_N \\ 1 & \dots & 1 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ X_1 & \dots & X_N & 0 & 0 & 0 & 0 \\ Y_1 & \dots & Y_N & 0 & 0 & 0 & 0 \\ T_1 & \dots & T_N & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} a_1 \\ \vdots \\ a_N \\ \mu \\ \mu_X \\ \mu_Y \\ \mu_T \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \gamma_1 \\ \vdots \\ \gamma_N \\ 1 \\ 1 \\ 1 \\ 1 \end{pmatrix}, \quad (2)$$

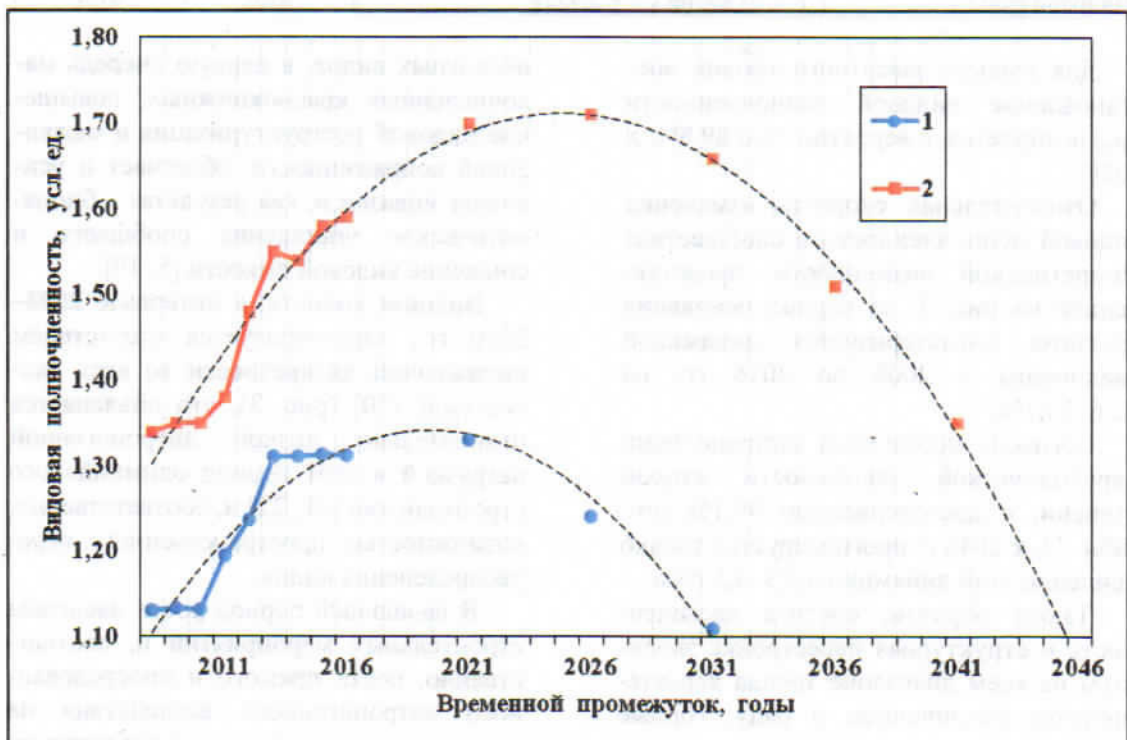
где через T_i обозначалась временная координата точек P_i , участвующих в моделировании.

Степень интегрированности характеризовалась по методологии «Тесноты корреляционных связей между видами, организмами и их структурами» [12].

Полученные результаты. Из ранее анализируемых 11 системных показателей [5, 6, 13–15] (экосистемная фрагментация, площадь лесного фрагмента, степень синантропизации, степень рудерализации, степень сегетализации, степень адвентивизации, число сукцессионных видов в составе эколого-ценотических групп, видовой фонд, видовая емкость, видовая полночленность, численность краснокнижных видов) выбирались главные компоненты с верной индикаторной чувствительностью (более 90%) на лимитирующие факторы и наибольшей сопряженностью с экосистемной упорядоченностью, как интегральным показателем экологической безопасности природных сообществ. В трех анализируемых высотных районах наибольшую значимость имеют три системных показателя (видовая полночленность со-

общества, видовая емкость и видовой фонд), обеспечивающие извлечение из общей дисперсии признаков в горном, предгорном и приморском районах соответственно 46,7, 45,1 и 49,7% [16].

