

МЕТОДИКА ОЦЕНКИ СТАБИЛЬНОСТИ И УСТОЙЧИВОСТИ СООБЩЕСТВ ОРГАНИЗМОВ

Работа выполнена в рамках базовой части государственного задания Министерства образования и науки РФ № 01201460003 (№ 2-14 ТюмГУ)

I. ОПРЕДЕЛЕНИЯ И КЛАССИФИКАЦИЯ СИСТЕМ МОНИТОРИНГА

Термин «мониторинг» появился перед проведением Стокгольмской конференции ООН по окружающей среде (Стокгольм, 5-6 июня 1972 г.). Под экологическим мониторингом принято понимать систему повторных наблюдений одного и более элементов окружающей природной среды в пространстве и во времени с определенными целями в соответствии с заранее подготовленной программой (Mann, 1973).

Мониторинг включает следующие основные направления (Израэль, 1974):

- наблюдение за факторами, воздействующими на окружающую природную среду;
- оценку фактического состояния природной среды;
- прогноз состояния окружающей природной среды.

Таким образом, ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ - это система наблюдений, оценки и прогноза СОСТОЯНИЯ природной среды (Израэль, 1979). В этом плане система экологического мониторинга принципиально отличается от систем формирования комплексных территориальных кадастров природных ресурсов и мероприятий по нормированию нагрузки на природные системы.

В качестве основного предмета нашего рассмотрения является экологический мониторинг, включающий в себя две крупных составляющих части: 1) факторный или геофизический мониторинг (подразумевает слежение за изменениями естественных и антропогенных абиотических факторов среды), обеспечиваемый физико-химическими методами; 2) биологический мониторинг (мониторинг ответных реакций биоты на воздействия отдельных абиотических факторов или их комплексов), обеспечиваемый биологическими методами. Биологический мониторинг, в свою очередь, включает в себя мониторинг биологического разнообразия (видовой состав, соотношение отдельных видов и их распределение на той или иной территории) и мониторинг биологических систем (сообществ организмов, популяций отдельных видов на исследуемой территории). На наш взгляд, рассмотрение в экологическом мониторинге биологических систем ниже рангом,

чем популяции, исключено в связи с тем, что именно последние, несмотря на многочисленность взглядов и определений (Тимофеев-Ресовский и др., 1973; Одум, 1986; Шилов, 1997 и т.д.) являются, по мнению С.С.Шварца (1967, 1972 а), элементарной формой существования видов в природе. Это, однако, не исключает использование в целях мониторинга организменных, органных, тканевых (гистологических), клеточных (цитологических) и более мелких показателей в иерархии живых структур, но рассматриваемых в преломлении через популяции конкретных видов.

Системы факторного и биологического мониторинга (и их совокупность - экологический мониторинг) по целому ряду принципов могут быть разделены на несколько групп.

Если мы имеем представление об иерархической пространственно-временной организации биосферы, то можем определить тот пространственный уровень организации исследований, на котором они будут действительно отражать, скажем, биосферные, а не локальные или региональные процессы (Соколов, Пузаченко, 1988). По масштабам территории, для которой проводится экологический мониторинг, можно выделить: глобальный, региональный и локальный мониторинг (Табл. 1). В этом плане система экологического мониторинга Тюменской области соответствует иерархическому уровню глобального экологического мониторинга, включающему в себя подсистемы регионального (разного ранга) и локального мониторинга.

Таблица 1.

Иерархическая структура пространственно-временной
организации биосферы (по Соколову, Пузаченко, 1988)

Иерархический уровень мониторинга	Территориальная единица		Средний линей- ный размер, км	Время образующих процессов, лет	
	в географии	хорологическая		геоморфологич. и почвенно- биотических	климатических
Глобальный	Континент	Экзагеохора	10^4	2×10^6	$1 - 0.6 \times 10^6$
	Страна	Петагеохора	$2.4 - 2.8 \times 10^3$	5×10^5	1.6×10^5
	Область	Терагеохора	$6 - 6.6 \times 10^2$	$1.2 - 1.5 \times 10^5$	4×10^4
Региональный	Провинция	Гигагеохора	$1.5 - 1.6 \times 10^2$	$3 - 3.2 \times 10^4$	10^4
	Район	Мегагеохора	$3.6 - 4 \times 10^1$	$6.5 - 8 \times 10^3$	2.4×10^3
	Ландшафт	Макрогеохора	$0.9 - 1 \times 10^1$	$1.6 - 2 \times 10^3$	6×10^2
Локальный	Местность	Мезогеохора	0.24×10^1	$4 - 5 \times 10^2$	1.6×10^2
	Урочище	Микрогеохора	0.6×10^{-1}	$1 - 1.2 \times 10^2$	4×10^1
	Фация	Маногехора	1.5×10^{-1}	3×10^1	10^1

Примечание: характерные пространства были выделены на основе последовательного членения окружности планеты по экватору или меридианам на четыре.

По особенностям воздействия факторов среды (в первую очередь, антропогенных) на экосистемы выделяются фоновый (для экосистем с минимальным воздействием, в идеале осуществляемый на базе биосферных или иных государственных заповедников, скажем, в виде «Летописей природы» или др. (Рибчак, 1992)) и импактный (для экосистем, подверженных влиянию тех или иных факторов или их комплексу). В экологическом мониторинге, как правило, целесообразно использовать обе эти составляющие в методологическом единстве.

По охвату исследуемых факторов экологический мониторинг может быть: моно-, ди-, полифакторным и интегральным (в идеале, рассматривающий весь комплекс абиотических факторов среды).

По охвату элементов биоты в импактных биогеоценозах экологический мониторинг может быть моно-, ди-, поликомпонентным и комплексным (рассматривающим весь комплекс элементов биоты или набор наиболее репрезентативных ее составляющих).

Особняком стоит ретроспективный мониторинг, классические работы по которому в области геологии принадлежат Л.Бриггсу и Г.Поллаку (Briggs, Pollack, 1967), Г.Брассу (Brass, 1975), а в области экологии - Т. Андерсону (Anderson, 1974), Фриттсу (Fritts, 1976), Г.Свитцеру с соавторами (Switzer et al., 1968) и др. При благоприятных обстоятельствах сегодня можно с большой степенью вероятности воссоздать историю развития геологических, почвообразовательных, экологических, зоологических и антропогенных явлений и ситуаций в прошлом (Фортеस्कью, 1985), в том числе и для Западной Сибири (Колесников, 1990), а по их закономерностям смоделировать процессы в будущем.

Ряд авторов (Rabe, 1982; Вайнерт и др., 1988; Chaphekar, 1991) выделяют еще два вида мониторинга на основании используемых в том и другом случае методов исследований: 1) пассивный мониторинг (у свободно живущих организмов и их популяций фиксируются видимые или незаметные повреждения или отклонения от нормы, являющиеся признаками стрессового воздействия) и 2) активный мониторинг (те же самые воздействия исследуются на тест-объектах, организмах, находящихся в стандартизированных условиях). Несмотря на безусловную важность тестовых изысканий, нам представляется более правильным не выделять два самостоятельных вида мониторинга, а говорить именно о методах исследований в экологическом мониторинге.

II. МЕТОДОЛОГИЯ КОМПЛЕКСНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

II.1. ОБЩИЕ ПОЛОЖЕНИЯ

Предлагаемая работа построена по системному принципу, как в методологических подходах к решению поставленных задач, так и в своей внутренней логической структуре, иллюстрирующей использование предлагаемых приемов и диагностических комплексов для слежения за состоянием тех или иных биогеоценозов в рамках регионального и локального интегрального комплексного экологического мониторинга.

При этом, парадигма методологии экологического мониторинга, объединяя разные подходы (Rapport, 1989; Anderson, 1991 и др.), основывается на ряде принципов.

Экологический мониторинг является комплексной системой мониторинга биосферы и включает в себя как биологический, так и геофизический блоки (Рис.1). Экологический мониторинг должен учитывать все основные изменения, вызываемые любыми антропогенными воздействиями в интегрированном виде на фоне естественной изменчивости изучаемых биогеоценозов. Именно в связи с последним необходимо включение в систему экологического мониторинга блока фоновое мониторинга (Фомин, 1985; Степанов, 1988; Мотузова и др., 1989; Евсеев, Тикунов, 1990; Ильин, 1990 и др.) хотя бы в виде контрольных пробных площадей для наблюдений.

Оправданным представляется нам подход, когда в качестве главных объектов комплексного экологического мониторинга рассматриваются целостные биосферные субъединицы (Калякин, 1991 и др.). В условиях наземных экосистем в основу схемы экологического мониторинга должен быть заложен принцип пространственно-временной структурированности типа: “водосборный бассейн - сукцессионная система”, с учетом природно-зональной (ПЗ) дифференциации исследуемой территории. При этом комплекс “водосборный бассейн - сукцессионная система” (ВБ) является наибольшей целостной, автономной и представительной субструктурой биосферы (Фостер, 1983; Плотников, 1984). Бассейновую дифференциацию природной среды при имитационном моделировании в целях экологического мониторинга предлагают и С.И.Зотов с С.Я.Сергиным (1990). В Швеции используют в целях мониторинга систему из 20 малых водосборов (площадью около 1 кв.км) (Bernes and oth., 1986), ряд исследователей предлагают для этих целей водосборные бассейны площадью до 1250 кв.км

(Константинов, Горожанкина, 1990). Нам представляется, что площадь не имеет принципиального значения и размер водосборной системы будет меняться в зависимости от ранга регионального мониторинга. Так, для Тюменской области такой единицей будет площадь Обь-Иртышского бассейна (в пределах области), а для административного юга - бассейны рек Ишим, Вагай и Тобол (причем, обязательно в рамках единой системы, так как бассейн Ишима, в частности, характеризует техногенные потоки на территорию области из Северного Казахстана, Тобола с его левыми притоками - из Курганской и Свердловской областей, а водосбор Вагая отражает лишь внутренние процессы загрязнения и иной трансформации природной среды в регионе). Естественно, что для отдельных районов юга области мониторинговая система будет ориентирована на водосборные площади средних или даже мелких рек.

В пределах выделенных пространственно-временных комплексов, представляющих собой некие “ключевые” участки с точки зрения возможности экстраполяции полученных здесь данных на остальную территорию региона, единицей исследований являются БИОГЕОЦЕНОЗЫ (Б), как элементарные комплексные функциональные системы, в топологической основе которых лежат “элементарные ландшафты” по Б.Б.Полынову (1953).

Биогеоценозы для исследований выбираются по принципу их наибольшей представленности в районе исследований, функциональной значимости в выделенном комплексе (т.е. в каждой крупной группе представленных ландшафтов (Л): леса, болота, луга, водоемы, техногенные ландшафты и др.) и хозяйственного значения. Этот представительный набор является совершенно необходимым для создания репрезентативной системы экологического мониторинга региона (Agger, Ovesen, 1990).

Для проведения систематических наблюдений за состоянием (“качеством”) выбранных биогеоценозов в пределах водосборного бассейна выделяются реперные участки (РУЭМ)(предложены Н.С.Козловым в 1997 г.), привязанные к топооснове, но не имеющие фиксированной формы и размера (чаще всего в натуре совпадающие с границами биогеоценозов в виде лесотаксационных выделов на лесной территории, ассоциаций луговой растительности, болота одного типа, озера и т.д., в пределах которых по специальным методикам закладываются постоянные пробные площади (ППП) фиксированного размера и формы для сбора первичной информации (ПИ) о состоянии биоты и абиотических составляющих биогеоценоза.

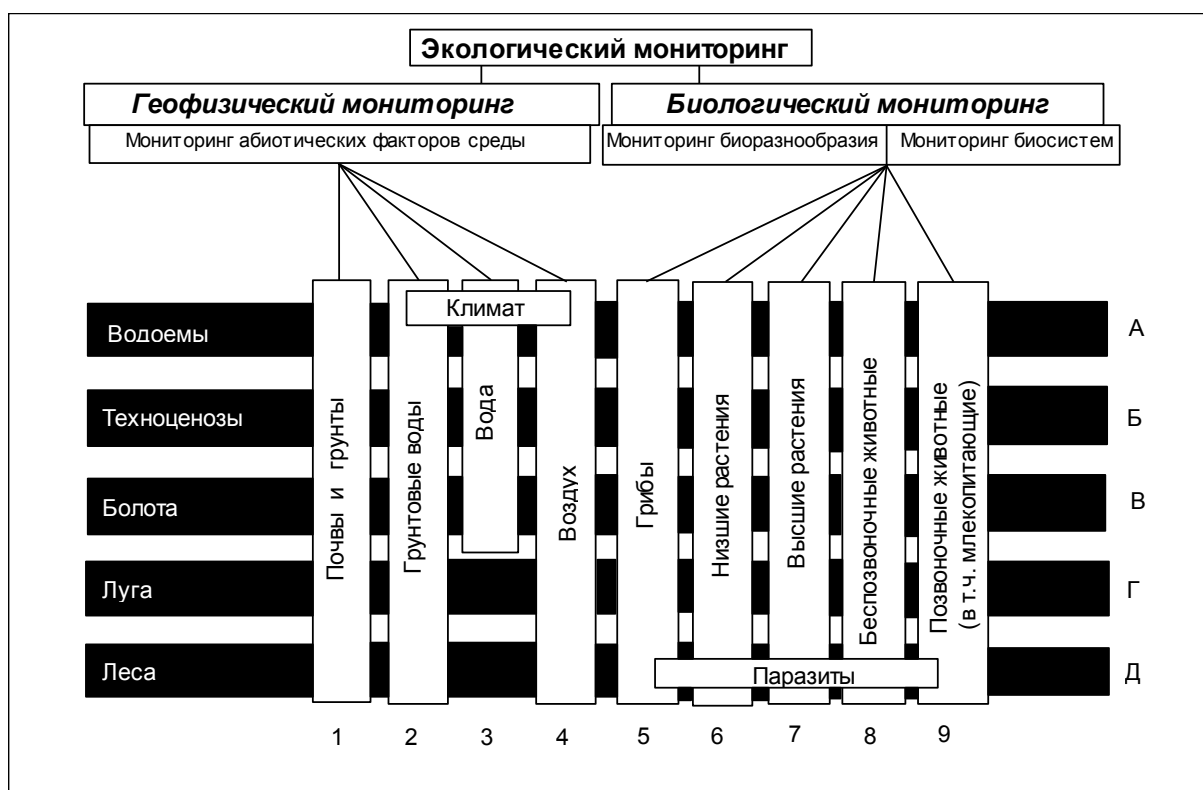


Рис. 1. Блок-схема экологического мониторинга.

Общая иерархия исследуемых участков территории отражена на Рис.2 и может быть выражена формулой:

$$n_0\text{ВБ} - n_1\text{ПЗ} - n_2\text{Л} - n_3\text{Б} - n_4\text{РУЭМ} - n_5\text{ППП} - n_6\text{ПИ},$$

где n_i - количество.

Такой подход в значительной мере решает назревшую проблему перехода от стационарных наблюдений в отдельных точках к полигонным исследованиям (Беручашвили, 1990), призванным обеспечить основную массу информации для оценки интенсивности, например, антропогенного воздействия в регионе и для создания банка данных о состоянии природной среды региона в целях экологического мониторинга.

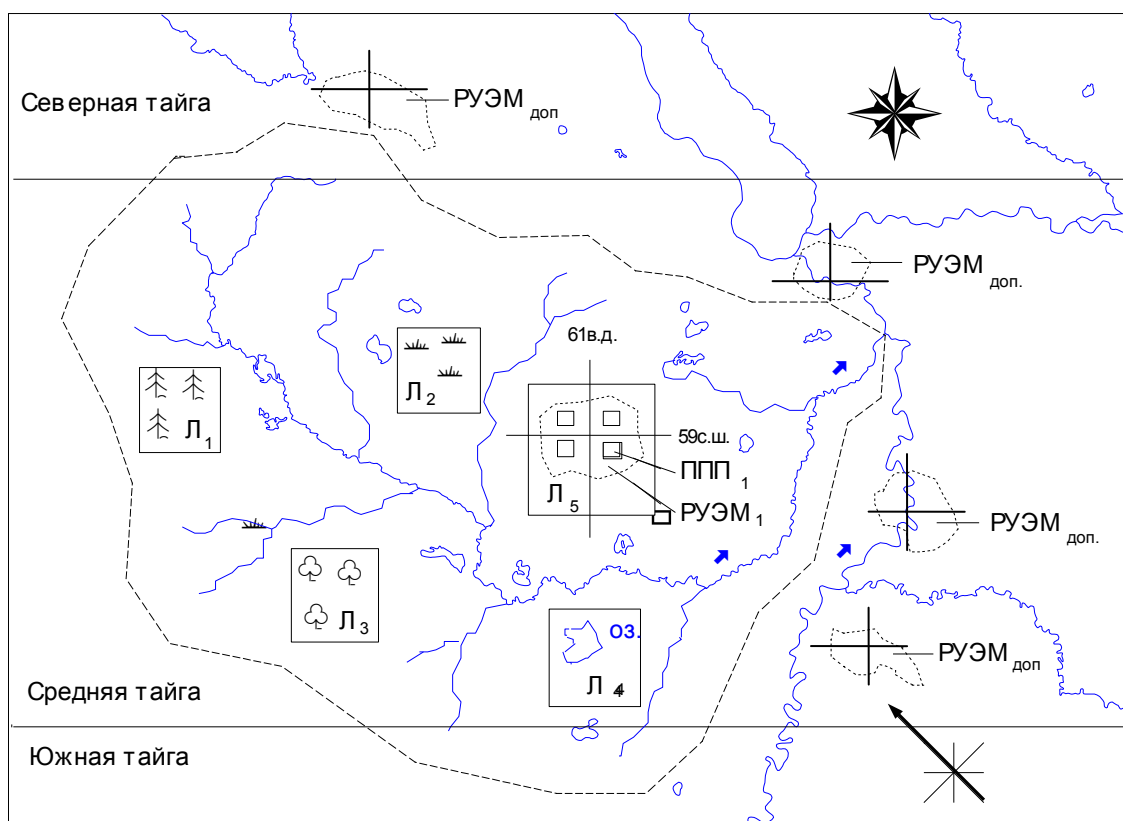


Рис. 2. Расположение иерархических единиц экологического мониторинга.

При выборе методик учитываются принципы диагностической необходимости и достаточности, относительной простоты и воспроизводимости исследований, которые по определению мониторинга должны носить периодический и долговременный характер. При этом нужно иметь в виду, что при оценке состояния природной среды и его изменений под влиянием антропогенных или естественных факторов (например, стихийных бедствий) выделяются три подхода. Первый подход связан с оценкой направления сукцессии в экосистеме в случае прекращения воздействия; второй - с оценкой интенсивности этого воздействия; третий - со сравнением состояния в настоящее время и до начала интенсивного воздействия (ретроспективно) (Anderson, 1991). Нам представляется уместным использование всех трех подходов одновременно. Причем, по мнению Э.Дабровской (Dabrowska-Prot, 1985), экологический мониторинг должен основываться на изучении адаптационной реакции экосистем и их компонентов, когда воздействующий фактор или их комплекс вызывают перестройки в экосистеме, но не приводят к полной и необратимой деградации. Оценка состояния биогеоценоза основана на сумме нормализованных индексов состояния отдельных диагностических признаков с учетом их значимости при агрегировании (Пых, Малкина-Пых, 1996).

Система создаваемых реперных участков с постоянными пробными площадями должна быть соотнесена с уже существующими постами наблюдений за отдельными элементами природной среды (например, сеть гидрологических постов, метеостанций, постов контроля газового состава атмосферного воздуха и др.).

Сеть РУЭМов должна дополняться исследованиями, проводимыми на площадях, превышающих их размеры в силу специфики изучаемых объектов. Так материалы по экологическому мониторингу состояния качества среды того или иного региона в обязательном порядке должны включать результаты учетов численности охотничье-промысловых видов животных. Последние же, в виду своей подвижности и размеров индивидуальных участков, населяют территорию больших размеров, нежели тот или иной РУЭМ. Поэтому учетные работы по этим объектам проводятся отдельно (Методические..., 1990), но районы таких работ обязательно должны быть увязаны с сетью РУЭМ и включены в общую систему регионального экологического мониторинга. Кроме того, могут быть использованы ведомственные материалы охот.управлений и результаты анкетных опросов (Штильмарк, 1974; Кузякин, 1979).

Закладывая сеть РУЭМ и ППП для определения степени трансграничного влияния прилегающих территорий, ее (сеть) следует размещать вблизи административных границ с учетом мощности и направления техногенных потоков.

Метрологическое обеспечение мониторинга включает методы и технические средства извлечения разнообразной специфической информации. Информационное обеспечение должно основываться на использовании геоинформационных систем, в состав которых включаются банки различной информации и комплекс программ моделирования биосферных или биогеоценотических процессов и прикладных программ пользователей (Полищук, 1989).