Полученные усредненные значения главных компонент сообществ по всем пробным площадям одного района за единицу времени (год) дали достаточно емкую сравнительную динамическую характеристику общего временного состояния системных показателей. Абсолютная скорость изменений позволяет проводить сравнительный анализ между различными высотными районами, но отражает также и значительную степень дискретности, на что обращали внимание и другие авторы [17]. Для получения относительной скорости среднее число видов анализируемой территории на каждом временном шаге наблюдений делилось на среднее число видов в ближайших двух временных точках, ограничивающих этот шаг [18]. Представленная на рис. 1 временная динамика видовой полночленности сообществ указывает на скорость протекающей структурной перестройки.



1 – горные экосистемы; 2 – предгорные экосистемы

Рис. 1. Динамика показателя видовой полночленности в горных и предгорных экосистемах сочинского побережья

Наиболее выражена структурная перестройка после 2010 г. в горных экосистемах и в предгорных после 2011 г., что согласуется с полученными ранее данными по интенсивности антропогенной нагрузки [2, 5, 14], а также внедрению и аккумуляции новых для сообществ видов, особенно прогрессирующее после 2011–2012 гг. [15].

В предгорных экосистемах за период основания прогноза (2008–2016 гг.) отмечается динамика увеличения видовой

полноценности сообществ на 11,7% (доля дисперсии Y , объясненная регрессией Y по X_1, \dots, X_p составляет 96,2%) (табл. 1). В перспективе, согласно параболической зависимости второй степени, с достоверностью 91,7%, прогнозируется возрастание полноценности сообществ во временном диапазоне 2021–2027 гг. на 9,7–10,1% с последующим восстановлением до уровня показателей терминального сообщества (2008 г.) к 2029–2041 гг.

Таблица 1. Модели временной динамики системных показателей в экосистемах различных высотных уровней

Системные показатели	Модель	Коэффициент детерминации (R^2), %	
		калибровки	прогноза
Горные экосистемы			
Видовая полноценность	$Y = -0,0015X^2 + 0,0436X + 1,0588$	94,3	89,8
Видовая емкость	$Y = 0,0159X^2 - 0,6329X + 10,409$	94,9	93,0
Видовой фонд	$Y = 0,0018X^2 - 0,0713X + 3,994$	96,5	88,4
Предгорные экосистемы			
Видовая полноценность	$Y = 2E-05X^2 + 0,0375X + 1,2742$	96,2	91,7
Видовая емкость	$Y = 0,0136X^2 - 0,5705X + 9,764$	95,1	74,7
Видовой фонд	$Y = 0,0008X^2 - 0,0317X + 2,9778$	89,3	93,9
Приморские экосистемы			
Видовая полноценность	$Y = -0,0108X^2 + 1,3445X - 1,031$	99,2	95,1
Видовая емкость	$Y = -1,975\ln(X) + 6,5965$	91,1	75,2
Видовой фонд	$Y = -0,895\ln(X^2) + 2,9328$	89,6	81,4

Для горного высотного уровня восстановление видовой полноценности прогнозируется, с вероятностью 89,8%, к 2029 г.

Относительная скорость изменения видовой полноценности в сообществах Имеретинской низменности, представленная на рис. 2, за период основания прогноза характеризуется динамикой увеличения с 2008 по 2016 гг. на 32,6–34,1%.

Согласно прогнозной экстраполяции параболической зависимости второй степени, с достоверностью 95,1% (см. табл. 1), к 2046 г. прогнозируется только усиление этой динамики в 3,3–3,5 раза.

Таким образом, средняя насыщенность и структурная перестройка экосистем на всем диапазоне тренда характеризуется увеличением в ряду: горные экосистемы → предгорные экосистемы → приморские экосистемы.