II.2. ОБЪЕКТЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ И КАЧЕСТВА ОКРУЖАЮЩЕЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

Под объектами экологического мониторинга понимаются те природные объекты или явления, на которые направлено внимание исследователей и которые, являясь вполне репрезентативными, чувствительными, и, играя определенную роль в функционировании

биогеоценозов, достаточно однозначно характеризуют состояние тех экологических систем, компонентами которых они являются.

Таким образом, ясно, что объекты мониторинга должны представлять все основные компоненты экологических систем в ранге биогеоценоза, учитывая как консорционную, топическую, так и трофическую (энергетическую) структуру последних, и быть тесно связаны между собой функциональными или корреляционными зависимостями.

Наряду с абиотическими факторами окружающей среды (радиационный баланс, водный баланс, газовый состав атмосферы, микроэлементный и механический состав почв, гидрохимические свойства водоемов и т.д.), характеристики которых могут быть подвергнуты метрологическому контролю по довольно подробно разработанным методикам, основное внимание при проведении экологического мониторинга должно быть сосредоточено на факторах биотических, методы исследования которых разнообразны и часто не сводятся к метрическим характеристикам. В то же время, именно эта группа факторов наиболее рельефно в интегрированном виде не только свидетельствует о факте влияния того или иного физико-химического или биологического явления, но и характеризует силу и экологическую значимость этого влияния, т.к. именно они суммируют в себе результаты сложного биогеоценозического процесса и представляют собой наглядное и наиболее полное выражение результата действия этих процессов (Программа и методика..., 1974).

Предлагаемые объекты экологического мониторинга должны представлять все основные трофические звенья в биогеоценозах, позволяющие по возможности полностью охватить весь цикл оборота вещества и энергии в экосистемах. Среди них должны быть:

- продуценты, создающие органическое вещество (высшие растения, водоросли и др.);
- консументы разных порядков, потребляющие органическое вещество (консументы первого порядка – растительноядные организмы, консументы второго порядка – поедатели беспозвоночных животных и детрита, консументы третьего порядка – плотоядные организмы);
- редуценты, разрушающие и минерализующие органическое вещество (некоторые грибы, микроорганизмы и др.).

При этом должны быть охвачены основные пути передачи вещества и энергии в данном биогеоценозе (наземном или водном). Но упор необходимо делать на ключевые виды,

составляющие ядро биоценоза (Шварц, 1971; Жизнеспособность..., 1989) или виды-мутуалисты (Мониторинг биоты..., 1997).

И, наконец, особняком в этой системе стоят паразитические организмы (экто- и эндопаразиты), существование которых тесно связано с организмом-хозяином (как окончательным, так и промежуточными) и как нельзя лучше характеризует их состояние, которое, в свою очередь, часто является отражением качества окружающей среды обитания организма, что и является основным объектом и целью экологического мониторинга.

Интересным подходом к выбору объектов экологического мониторинга представляется нам и использование огромного фонда научных коллекций, собранных в природе в разных районах и в разное время (Pokarzhevskii et al., 1991) ибо только такие коллекции часто дают возможность точного таксономического определения или могут быть использованы для химического анализа. С развитием методов исследований научные коллекции становятся источником новой информации о процессах в окружающей среде в прошлом, их динамике под воздействием природных и антропогенных факторов (ретроспективный мониторинг).

II.3. ПЕРИОДИЧНОСТЬ ПРОВЕДЕНИЯ НАБЛЮДЕНИЙ

Периодичность повторных обследований постоянных пробных площадей, необходимая для сохранения мониторингового режима исследований, предлагается разными авторами от одного раза в 10 лет до ежегодных, причем, для различных компонентов биогеоценоза она различна (Программа и методика..., 1974; Bernes and oth., 1986; Зотов, Сергин, 1990 и др.). Нам представляется, что, исходя из идеи генерализации и унификации мониторинговых исследований, необходимо установить и общую схему проведения повторных обследований постоянных пробных площадей. Учитывая быстрые темпы деградационных изменений и растянутые сроки восстановления нарушенных ценозов в большинстве случаев (Гашева и др., 1990; Гашев, 1991 и др.) она для случаев, когда мониторинговые исследования проводятся с начала воздействия фактора, может выглядеть следующим образом (Рис.3):

- закладка пробной площади в течение первого года после начала воздействия;
- повторное обследование через год;

- следующее обследование на 5-ый год;
- очередное обследование на 8-ой год;
- очередное обследование на 12-ый год;
- далее - через каждые 3 года на четвертый.



Рис. 3. Шкала повторности мониторинговых наблюдений на пробных площадях.

Вполне понятно, что при использовании для изучения воздействия какого-либо фактора на экосистемы пробных площадей, заложенных перед началом (или на первых этапах) массированного воздействия, требуется значительно меньшее число образцов (наблюдений), а степенная функция Тейлора может быть использована для оценки необходимого числа проб (Green, 1989). Однако, возможность таких наблюдений далеко не всегда возможна, так как в большинстве случаев система мониторинга оперирует с такими воздействиями, которые имеют место в регионе уже не один десяток лет. В этом случае, на наш взгляд, вполне приемлема система наблюдений с 4 - летней периодичностью (учитывающей динамику численности мелких млекопитающих). А для восполнения картины дигрессионно-восстановительных процессов можно подобрать серию площадей, находящихся на разных стадиях постпрессинговой сукцессии.

II.4. ПРИНЦИПЫ ОТБОРА КРИТЕРИЕВ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ СРЕДЫ В СИСТЕМЕ РЕГИОНАЛЬНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА

При решении методологических проблем экологического мониторинга одним из ключевых вопросов является выбор показателей (критериев), которые могут быть использованы для оценки состояния окружающей среды.

Унифицированные требования к «вектору состояния» экологических систем и к окружающей среде, в целом, отсутствуют (Бейм и др., 1985).

Одним из наиболее часто применяемых критериев является устойчивость экологических систем, определяемая через различные функциональные характеристики (Глазовская, 1978, 1989; Крауклис, 1979; Пых, 1983; Рюмин, 1988; Семенов, Мартынов, 1994 и др.). Этот показатель, безусловно, может быть использован, но только как один из прочих

характеристик экосистемы, отражающий ее способность сохранять прежние состояния под действием тех или иных факторов (резистентная устойчивость) или возвращаться в исходное состояние после снятия действия этих факторов (упругая устойчивость).

Для расчета общей устойчивости экосистем U предлагается использовать интегральный показатель упругой U_u и резистентной U_r устойчивостей, основанный на характеристиках видового разнообразия сообществ организмов (Гашев, 1998 а).

Вторым распространенным критерием, используемым в теории и практике экологического оценивания, прогнозирования и нормирования является биоиндикация, основанная на выделении видов-индикаторов (или их групп) и индикаторных признаков или критериев, свойственных этим объектам и обладающих высокой информативностью об их состоянии. Однако опыт показывает, что создать универсальную и единую систему биоиндикаторов очень сложно в силу различной реакции разных организмов или других живых систем на одни и те же факторы среды. В любом случае эта система должна быть дополнена какими-то общими функциональными характеристиками экосистемы, в целом (например, показателями ее устойчивости).

Таким образом, мы приходим к выводу о необходимости использования в системе экологического мониторинга критериев как первой, так и второй группы. Причем, и те, и другие рассматриваются в этом случае как индексы состояния окружающей среды.

Среди многочисленных требований к критериям показателей состояния окружающей среды можно выделить основные, которые кратко можно сформулировать следующим образом (Уилсон, 1988; Afsen, Saebo, 1993):

1. **Общность.** Множество показателей должно давать описание некоторых наиболее важных аспектов состояния окружающей среды. Для этого они должны быть сопоставимы в разных исследованиях и друг с другом.
2. **Легкость интерпретации.** Они должны быть максимально легко объяснимы.
3. **Уместность.** Ряды статистических данных должны обеспечивать информацию об условиях действия тех или иных факторов или о состоянии качества среды.
4. **Чувствительность.** Показатель должен быть в состоянии передать диапазоны качества среды в состоянии «нормы», «пороговое состояние» и состояние за пределами «нормы». Индикатор должен «правильно» реагировать на изменение состояния среды.
5. **Селективность.** Для описания и оценки условий необходимо использовать минимум параметров окружающей среды.

6. Наличие данных. Данные должны быть реально доступны или легко получены.

7. Репрезентативность. Между экспертами должно быть согласие, что данные достаточно репрезентативны и показательны для некоторого состояния среды.

8. Охват (временной и пространственный). Ряды данных должны быть собраны на регулярной основе во времени и охватывать конкретные, четко дифференцируемые участки пространства с достаточной полнотой.

9. Приемлемость затрат. Использование показателей должно быть экономически доступно и оправданно.

Кроме того, В.Д.Федоров (1979) считает, что:

- следует отбирать показатели, относящиеся только к процессам с гомеостатическими механизмами;
- следует отдать предпочтение показателям, характеризующим неспецифический отклик на воздействующий фактор;
- следует отдать предпочтение интегральным показателям.

Требования к показателям или индексам состояния в настоящее время продолжают формулироваться, по ЮНЕП предлагается ориентироваться на такое определение этих индексов (Пых, Малкина-Пых, 1996): «Индекс - это величина, являющаяся мерой состояния и изменений главных физических, химических и биологических компонент окружающей среды на национальном, региональном и глобальном уровнях и позволяющая оценить воздействие этих изменений на благосостояние человека и естественных экосистем».

II.5. МЕЛКИЕ МЛЕКОПИТАЮЩИЕ КАК ВОЗМОЖНЫЕ ИНДИКАТОРЫ СТЕПЕНИ НАРУШЕННОСТИ БИОЦЕНОЗОВ ПРИ МОНИТОРИНГЕ

Идея использования биоиндикаторов в системе мониторинга состояния природной среды не нова. Преимущество их использования при изучении загрязнения окружающей среды различными веществами или физическими агентами (тепловое, электромагнитное загрязнение и т.д.) бесспорно: если физические или химические датчики определяют, как правило, наличие одного или нескольких веществ или отдельных видов полей, то живые организмы реагируют сразу на весь их комплекс. Но совершенно незаменимой

биоиндикация является для оценки биологического эффекта, вызванного тем или иным загрязнителем или другим агентом, что позволяет установить степень опасности его для экосистемы, прогнозировать состояние живого сообщества. А именно этому, по мнению большинства авторов (Федоров, 1974; Израэль, Филиппова, Семевский и др., 1978; Израэль, 1979), должно уделяться главное внимание в биологическом мониторинге. Биологические индикаторы позволяют зафиксировать кумулятивный эффект воздействия на биоту загрязнителей даже в ничтожных их количествах (Biomonitoring and environmental management, 1990).

Разработке методологии применения биоиндикации в экологическом мониторинге посвящено большое количество работ (Кривоуцкий и др., 1986, 1987; Schubert, 1985; Вайнерт и др., 1988; Степанов, 1988; Султанов и др., 1988; Bernard, 1990; Brydges, 1990; Kimmins, 1990 а,б; Krantzberg, 1990; Rapport, 1990 и другие). В качестве индикаторов предлагается использовать многие виды низших и высших растений, микроорганизмов, почвенных простейших, беспозвоночных и позвоночных животных. К наименее изученным на предмет индикации в настоящее время относятся млекопитающие. Есть работы (Воронова и др., 1985 а,б), в которых предлагается в качестве наиболее перспективных видов использовать консументов высших порядков, в частности, насекомоядных и хищных животных. А.М.Степанов и др. (1987) предлагают использовать также и парнокопытных, в частности, лося. Упоминается об использовании в качестве индикаторов нефтяного загрязнения грызунов (Шапошников, 1980; Шапошников и др., 1980). О.А.Пястолова (1987) выделяет из числа млекопитающих обыкновенную и рыжую полевки в качестве объектов, удобных для зооиндикации. В качестве весьма удобной экологической модели для комплексного изучения влияния человека на окружающую среду Э.В.Ивантер и Т.В.Ивантер (1981) предлагают использовать группу мелких млекопитающих. Мысль о возможности использования в целях индикации мелких млекопитающих высказывалась многими авторами (Исенов, 1987; Богач, 1988; Катаев, 1988; Гашев, 1997 а и др.).

Эта последняя точка зрения представляется нам наиболее оптимальной, так как она, с одной стороны, включает в себя все преимущества, указанные в упомянутых выше работах (ибо, представляя сборную группу грызунов, насекомоядных и мелких кунных, дает возможность проследить изменения на различных трофических уровнях экосистемы) и, с

другой стороны, устраняет целый ряд трудностей, связанных со сбором достаточного для статистической обработки материала, возникающих при работе с крупными животными.

Мелкие млекопитающие удовлетворяют всем основным требованиям, предъявляемым к видам-индикаторам: широкое распространение в природе, весомость вклада в обмен веществ и энергии в экосистемах, высокая чувствительность к воздействиям, быстрота ответа на изменения окружающей среды, доминирование, возможность проведения лабораторных экспериментов, экономичность исследований (Пястолова, 1987).

Кроме того, степень загрязнения мелких млекопитающих помогает прогнозировать возможный уровень загрязнения крупных животных тех же трофических цепей, имеющих охотничье-промысловое значение (Васильковская, 1980), а также имеется возможность прогнозировать возможные популяционные сдвиги у последних на основании таковых у их потенциальных жертв.

Даже оценивая влияние какого-то одного фактора (например, нефтяного загрязнения) на фауну, экологию и морфофизиологию мелких млекопитающих, мы, в той или иной степени, пытаемся выделить его из целого комплекса антропогенных факторов, воздействующих на их популяции, но и в этом случае отдаем себе отчет, что имеем дело не только с непосредственным токсическим воздействием этого фактора на зверьков, но и с воздействием, опосредованным через биоценотические изменения в сообществах, вызванные его же влиянием. Поэтому, как правило, мы имеем дело с неким интегрированным воздействием, отражающим ту или иную степень нарушенности биоценоза. Для оценки этого воздействия предлагается использовать как показатели сообществ млекопитающих исследуемых территорий (Гашев, 1998 б), так и популяционные показатели доминирующих видов или видов-индикаторов (наиболее чувствительных к тому или иному фактору) в сравнении с контролем (Гашев, 1989), исходя из положений некоего подобия популяций и сообществ животных в соответствии с теорией фракталов (Гелашвили, Раозенберг, 2002).

II.5.1 Характеристики сообществ мелких млекопитающих в системе мониторинговых исследований

Расчет относительного обилия животных.

Относительное обилие мелких млекопитающих в сообществе рассчитывается как количество зверьков, приходящихся на 100 ловушко-суток. Это стандартный, принятый в териологии показатель:

$$ON = (N/LS) \cdot 100, \text{ где}$$

ON - относительное обилие мелких млекопитающих;

N - общее количество отловленных зверьков;

LS - количество отработанных ловушко-суток.

Расчет показателей видового разнообразия сообщества

Один из главных компонентов видовой структуры сообщества мелких млекопитающих - видовое богатство (R) или плотность видов:

$R = (V-1)/\lg N$, где V - число видов, N - общее число особей.

Второй важный показатель - видовое разнообразие, которое может быть представлено в форме двух индексов:

1. индекса видового разнообразия Симпсона (D):

$D = 1/\sum (n_i/N)^2$, где n_i - оценка значимости каждого вида: численность (в этом случае $n_i = W_i$), биомасса и др., а N - сумма оценок значимости;

2. индекса видового разнообразия Шеннона (H):

$$H = -\sum n_i/N \log (n_i/N).$$

Из этих двух обобщенных индексов индекс Симпсона придает обычным видам больший вес (поскольку при возведении в квадрат малых отношений n_i/N получаются очень малые величины). Индекс Шеннона придает больший вес редким видам (Одум, 1986).

Поделив индекс Шеннона на логарифм числа видов, мы получаем индекс выравнивания Пиелу (E), показывающий относительное распределение особей среди видов: $E = H / \log V$.

С предыдущим показателем связан и обратно пропорционален ему индекс доминирования Симпсона (C): $C = \sum (n_i/N)^2$.

Расчет индекса антропогенной адаптированности сообщества

Показатели видового разнообразия, на наш взгляд, не дают исчерпывающей характеристики сообществ организмов в аспекте их антропогенной адаптированности и устойчивости к внешним воздействиям. В связи с этим, мы предлагаем добавить ряд новых характеристик, в основу которых ляжет индекс антропогенной адаптированности

отдельных видов, входящих в сообщество (I) (Гашев, 1998 б). Все виды млекопитающих Тюменской области (в фауну которой входит подавляющее большинство видов всей Западной Сибири) были разнесены по грациям 5 шкал (Приложения 1-3): индекса К-г-ориентированности вида (Kr) (от г-стратегов через г-ориентированных, г=К-стратегов и К-ориентированных видов к К-стратегам -1, 2, 3, 4 и 5 баллов, соответственно); степени антропофобии (А) (от эвсинантропов через синантропов, антропофилов и «нейтралов» к антропофобам -1-5 баллов); степени консументии (Б) (от поедателей семян и плодов через поедателей вегетативных частей растений, всеядных и поедателей беспозвоночных к плотоядным -1-5 баллов); предпочитаемой влажности (В) и закрытости (Г) местообитаний (от сухого через влажное к мокрому и от открытого через полуоткрытое к закрытому -1-3 балла в каждой). Для каждого i-го вида индекс I_i определяется по формуле: $I_i = \{1/[A+B+Kr+((B+Г)/2)]\} * 100$.

Рассчитанные значения частных индексов антропогенной адаптированности видов мелких млекопитающих Тюменской области приведены в Таблице 2 .

На основании этих индексов (I_i) и обилия конкретных видов (W_i) в сообществе млекопитающих рассчитываются следующие его экологические характеристики:

показатель эвсинантропии: $I_s = (\sum(ES_i * I_i)) / (\sum(W_i * I_i))$, где ES_i - численность каждого i-го эвсинантропного вида, $\sum W_i = N$, где N - общее обилие зверьков;

индекс антропогенизации: $I_a = (\sum(ES_i * I_i) + \sum(S_i * I_i)) / (\sum(W_i * I_i))$, где S_i - численность каждого i-го синантропного вида;

показатель антропофилии: $I_f = (\sum(ES_i * I_i) + \sum(S_i * I_i) + \sum(FI_i * I_i)) / (\sum(W_i * I_i))$, где FI_i - численность каждого i-го антропофильного вида;

индекс естественности: $I_e = (\sum(NT_i * I_i) + \sum(FO_i * I_i)) / (\sum(W_i * I_i))$, где NT_i - численность видов-«нейтралов», FO_i - антропофобов;

показатель ранимости: $I_r = (\sum(FO_i * I_i)) / (\sum(W_i * I_i))$;

индекс антропогенной адаптированности сообщества: $IAA = (I_f - I_r) / I_e * 100 \%$. Но при $I_e = 0$ IAA принимается равным 100 %. Это - интегральная характеристика сообщества.

Антропогенная адаптированность сообщества будет тем выше, чем больше в нем видов из групп эвсинантропов, синантропов и антропофилов с более высокими индивидуальными индексами I и чем меньше в его составе «нейтралов» и антропофобов. В.С.Смирнов (личное сообщение) вместо I предложил использовать $\ln I$, чтобы избавиться

от асимметрии в распределении индекса, но мы считаем это лишним, т.к. I является величиной не вероятностной, а разница по $\ln I$ между видами менее рельефна.

Показатели устойчивости сообщества мелких млекопитающих

Приведенные выше характеристики сообщества млекопитающих дополняются показателями его упругой, резистентной и общей устойчивости, которые были предложены нами ранее (Гашев, 1998 а) и основываются на индексе видового разнообразия Симпсона, индексе видового богатства и ряде коэффициентов, специфичных для отдельных зональных типов экосистем суши Земли, природно-климатических зон и подзон, а также сукцессионной стадии развития конкретной экосистемы или сообщества живых организмов той или иной группы. Модели устойчивости экогеосистем рассмотрены и другими авторами (Коновалов, 1999, 2000; Коновалов, Московченко, 2002 и др.). Многие вполне справедливо связывают устойчивость систем с их биологическим разнообразием (Израэль, 1979) - индексом биологического разнообразия Шеннона (Коган и др., 1972; Алимов, 1989), понимая под ним характеристику, противоположную энтропии (Уатт, 1971). Заметим, что понятие энтропии корректно применять не к поведению всей биологической системы в целом, а к конкретным протекающим в ней процессам (Рубин, 1987). Известно, что индекс устойчивости системы, например, в продукционной гидробиологии определяется по формуле:

$$U=0.045e^{0.51 H} \quad (1),$$

где индекс видового разнообразия Шеннона $H=-\sum p_i \log p_i$ (2), p_i - вклад каждого вида в сумму оценок значимости (по численности, биомассе и т.д.), $e=2.718$.

Однако, применение формулы 1 на практике не совсем корректно, так как вполне очевидно, что помимо видового разнообразия устойчивость системы определяется и другими факторами (Гашев, 2001 а).