В целом, рост показателя видовой полноценности отражает повышение региональной элизии в сообществах ре-

центных видов, в первую очередь малочисленных краснокнижных, повышение видовой реструктуризация и межвидовой сопряженности; облегчает и усиливает инвазии и, как результат – биоценотическое упрощение сообществ и снижение видовой емкости [5, 19].

Видовая емкость, в интервале 2008–2010 гг., характеризуется отсутствием выраженной дискретности во всех экосистемах [20] (рис. 3), что объясняется относительно низкой антропогенной нагрузкой в этот период олимпийского строительства [21, 22] и, соответственно, возможностью пространственного перераспределения видов.

В начальный период роста масштаба строительных мероприятий и, соответственно, роста прямого и опосредованного антропогенного воздействия на природную среду, в горных экосистемах отмечается элизия видов в фито- и лишеноценозах (*Symphytum grandiflorum*, *Onobrychis transcaucasica*, *Cladonia fimbriata*, *Xanthoria candelaria*, *Ramalina*

pollinaria, *Ramalina farinacea*), а также регистрация в сообществах доминирующих и кондоминирующих (аддитивный показатель доминирования 69,0–99,9%

[23]) на парцеллярном уровне: *Phaeophyscia orbicularis*, *Physcia adscendens*, *Physconia distorta*, *Xanthoria parietina* [5, 24], *Elytrigia repens*.