Таблица 2.

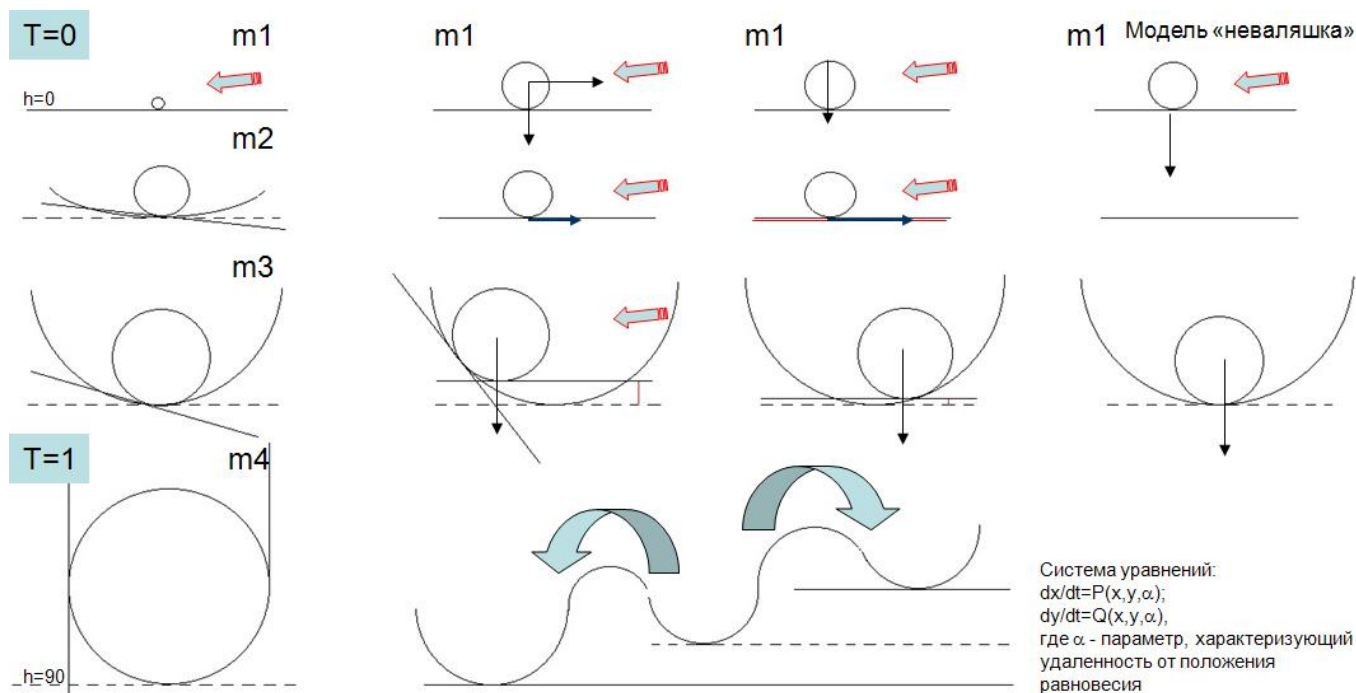
Частные индексы антропогенной адаптированности видов мелких млекопитающих

N п/п	Название вида	Значение I	Ln I
Отряд Насекомоядные (<i>Insectivora</i>)			
1.	Обыкновенный крот (<i>Talpa europaea</i> L., 1758)	7.7	2.04
2.	Сибирский крот (<i>Talpa altaica</i> Nikolsky, 1883)	7.1	1.96
3.	Обыкновенный еж (<i>Erinaceus europaeus</i> L., 1758)	8.7	2.16
4.	Тундрная бурозубка (<i>Sorex tundrensis</i> Merriam, 1900)	9.5	2.25
5.	Бурая бурозубка (<i>Sorex roboratus</i> Hollister, 1913)	9.1	2.21
6.	Крошечная бурозубка (<i>Sorex minutissimus</i> Zimm., 1780)	6.9	1.93
7.	Малая бурозубка (<i>Sorex minutus</i> L., 1766)	7.4	2.00

8.	Крупнозубая бурозубка (<i>Sorex daphaenodon</i> Thomas, 1907)	8.0	2.08
9.	Равнозубая бурозубка (<i>Sorex isodon</i> Turov, 1924)	8.3	2.12
10.	Средняя бурозубка (<i>Sorex caecutiens</i> Laxmann, 1788)	8.3	2.12
11.	Обыкновенная бурозубка (<i>Sorex araneus</i> L., 1758)	10.5	2.35
12.	Обыкновенная кутора (<i>Neomys fodiens</i> Pennant, 1771)	6.9	1.93
Отряд Зайцеобразные (<i>Lagomorpha</i>)			
13.	Северная пищуха (<i>Ochotona hyperborea</i> Pall., 1811)	8.7	2.16
14.	Малая пищуха (<i>Ochotona pusilla</i> Pall., 1768)	11.1	2.41
Отряд Грызуны (<i>Rodentia</i>)			
15.	Летяга (<i>Pteromys volans</i> L., 1758)	8.7	2.16
16.	Обыкновенная белка (<i>Sciurus vulgaris</i> L., 1758)	12.5	2.53
17.	Азиатский бурундук (<i>Eutamias sibiricus</i> Laxmann, 1769)	11.8	2.47
18.	Большой суслик (<i>Citellus major</i> Pall., 1778)	16.7	2.82
19.	Краснощекий суслик (<i>Citellus erythrogenis</i> Brandt, 1841)	14.3	2.66
20.	Лесная мышовка (<i>Sicista betulina</i> Pall., 1778)	9.1	2.21
21.	Степная мышовка (<i>Sicista subtilis</i> Pall., 1773)	10.0	2.30
22.	Большой тушканчик (<i>Allactaga jaculus</i> Pall., 1778)	8.3	2.12
23.	Малая лесная мышь (<i>Sylvaemus uralensis</i> Pall., 1811)	12.5	2.53
24.	Полевая мышь (<i>Apodemus agrarius</i> Pall., 1771)	20.0	3.00
25.	Домовая мышь (<i>Mus musculus</i> L., 1758)	22.2	3.10
26.	Мышь-малютка (<i>Micromys minutus</i> Pall., 1771)	10.0	2.30
27.	Серая крыса (<i>Rattus norvegicus</i> Berkenhout, 1769)	15.4	2.73
28.	Джунгарский хомячок (<i>Phodopus sungorus</i> Pall., 1770)	10.0	2.30
29.	Обыкновенный хомяк (<i>Cricetus cricetus</i> L., 1758)	13.3	2.59
30.	Ондатра (<i>Ondatra zibethica</i> L., 1766)	9.5	2.25
31.	Красно-серая полевка (<i>Clethrionomys rufocanus</i> Sund, 1847)	10.5	2.35
32.	Рыжая полевка (<i>Clethrionomys glareolus</i> Schreber, 1780)	11.1	2.41
33.	Красная полевка (<i>Clethrionomys rutilus</i> Pall., 1779)	10.0	2.30
34.	Степная пеструшка (<i>Lagurus lagurus</i> Pall., 1773)	16.7	2.82
35.	Обыкновенная слепушонка (<i>Ellobius talpinus</i> Pall., 1770)	9.1	2.21
36.	Копытный лемминг (<i>Dicrostonyx torquatus</i> Pall., 1779)	11.8	2.47
37.	Сибирский лемминг (<i>Lemmus sibiricus</i> Kerr, 1792)	11.8	2.47
38.	Лесной лемминг (<i>Myopus schisticolor</i> Lilljebord, 1844)	8.0	2.08
39.	Водяная полевка (<i>Arvicola terrestris</i> L., 1758)	11.8	2.47
40.	Узкочерепная полевка (<i>Microtus gregalis</i> Pall., 1779)	11.1	2.41
41.	Полевка-экономка (<i>Microtus oeconomus</i> Pall., 1776)	10.0	2.30
42.	Пашенная полевка (<i>Microtus agrestis</i> L., 1761)	11.1	2.41
43.	Обыкновенная полевка (<i>Microtus arvalis</i> Pall., 1779)	16.7	2.82
44.	Восточноевропейская полевка (<i>M.rossiaemeridionalis</i> Ognev, 1924)	16.7	2.82
45.	Полевка Миддендорфа (<i>Microtus middendorffi</i> Poljak., 1881)	10.5	2.35
Отряд Хищные (<i>Carnivora</i>)			
46.	Горностай (<i>Mustela erminea</i> L., 1758)	8.0	2.08
47.	Колонок (<i>Mustela sibirica</i> Pall., 1773)	7.1	1.96
48.	Ласка (<i>Mustela nivalis</i> L., 1766)	8.3	2.12

Например, при одинаковых значениях N устойчивость двух экологических систем может существенно отличаться в зависимости от того, на какой стадии сукцессии находится каждая из них. Следовательно, формула 1 справедлива лишь при всех прочих равных условиях.

Попытаемся представить более общую формулу устойчивости экологической системы, основанную на аналогии с физической системой в состоянии устойчивого равновесия, в общем виде представленную еще в 1976 году Р.Риклефсом (1979):



$F_{\text{трения качения}} = K (F/R)$, где K - коэффициент трения («вязкость»),
 F - сила нормального давления = $F_{\text{инерции}} = g (1 - \sum ((n_i/N)^2))$, где вместо массы шара индекс видового разнообразия Симпсона (D),
 R - радиус шара в модели аналогичен индексу видового богатства, $R = (V-1)/\lg N$ где,
 V - число видов, N - общее число особей,
 Крутизна стенок чаши определена углом h ; $\sin h = 0.1TD/G$ - максимальная высота чаши, где G - ее упругость, T - время. При превышении ее шар попадает в другое равновесное состояние.

Заметим, что еще в 1974 году А.И.Зотин (1974) предложил использовать аналогичный термодинамический подход со сходной моделью устойчивости для процессов развития, роста и старения таких биологических систем, как организмы, эти идеи развивались позднее и для биосферы (Человек и биосфера, 1977). При этом мы полностью разделяем термодинамический принцип «устойчивого не равновесия» биологических систем Э.С.Бауэра (1935), но считаем, что наша аналогия корректна в условиях постоянного притока в экологические системы энергии Солнца, скорость остывания которого ничтожно мала на протяжении времени существования большинства из экосистем.

Подчеркнем, что не претендуя на исключительность своей точки зрения, мы предлагаем условную модель упругой устойчивости системы в виде шара некой массы, помещенного на упругую плоскость, которая используется не столько для вывода формулы, сколько для аналогии и объяснения «физического смысла» самого понятия упругой устойчивости. Масса шара в нашем примере может быть отождествлена с показателем видового разнообразия системы (D), а упругость плоскости с сопротивлением всех факторов внешней среды (G). При определенных значениях этих показателей

плоскость под шаром прогибается, образуя “чашу”, в которой шар находится в состоянии устойчивого равновесия. Любая попытка изменить координаты шара (изменить параметры системы) на плоскости будет связана с затратой энергии по преодолению в высоту расстояния, тем большего, чем больше крутизна стенок “чаши”(h). Сила же, связанная с массой шара, будет возвращать его в исходную точку в центре “чаши”.

Так как вблизи равновесия невозможны периодические процессы (это не относится в нашем примере к внутренним свойствам «шара», а касается лишь системы «чаша-шар»), устойчивое стационарное состояние в системах, находящихся в области линейной термодинамики, будет характеризоваться особой точкой типа «устойчивый узел». По А.Б.Рубину (1987) наша модель представляет собой систему дифференциальных уравнений: $dx/dt=P(x,y,\alpha)$; $dy/dt=Q(x,y,\alpha)$, где α - параметр, характеризующий удаленность от положения равновесия. При изменении α будут соответствующим образом изменяться значения коэффициентов характеристического уравнения. А это, в свою очередь, может привести не только к изменению координат особой точки «устойчивый узел», но и к изменению самого типа устойчивости стационарного состояния, если при этом система покинет область устойчивых узлов. Переходы между областями устойчивости особых точек можно сопоставить с изменением значения параметра α (Рубин, 1987).

Понимая под устойчивостью способность системы возвращаться в исходное положение после действия силы, стремящейся изменить ее состояние, в данном примере мы имеем дело с упругой устойчивостью в отличие от резистентной устойчивости, которую можно отождествить с жесткостью системы. Очевидно, что упругая устойчивость системы будет тем выше, чем больше “масса” шара (при прочих равных условиях):

$$U_1=ae^{bD} \quad (3),$$

где D - индекс видового разнообразия Симпсона $D=1-\sum p_i^2$ (4) (эта формула используется ради удобства, так как, во первых, величина D здесь нормализована: $0 \leq D \leq 1$, а во-вторых, индекс Симпсона по сравнению с индексом Шеннона придает меньший вес редким видам, что, исходя из постулата «избыточности систем» за счет «шунтирующих связей», позволяет не переоценивать их роль в устойчивости системы), а и b - коэффициенты; и устойчивость будет тем больше, чем больше крутизна стенок “чаши” и ее высота (при прочих равных условиях):

$$U_2= ce^{d \sin h} \quad (5),$$

где h - угол наклона стенки “чаши” к горизонтальной плоскости. Последний параметр, который часто недооценивают, в свою очередь является сложной функцией: $\sin h = tkD/G$ (6), где k - коэффициент, нормализующий уравнение, в общем виде сам представляющий нелинейную функцию от G (но как будет показано ниже, в условиях реальных экосистем Земли дающий возможность представления в виде константы), а t - время развития системы. Однако, из практики известно, что и само видовое разнообразие системы является функцией времени ее развития: $D = D_{\max} - D_{\max}/B^t$ (7), где B - насыщенность соседних систем, за счет которых формируется новая система ($1 \leq B$, если $B=1$, то $D=0$, при $B \rightarrow +\infty D \rightarrow 1$).

Таким образом, $\sin h = tk(D_{\max} - D_{\max}/B^t)/G$ (8).

Учитывая, что общая упругая устойчивость нашей системы должна стремиться к нулю при минимальных значениях хотя бы одного из компонентов - U_1 и U_2 (к исходному состоянию не стремится шар с нулевой массой в самой крутой «чаше», или тяжелый шар на строго горизонтальной плоскости), логично представить ее не в виде их простой суммы, но как произведение, где один из сомножителей меньше 1 снижает значение всего произведения. В целом:

$$U = U_1 * U_2 \quad (9).$$

Другими словами, с момента начала образования новой системы (t_0) - появления первых видов в точке S_0 плоскости факторов среды, - масса “шара”, быстро нарастая, формирует своеобразную “чашу”, крутизна стенок и глубина которой тоже увеличиваются в ходе сукцессии. Одновременно идет увеличение упругой устойчивости системы. К моменту времени t_k система приходит к климаксному состоянию, характеризующемуся максимальными значениями видового разнообразия системы, ее суммарной биомассы - к состоянию максимальной структурированности (минимальной энтропии), когда энергия, поступающая в систему, почти целиком уходит на ее поддержание (Риклефс, 1979 и др.), и для которого характерна смена упругой устойчивости (эти колебательные процессы переходят во внутренние параметры системы) на устойчивость резистентную. В нашем примере это состояние характеризуется максимальным углублением “чаши”, когда ее стенки становятся перпендикулярными первоначальной горизонтальной поверхности. В этом положении любые попытки изменить горизонтальные координаты “шара” становятся невозможными, а любое воздействие на «шар» извне приводит к переходу кинетической энергии в тепловую. С термодинамической точки зрения, кинетический потенциал в устойчивых стационарных точках принимает минимальные значения, а скачкообразные

самопроизвольные переходы в системе между устойчивыми стационарными состояниями происходят, когда два состояния обладают одинаковым значением потенциала; можно считать поэтому, что эти переходы связаны с преодолением потенциального барьера (Рубин, 1987). Переход к новому состоянию системы может быть реализован в результате разрушения (полного или частичного) климаксного сообщества. Однако, в реальных условиях угол h может принимать значения $0 < h < 90^\circ$, т.е. говорить о полном отсутствии упругой устойчивости в пионерном или в климаксном сообществе не совсем корректно.

Можно согласиться с А.А.Коноваловым (1999, 2000), что как и у любой другой системы в результате цикличности развития в экосистеме со временем накапливается энтропия в силу ее старения, часть видов (в т.ч. эдификаторных) начинает «выпадать» и упругая устойчивость снижается, а система, реже погибая, часто дает начало другой, как это показал, например, в этногенезе Л.Н.Гумилев (1993).

Силе, стремящейся изменить координаты “шара” на плоскости, противостоит и сила трения, определяющаяся шероховатостью нашей плоскости (“буферность” системы), и являющаяся в этом смысле элементом резистентной устойчивости. Однако, эта же сила будет в равной мере мешать и возвращению “шара” в исходное состояние. Кроме того, именно эта сила гасит маятникообразные колебания в диссипативных системах, определяя во многом время их релаксации. Параметры таких систем (“случай осциллятора с трением”) определены М.В.Волькенштейном (1981), однако нами в данном случае не учитываются, так как устойчивость экологических систем в нашей интерпретации является характеристикой силы, возвращающей систему в исходное положение, а не времени релаксации этой системы.

Подставляя в формулу 9 значения U_1 и U_2 , и проводя простые преобразования, получаем:

$$U = fe^{(D(bG+jt)/G)} \quad (10), \quad \text{где } f=ac, j=kd \text{ и } b - \text{коэффициенты.}$$

Так как конкретное время развития экосистемы (t) того или иного типа сильно разнится, а часто бывает трудно определимо, мы предлагаем заменить его в формуле 10 на величину T , характеризующую стадию развития системы (Одум, 1986), что делает формулу более универсальной. Величина T принимает значения: $0 < T \leq 1$, $T=1$ при переходе системы в климаксное состояние. Но необходимо выделить и какие-то промежуточные стадии развития экосистемы. На основании анализа S-образной кривой изменения в ходе автотрофной аутогенной сукцессии отношения дыхания сообщества (R) к ее первичной продукции (P) - $VD=R/P$ мы предлагаем шкалу, приведенную в таблице 3.

На практике необходимо достаточно просто по внешним объективным проявлениям определять точки шкалы II, III и IV (учитывая, что зрелое сообщество редко достигает климаксного состояния, точка V практического значения не имеет). В качестве показателя для определения стадии развития экосистемы логично использовать компонент системы, определяющий ее состояние, облик: виды-эдификаторы.

Таблица 3.

Шкала, характеризующая стадии развития экосистем
в ходе автотрофной аутогенной сукцессии

I	Пионерное сообщество	II	Молодое сообщество	III	Переходное сообщество	IV	Зрелое сообщество	V	Климаксное сообщество
T=0		T=0.2		T=0.3		T=0.5		T=1	
VD=0		VD=0.2		VD=0.5		VD=0.75		VD=1	

Примечание: T - стадия развития системы, VD - отношение дыхания сообщества к его первичной продукции; I, II, III, IV и V - точки шкалы, в которых сообщество переходит от одной фазы развития к другой, со своими значениями T и VD.

Переход от пионерного сообщества к молодому можно связать с появлением достаточного для формирования сообщества количества жизнеспособных особей вида-эдификатора. Говорить о формировании переходного сообщества можно с того момента, когда эдификаторные виды станут проявлять эдификаторные свойства. Зрелое же сообщество возникает тогда, когда система оформляется в характерный по облику биогеоценоз (а дальнейшая сукцессия идет внутри него до достижения климакса).

Второй важной переменной в формуле 10 является G - характеристика внешних факторов (сопротивление поверхности, на которой находится “шар”). Представляется убедительным, что из многообразия всех факторов можно выбрать два, определяющие условия среды: тепловую энергетическую базу (радиационный баланс) и условия увлажнения (радиационный индекс сухости). Тогда в двумерной координатной плоскости по этим показателям можно разместить все возможные типы экосистем, как это сделал для основных зональных типов экосистем суши А.А.Григорьев (по Федоров, Гильманов, 1980). Принимая в пессимальных условиях $G=1$, а в оптимальных $G \rightarrow 0$, но в условиях Земли имеющий величину, не меньше 0.1, можно составить ряд, приведенный в таблице 4.