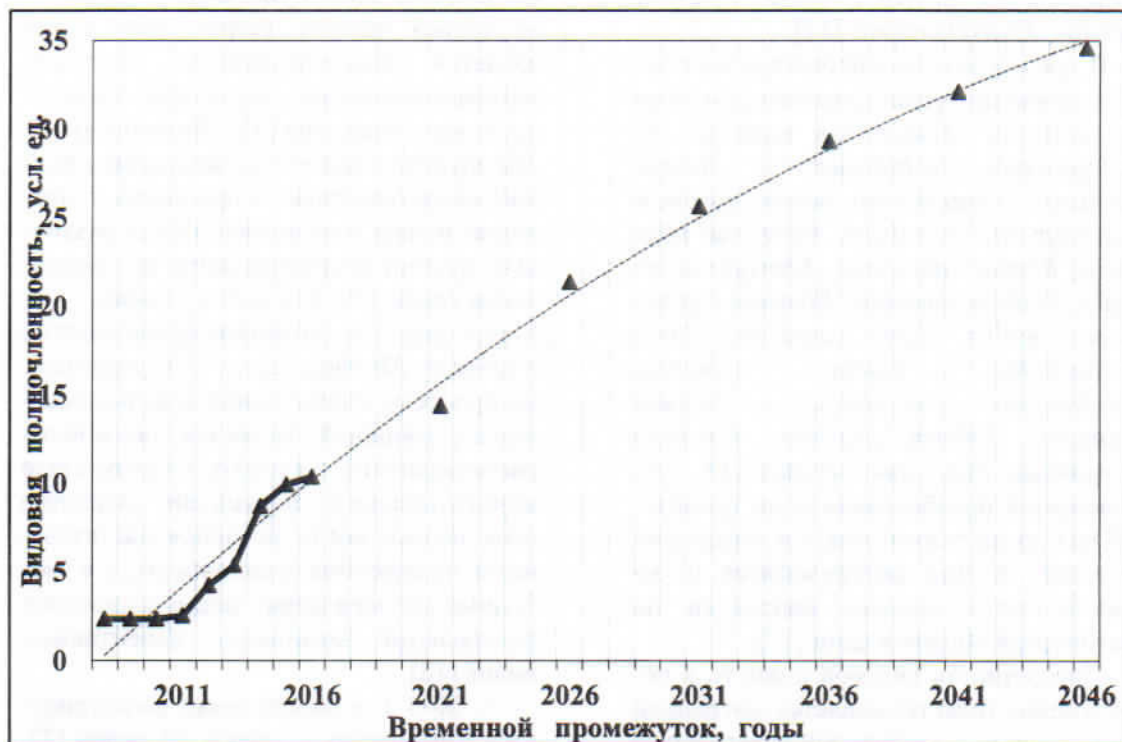
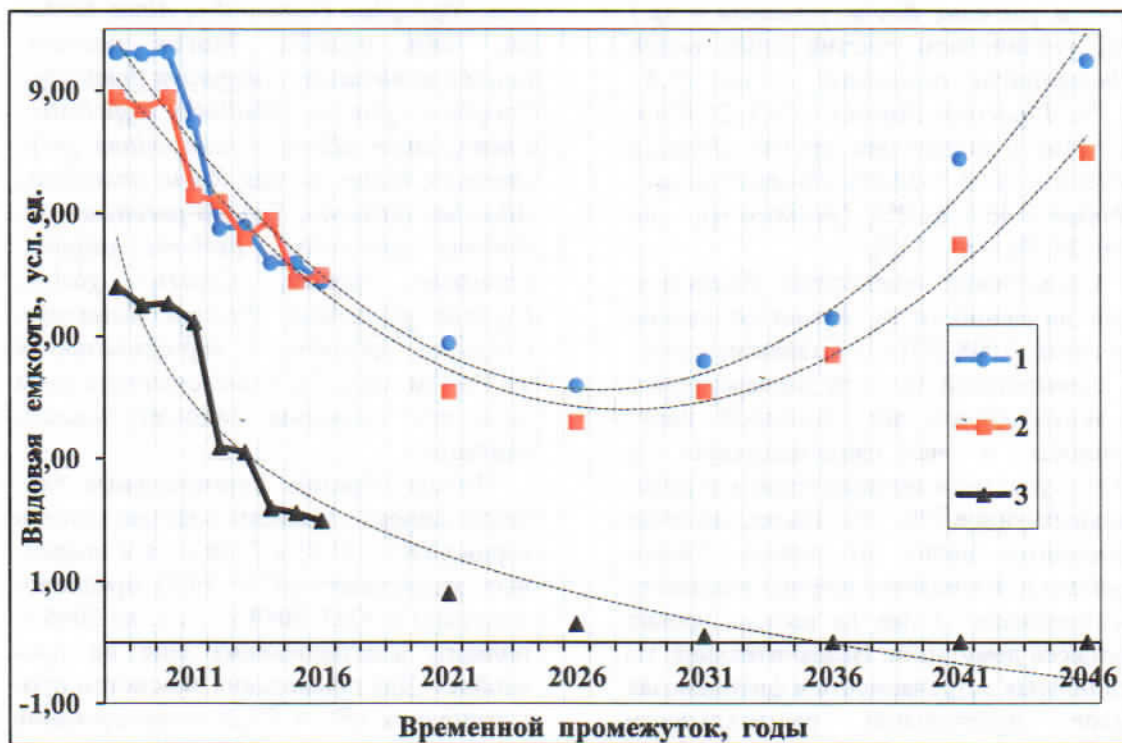


Рис. 2. Динамика показателя видовой полночленности в приморских экосистемах



1 – горные экосистемы; 2 – предгорные экосистемы; 3 – приморские экосистемы

Рис. 3. Динамика показателя видовой емкости в экосистемах различного высотного уровня

Отмечен резкий рост показателя частоты встречаемости видов-индикаторов на антропогенную трансформацию: *Xanthoria parietina*, *Koeleria gracilis*, *Festuca ovina*, *Elytrigia repens*, *Cynodon dactylon*, *Elytrigia repens* [13].

В предгорных экосистемах в этот период начинают регистрироваться новые для ценозов лесных два вида [5, 6] (*Polygonatum multiflorum* и *Ruscus colchicus*) и несколько видов луговых трав (*Agrostis stolonifera*, *Astragalus uliginosus*, *Elymus caucasicus*, *Elytrigia intermedia*, *Festuca orientalis*, *Elytrigia repens*, *Bromus mollis*, *Carex cuspidate*, *Carex phyllostachys*, *Carex sylvatica*, *Deschampsia caespitosa*, *Festuca gigantea*, *Phleum pratense*, *Poterium polygamum*, *Stipa pulcherrima*) [13, 24]. Отмечается преобладание доли вредителей над долей редуцентов, т.е. здесь преобладают формы фиторизофагов и основной поток энергии направлен по пастбищной пищевой цепи [12].