При вычислении коэффициентов f , b и j в ходе регрессионного анализа по уравнению 10 возникает сложность, связанная с тем, что индекс видового разнообразия Симпсона обычно определяется для отдельных групп организмов, тогда как общая устойчивость системы, безусловно, определяется по ее общему видовому разнообразию. Однако, для сравнения экосистем по одинаковым показателям (характеристикам, например, почвенной мезофауны, сообществ мелких млекопитающих, мелких воробьиных птиц или живого напочвенного покрова трав), с которыми реально работают конкретные исследователи, вполне могут быть применены те или иные ее варианты, основанные на биомассе, численности, общем проективном покрытии и т.д., но обязательно сравниваемые с такими же. Причем, преимущество должно отдаваться показателям видового разнообразия, основанным на количестве особей и видов в системе, ближе отражающих информационную структуру системы, связанную с мерой энтропии. Хотя А.Ф.Алимовым (1998) показано наличие связи между разнообразием сообщества и динамикой его биомассы: в антропогенно нарушенных системах имеет место упрощение структуры, снижение индекса разнообразия и повышение вариабельности биомассы. Значения коэффициентов могут быть рассчитаны исследователями для своих примеров самостоятельно, исходя из специфики объектов. Нами же предлагается вариант формулы, полученный при аппроксимации опытных данных по устойчивости сообществ мелких млекопитающих к антропогенному воздействию при нефтегазодобыче в различных биогеоценозах разных природных зон Тюменской области, который в силу удобства использования (приемлемый масштаб значений, форма кривых и др.) может быть применен для определения самого понятия “упругой устойчивости экосистем”:

$$U=0.09e^{(D(2G+3T)/G)} \quad (11).$$

Из формулы 11 видно, что устойчивость экосистемы при фиксированных значениях G и T однозначно определяется видовым разнообразием сообщества (Рис.4 и 5).

В этой связи нужно отметить, что указания на “достаточную устойчивость” систем с низким видовым разнообразием (Федоров, Гильманов, 1980 и др.) на самом деле свидетельствуют лишь об их стабильности во времени при условии отсутствия мощных возмущающих факторов извне, упругая же устойчивость таких систем невысока и может поддерживаться только при поступлении большого количества дополнительного вещества и энергии в систему, снижающего ее энтропию (агроценозы, лесные плантации и т.д.). Высокая же экологическая пластичность компонентов и лабильность связей простых

систем при воздействии фактора, являясь адаптивными свойствами этих систем, приводят к установлению нового стационарного состояния, а фактически - к их трансформации, и не могут отождествляться с упругой устойчивостью экосистем.

В этом смысле хорошо иллюстрируется диалектическое единство таких противоположных явлений как биотическая регуляция (сохранение биотой постоянства среды обитания и своего первоначального состояния) и приспособляемость (адаптация биоты к новым условиям обитания, когда сохранить старые не представляется возможным). Эти явления есть по существу, вопреки мнению В.В.Горшкова с соавторами (1999), «две стороны одной медали» и преобладают одно над другим на разных стадиях развития или уровнях организации живой материи, противоречивостью обеспечивая эволюционные процессы и биологический прогресс.

Говоря об упругой устойчивости экосистем, нужно учитывать предел этой устойчивости (своеобразную “красную линию”). Этот предел в нашей модели, очевидно, будет определяться высотой стенок “чаши” ($\sin h$) в каждый момент времени t (при прочих равных условиях). В нашей системе $\sin h = 0.1TD/G$ (12). При воздействии на систему силы, способной поднять “шар” на высоту более $\sin h$, “шар” выбрасывается из “чаши”, и система утрачивает состояние устойчивого равновесия (проявление термодинамической флуктуации). В далеких от равновесия системах теорема Пригожина о минимуме скорости продуцирования энтропии неприменима (Рубин, 1987).

Общая устойчивость экологической системы складывается не только из способности ее возвращаться в исходное состояние после снятия действия на нее внешних сил (упругая устойчивость), но и из способности сопротивляться внешней силе, пытающейся изменить состояние системы (резистентная устойчивость), т.е.

$U = U_u + U_r$ (13), где U - общая устойчивость системы, U_u - упругая устойчивость системы и U_r - резистентная устойчивость системы.

В свою очередь, для понимания биологического смысла последней прибегнем к уже использованной нами аналогии экологической системы с шаром некоторых размеров и массы на плоскости. Именно шар, имеющий минимальную поверхность при данном объеме, с термодинамической точки зрения как нельзя лучше подходит для характеристики устойчивого сообщества. При этом понятно, что силе, стремящейся изменить координаты шара даже на горизонтальной плоскости (когда упругая устойчивость стремиться к нулю) будет противостоять сила, связанная с инерцией нашего

шара и силой трения качения его на этой плоскости. Эта сила и будет определять резистентную устойчивость экосистемы:

$$U_r = F_{\text{инерц.}} + F_{\text{тр.}} \quad (14).$$

Сила инерции прямо пропорциональна массе «шара», которая в нашем примере отождествляется с видовым разнообразием системы (индексом видового разнообразия Симпсона - D (Gashev, 1998; Гашев, 2000 а)), т.е.:

$$F_{\text{инерц.}} = g (1 - \sum (n_i/N)^2) \quad (15),$$

где n_i -представленность i -го вида, N - общее число особей всех видов, g -коэффициент, аналогичный ускорению нашего «шара», ибо на практике любая экосистема в любой момент времени находится в колебательном движении под действием внешних и внутренних сил (маятникообразном или связанном с внутренними колебаниями в климаксных экосистемах) и о равновесии ее можно говорить только как о динамическом состоянии. Действительно, чем выше видовое разнообразие экосистемы, тем, как правило, труднее изменить ее состояние, так как различные виды в системе через сложные трофические, топические и прочие связи функционально взаимодополняют или замещают друг друга. Иными словами, действующая извне сила должна достичь определенной величины, чтобы, преодолев буферность экосистемы, изменить ее свойства.

Однако, определенное противодействие внешним силам, направленным на изменение положения нашего «шара» на плоскости, окажет и сила трения качения:

$$F_{\text{тр.}} = K (F/R) \quad (16),$$

где K - коэффициент трения (зависит от характеристик поверхности шара и плоскости, их «вязкости»), F - сила нормального давления, пропорциональная массе «шара», (т.е. индексу видового разнообразия Симпсона): $(F = g(1 - \sum (n_i/N)^2)) \quad (17)$, R - радиус шара, который можно отождествить с индексом видового богатства системы: $R = (S-1)/\lg N \quad (18)$, где S - общее число видов в системе. Последнее справедливо, ибо чем больше видов в системе, тем больше ее размеры («радиус шара»), и если численность какого-то конкретного вида снижается ниже минимально необходимой для существования популяции этого вида величины (т.е. относительный вес «шара» становится меньше и тем сильнее, чем больше таких видов), то он, как качественная структурная единица системы перестает существовать, изменяя ее свойства (т.е. изменяются координаты «шара» на плоскости). Одним словом, чем равномернее распределены особи по видам в системе (т.е. чем сбалансированнее размеры и масса «шара»), тем выше ее устойчивость.

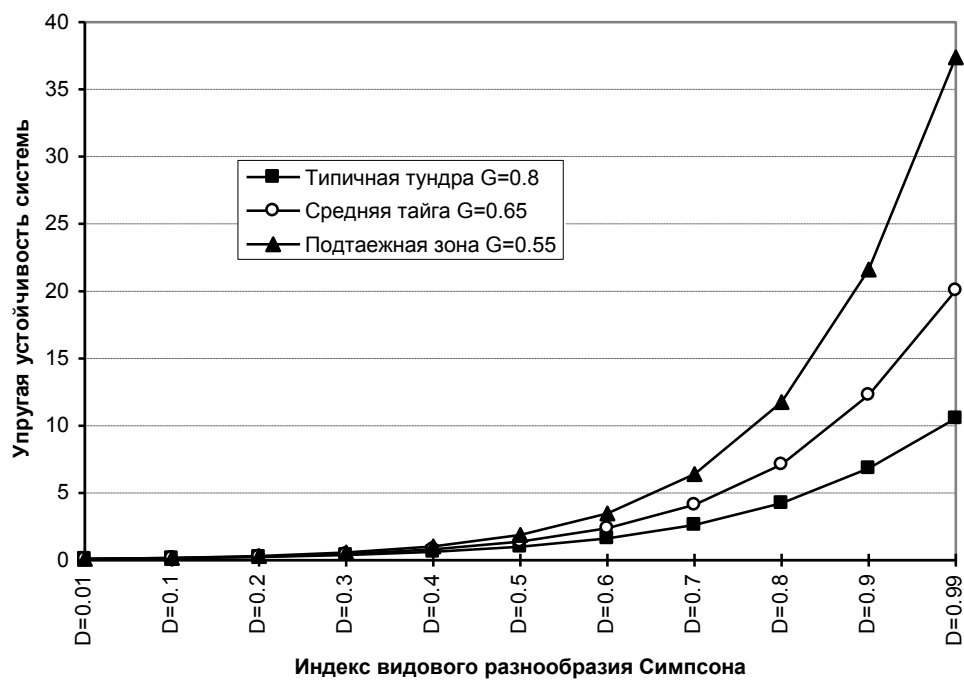


Рис. 4. Зависимость упругой устойчивости системы от коэффициента G.

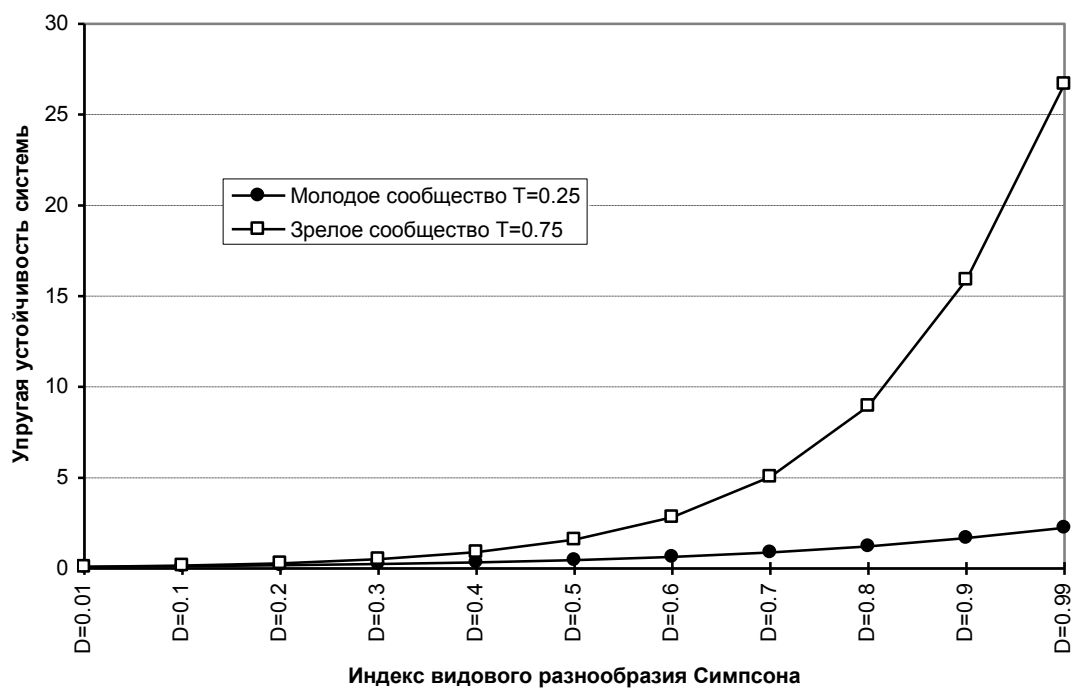


Рис. 5. Изменение упругой устойчивости молодого и зрелого сообщества при росте индекса видового разнообразия Симпсона.