Дискретность видовой емкости в последующие годы объясняется миграцией с сопредельных территорий новых видов (*Polypodium australe*, *Poa pratensis*, *Phleum pratense*, *Melilotus albus*, *Medicago sativa*, *Luzula Forsteri*, *Lolium perenne*, *Lactuca quercina*, *Kochia prostrata* и др.) [16], увеличением участия одних видов (*Phaeophyscia orbicularis* – на 15,4–17,7%; *Physconia distorta* – 26,1–29,8% и др.) [16] и снижением других (*Physcia stellaris* – на 35,2–38,1%; *Pleurosticta acetabulum* – 46,8–52,2%; *Lecanora* sp. – на 19,6–24,3% и др.) [13].

Приморские экосистемы Имеретинской низменности за период основания прогноза (2008–2016 гг.) характеризуются значительной видовой дисперсностью и аккумуляцией антропогенной нарушенности, о чем свидетельствует с 2008 г. участие в ценозах сорных и рудеральных видов [20, 25]. Также, наличие одиночных видов из класса *Chenopodietea* и *Artemisietea vulgaris* указывает на протекание в них на низком уровне процесса демутации. Незначительная, но стабильная встречаемость в фитоценозах видов рудеральной растительности (*Medicago lupulina*, *Poa annua*, *Glechoma hederacea*) [26] указывает на протекание сукцессионных процессов. В просветах

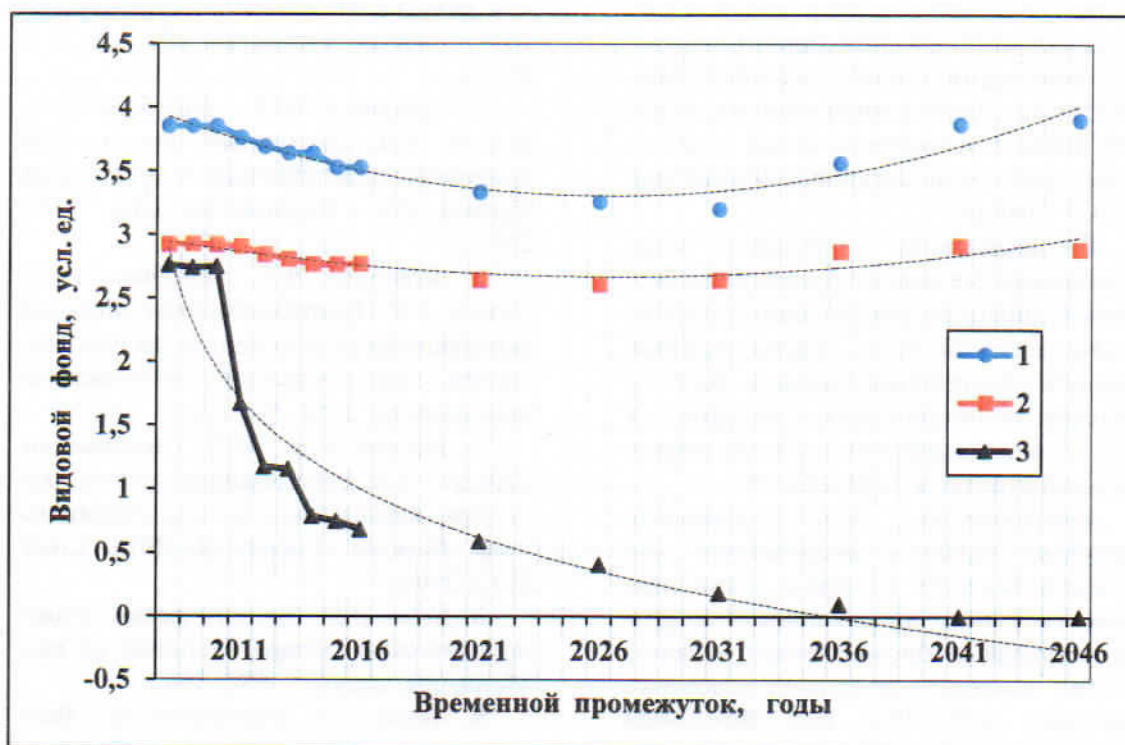
между ассоциациями регистрируются такие виды как *Plantago major* и *Capsella bursa-pastoris*, с фоновой структурой, характерной для природного состояния ассоциации *Lolio-Cynosuretum cristati* – временная частота встреч этих видов является подтверждением частично натурализованного характера парцелл дернового покрытия [13]. Наличие видов *Plantaginetea majoris* и *Taraxacum officinale* свидетельствует о процессах уплотнения почвы под воздействием различных причин антропогенного преобразования среды [19, 25], а *Poa pratensis* – их отсутствии [20]. Доминирующее участие в ценозах *Elytrigia repens* [22] указывает на процессы изреживания и формирования корневищной стадии восстановления растительности; образуются в результате незначительного нарушения верхнего слоя почвы, когда исходная растительность не способна существовать, а в свободные экологические ниши проникают рудеральные комплексы адвентивных видов [12].

С 2011 г. в экосистемах регистрируется элиминация и элизия 26 видов [22, 26–28]: *Arundo donax*, *Cakile euxina*, *Calystegia soldanella*, *Echinops colchicus*, *Pancratium maritimum*, *Raphanus maritimus*, *Hippophae rhamnoides*, *Alnus barbatus*, *Salix triandra*, *Ruscus ponticus*, *Epilobium hirsutum*, *Polygonum thunbergii*, *Periploca graeca*, *Melilotus officinalis*, *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Rubus caesius*, *Rubus anatolicus*, *Ailanthus altissima*, *Robinia pseudoacacia*, *Paliurus spina-cristi*, *Berberis vulgaris*, *Ligustrum vulgare*, *Cyperus glaber*, *Cyperus glomeratus*, *Pycreus flavescens*. Согласно прогноза, с вероятностью в 91,1% (см. табл. 1), в последующие годы динамика снижения видовой емкости усилится.

Таким образом, терминальные значения видовой емкости восстановятся в горных ($R^2 = 93,0$) к 2046 г., а в предгорных экосистемах ($R^2 = 74,7$) предположительно в 2047–2048 гг., т.е. до 2046 г. полного восстановления еще не произойдет. Для приморских экосистем прогнозируется ($R^2 = 75,2$) нивелирование этого показателя к 2030–2035 гг., что косвенно указывает на катаценоз.

Прогнозная динамика видového фон-

да, изображенная на рис. 4, повторяет тенденцию кривых видовой емкости.



1 – горные экосистемы; 2 – предгорные экосистемы; 3 – приморские экосистемы

Рис. 4. Динамика показателя видового фонда в экосистемах различного высотного уровня

В период основания прогноза (2008–2016 гг.) в экосистемах всех высотных уровней регистрируется снижение видового фонда сообществ.

Для горных и предгорных экосистем с вероятностью, соответственно 88,4 и 74,7% (см. табл.1), прогнозируется восстановление терминальных показателей в диапазоне 2036–2046 гг. Для приморской зоны, с вероятностью 81,4%, прогнозируется элизия аборигенных видов в экосистемах Имеретинской низменности к 2032–2034 гг.

Заключение. Историческое освоение зоны сочинского побережья привело к антропогенной трансформации природных сообществ, проявившееся в сокращении площадей реликтовых экосистем и увеличении степени их пространственной фрагментации, приводящее к изоляции биоценологических сообществ. В последние годы, в результате реализации крупного инвестиционного проекта Олимпиада–2014, на выраженную парцеллярность наложилась фактор антропогенной фрагментации участков леса,

сформировав изолированные участки и тем самым увеличив пространственную частоту антропогенных нарушений, усилив процессы их синантропизации и адвентивизации.

Это способствует вымиранию части сохранившихся аборигенных видов, место которых занимают виды из прилегающих соседних местообитаний, в том числе луговые, сеgetальные и рудеральные, что является дополнительным важным фактором биоценологического упрощения, реструктуризации и сокращения видового разнообразия.

На эти явления и процессы верной индикаторной чувствительностью и наибольшей значимостью, в трех анализируемых высотных районах (горном, предгорном, приморском), обладают три системных показателя (видовая полнотность сообщества, видовая емкость и видовой фонд), характеризующиеся наибольшей сопряженностью с экосистемной упорядоченностью и обеспечивающие извлечение из общей дисперсии признаков 45–50%.

Проведенная прогнозная экстраполяция параболической зависимости второй степени для горных и предгорных экосистем указывает на возможность восстановления терминальных значений (2008–2010 гг.) видовой полнотности, видовой емкости и видового фонда с достаточно высокой модельной вероятностью к 2029–2046 гг.

В экосистемах приморской зоны прогнозируется только усиление дигрессивной динамики для системных показателей: видовой фонд характеризуется элизией аборигенных видов к 2034 г.; видовая полнотность ухудшится в 3,3–3,5 раза; видовая емкость снизится к нулевой отметке к 2030–2035 гг.

Вычисленные экстраполяционные прогнозы являются актуальными при условии близости систем к стационарному состоянию антропогенной нагрузки и исходя из биотопических характеристик экосистем на период основания прогноза (2008–2016 гг.). Возможны иные прогнозные сценарии, например, при изменении ландшафтной, рекреационной, хозяйственной структуры и т.п., поправки на которые могут быть введены в расчеты.

Полученные результаты формируют базис для анализа состояния и прогноза экологической безопасности природных сообществ при разработке системных мер по обеспечению эколого-экономической безопасности функционирования индустрии туризма в зоне сочинского побережья.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Щербина В.Г., Белюченко И.С. Стратегия сохранения флористического биоразнообразия в зоне проведения Олимпиады–2014 // Экологический вестник Северного Кавказа. 2009. Т. 5, № 1. С. 5–21.
2. Щербина В.Г. Постолимпийские диапазоны устойчивости и восстановления трансформированных предгорных экосистем // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2015. № 3 (10). С. 46–50.
3. Гроссгейм А.А. Растительные богатства Кавказа. М.: Наука, 1952. 631 с.
4. Ивонин В.М., М.Д. Пиньковский, Егошин А.В. Фрагментация горных лесов при размещении объектов Олимпиады–2014 // Лесное хозяйство. 2012. № 1. С. 31–34.
5. Щербина Ю.Г., Щербина В.Г., Волков А.Н. Биохорный эндозоогенез природно-территориального комплекса. Кривой Рог: Видавничий дім, 2012. 264 с.
6. Щербина В.Г., Щербина Ю.Г., Волков А.Н. Пространственная динамика репарационного потенциала лесных экосистем горного кластера // Инновационные системы. 2014. № 1 (1). С. 12–30.
7. Ивонин В.М., М.Д. Пиньковский, Егошин А.В. Реабилитация лесных экосистем, нарушенных в ходе строительства объектов Олимпиады–2014. Сочи. 2012. 250 с.
8. Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: гл. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. 406 с.
9. Лакин Г.Ф. Биометрия. М.: Высшая школа, 1990. 351 с.
10. Уровень полнотности и потенциал инвазивности растительных сообществ: гипотеза соотношения видовых фондов / В.В. Акатов, Т.В. Акатова, С.Г. Чефранов [и др.] // Журн. Общ. биол. 2009. Т. 70, № 4. С. 328–340.
11. Миркин Б.М., Наумова Л.Г., Солонец А.И. Современная наука о растительности. М.: Логос, 2002. 264 с.
12. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 326 с.
13. Щербина В.Г. Проблемы сохранения биоразнообразия в Олимпийской столице–2014 // Регионы в условиях неустойчивого развития: сб. ст. Междунар. науч.-практ. конф. (Кострома-Шарья, 28–30 апреля 2010 г.). Кострома: Изд-во КГУ им. Н.А. Некрасова, 2010. Т. 2. С. 306–311.
14. Щербина В.Г., Азарков Ю.В. Ретроспективная динамика горных экосистем при реализации крупных инвестиционных проектов в зоне Черноморского побережья России // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2016. № 1 (11). С. 157–161.
15. Щербина Ю.Г., Щербина В.Г. Пространственная динамика устойчивости лесных экосистем в зоне олимпиа-

ды–2014 // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2014. № 2 (9). С. 38–42.

16. Щербина В.Г. Индикаторные системные показатели экологической безопасности природных объектов // Научный альманах. 2016. № 7–2 (21). С. 55–59.

17. Чернищенко С.В. Методы информатики в биогеоценологии: информационные основы биоиндикации // Экология та ноосферология. 2002. Т. 12, № 3–4. С. 105–122.

18. Левич А.П. Структура экологических сообществ. М.: Изд-во МГУ, 1980. 182 с.

19. Щербина В.Г. Буковые экосистемы Российского Причерноморья. Кривой Рог: Минерал, 2007. 499 с.

20. Щербина В.Г., Волков А.Н. Оценка биоценозов Имеретинской низменности в зоне олимпийских объектов // Полевые и экспериментальные исследования биологических систем: сб. ст. III Всерос. науч.-прак. конф. (Ишим, 18 марта 2010 г.). Ишим: Изд-во ИППИ им. П.П. Ершова, 2010. С. 99–101.

21. Щербина В.Г. Демутация рекреационных фитоценозов в районе планируемого проведения Олимпиады–2014 // Проблемы фундаментальной і прикладної екології, екологічної геології та раціонального природокористування: сб. ст. IV Міжнар. наук.-прак. конф. (Кривий Ріг, 19–21 березня 2009 р.). Кривий Ріг: Видавничий дім, 2009. С. 125–127.

22. Щербина В.Г., Щербина Ю.Г., Волков А.Н. Растительные сообщества Имеретинской низменности // Вестник ИППИ им. П.П. Ершова: Естественные науки. 2013. № 6 (12). С. 140–147.

23. Щербина В.Г. Зависимость степени антропогенной трансформации лесных экосистем от величины их фрагментации // Научный альманах. 2016. № 4–3 (18). С. 482–484.

24. Щербина В.Г., Щербина Ю.Г. Характеристика фоновых горных экосистем в зоне олимпийского строительства // Экологический мониторинг и биоразнообразие. 2014. № 2 (9). С. 34–37.

25. Щербина Ю.Г., Щербина В.Г. Оценка экологического состояния ценозов Имеретинской низменности // Проблеми екології та екологічної освіти: сб. ст. VIII Міжнар. наук.-прак. конф. Кривий Ріг: Видавничий дім, 2009. С. 223–231.

26. Щербина В.Г., Белюченко И.С. Влияние Олимпиады–2014 на состояние растительности в Имеретинской низменности // Экологический вестник Северного Кавказа. 2009. Т. 5, № 2. С. 5–12.

27. Щербина В.Г., Щербина Ю.Г. Оценка устойчивости фитоценозов Имеретинской низменности // Вестник ИППИ им. П.П. Ершова: Естественные науки. 2013. № 6 (12). С. 148–153.

28. Щербина В.Г., Волков А.Н. Экологическое состояние редких и охраняемых видов маритимальной флоры Имеретинской низменности // Инновационные системы. 2015. Т. 2, №1–4. С. 42–54.

DYNAMICS OF FUNCTION SYSTEMATIC CRITERIAS IN SOCHI'S COASTAL ECOSYSTEMS

V.G. Scherbina

Sochi branch of Institute of Natural and Technical Systems,
Russian Federation, Sochi, Kurortny prospect, 99/18

The analysis of the time dynamics since 2008, the system of indicators in the mountains, foothill and coastal ecosystems on Sochi's coastal line in the area of major investment projects implementation. Obtained extrapolation forecasts of the complete fulfillment species dynamics, species capacity and species fund.

Keywords: sochi's coastal line, ecosystems, temporal dynamics, species complete fulfillment, species capacity, species fund.