Подставляя в уравнение 14 выражения обоих слагаемых, имеем:

$$U_r = g (1 - \sum (n_i/N)^2) + Kg (1 - \sum (n_i/N)^2) \lg N / (S-1) \quad (19),$$

или для практических расчетов: $U_r = 0.9 D (1 + K/R) \quad (20),$

где D- индекс видового разнообразия Симпсона, R- индекс видового богатства, K - коэффициент «вязкости» среды, характерный для различных зональных типов экосистем суши Земли и природно-климатических зон (Табл.4). Чем в более благоприятных природно-климатических условиях находится экосистема, тем большим «сцеплением», «вязкостью» или «трением» с окружающей средой она характеризуется и тем труднее изменить ее свойства при прочих равных условиях (Рис.6).

Таблица 4.

Шкала значений «вязкости» (K) и «упругости» (G) окружающей
Среды для основных зональных типов экосистем суши Земли

K	G	Основные зональные типы экосистем суши
1	1.0	Вечный снег, ледники (в том числе в горах)
2	0.9	Арктическая пустыня, гольцы в горах, тропические и субтропические пустыни
3	0.8	Тундры (в том числе горные), пустыни умеренного пояса
4	0.7	Северная и средняя тайга, полупустыни умеренного пояса и субтропические полупустыни
5	0.6	Южная тайга и подтайга, степи, опустыненные саванны (тропические полупустыни)
6	0.5	Лиственные леса и лесостепь, субтропическая гемигилея
7	0.4	Субтропическая степь, жестколистные субтропические леса и кустарники
8	0.3	Сухие саванны, экваториальные лесные болота
9	0.2	Дождевые субтропические леса, экваториальный лес, светлые тропические леса и лесистые саванны, сильно заболоченный экваториальный лес
10	0.1	Средне заболоченный экваториальный лес

Примечание: для территории России с учетом ее природно-климатического зонирования можно использовать следующие значения K и G: тундра: арктическая (2.5 и 0.85); типичная (3.0 и 0.80); южная (3.2 и 0.78); лесотундра (3.5 и 0.75); тайга: северная (4.0 и 0.70); средняя (4.5 и 0.65); южная (5.0 и 0.60); подтайга (5.5 и 0.55); лесостепь: северная (6.0 и 0.50); средняя (5.8 и 0.53); южная (5.5 и 0.55).

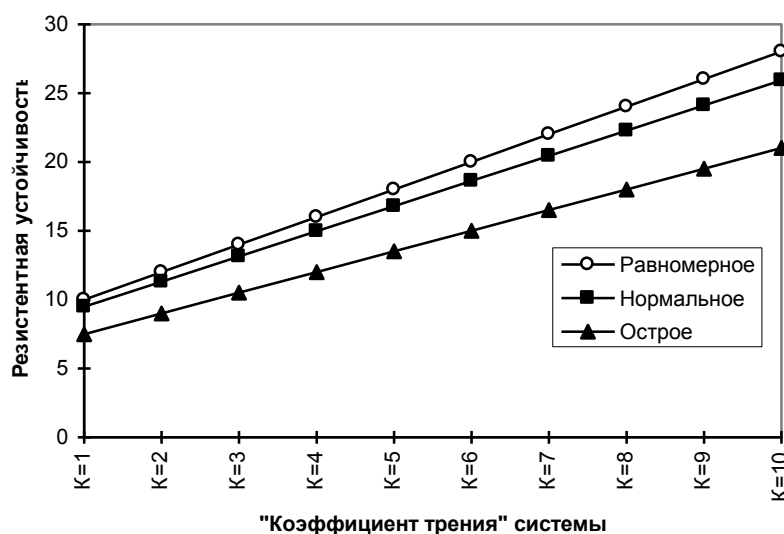


Рис. 6. Резистентная устойчивость системы при разных значениях K (равномерное распределение 5 видов: 2;2;2;2;2 при N=10; нормальное распределение 5 видов: 1;2;3;2;1 при N=10; острое распределение 5 видов: 1;1;6;1;1 при N=10).

Как справедливо отмечает Ю.Одум (1986), общая устойчивость экосистемы не только складывается из ее упругой и резистентной составляющих, но на разных стадиях развития представлена в большей мере либо той, либо другой:

$$U = 0.09 e^{(D(2G+3T)/G)} + 0.9 D(1+K/R) \quad (21),$$

где первое слагаемое - упругая устойчивость (Гашев, 1998 в), а второе - резистентная. Например, в пионерных и молодых сообществах (Табл.3) величина U будет определяться в основном ее резистентными свойствами, а в зрелых и климаксных - упругими (Рис.7), тогда как резистентность возрастает незначительно.

Нетрудно заметить, что при «нулевом» сообществе (т.е. при отсутствии видов на данной территории или при наличии одного вида, что тоже не соответствует понятию «сообщества») устойчивость его не равна нулю, а составляет минимальную величину, равную 0.09. Это, так называемая, «устойчивость пустоты», для преодоления которой также требуются усилия.

В целом же, необходимо отметить, что устойчивость экологических систем в нашей интерпретации является их внутренним свойством, и в этом контексте резистентная устойчивость системы в корне отличается от стабильности системы по В.Д.Федорову и С.А.Соколовой (1973), где последняя выступает как характеристика состояния системы во времени или пространстве и является натурным проявлением свойств экосистемы при определенных условиях внешней среды. Однако, и это естественно, что и стабильность во многом обеспечивается именно сложностью биологических систем (Liu Guocheng, 1991).

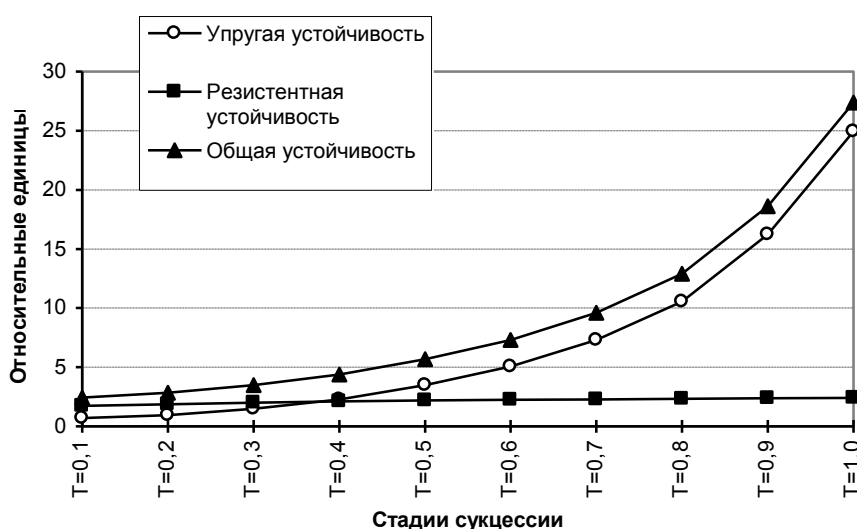


Рис.7. Динамика устойчивости экосистемы в ходе сукцессии при нормальном распределении растущего числа особей по 5 видам.

В результате рассчитывается показатель общей устойчивости системы, который лежит в интервале от нуля до плюс бесконечности (чем он выше, тем устойчивее система). И, тем не менее, было бы некорректно всегда руководствоваться приведенными нами теоретическими построениями догматически, без творческого подхода в каждом конкретном случае. Нам представляется уместным привести здесь цитату из заключения к монографии Ю.М.Свирижева и Д.О.Логофета (1978): «... мы не станем, выражаясь словами одного известного физика (Кац, 1967 - С.Г.), затемнять далее этого и так уже достаточно запутанного предмета. Единственный очевидный вывод состоит в том, что в рамках математических моделей бесполезно искать *однозначную* связь между

сложностью и устойчивостью, которая в конкретных ситуациях определяется особенностями рассматриваемых структур и спецификой математических постановок задач».

Репродуктивные характеристики сообщества

Дальнейшая судьба любого сообщества млекопитающих во многом зависит от его репродуктивных характеристик. Среди последних можно выделить такие, как процент беременных среди самок (UBS), количество эмбрионов, приходящееся на одну беременную самку (EMS), доля резорбирующих эмбрионов (URE) и интегральный показатель успешности размножения (URZ), выражаемого как процент от того количества детенышей, которое потенциально могли бы произвести 100 самок в данных условиях за одну генерацию (Гашев, 1992).

$UBS = (BS/FE) \cdot 100$, где BS - количество беременных самок,

FE - общее количество самок в сообществе;

$EMS = (EM/BS)$, где EM - общее количество эмбрионов;

$URE = (RE/EM)$, где RE - количество резорбирующих эмбрионов;

$URZ = \left\{ \left[\frac{BS}{FE} 100 \left(\left(\frac{EM}{BS} 100 \left(100 - \frac{RE}{EM} 100 \right) \right) / 100 \right) \right] / \left[\frac{EM}{BS} 100 \right] \right\} \cdot 100$

Показатель консервативности структуры сообщества.

Показатель консервативности (IKV) складывается из долей наиболее консервативных групп в популяциях мелких млекопитающих: самок и зимовавших зверьков. Консервативность первых связана с их территориальностью, а вторых - с фактической возможностью выйти победителем в конкуренции с молодыми зверьками за наиболее благоприятные участки.

$IKV = (FE/N) + (ZZ/N)$, где ZZ - количество зимовавших зверьков.

Чем выше этот показатель, тем, в принципе, стабильнее сообщество мелких млекопитающих, находящееся, видимо, в более благоприятных условиях.

Агрегированность мелких млекопитающих.

Важным показателем, на наш взгляд, является территориальная структура сообщества, который мы оцениваем показателем агрегированности. Показатель агрегированности вслед за Ю.Одумом (1986) предлагается вычислять по формуле: $AG = d/m$, где m - среднее арифметическое значение обилия особей на изучаемой площади (по отдельным площадкам), d - дисперсия. Однако, напомним, что увеличение агрегированности организмов может вызываться как локальным

увеличением обилия зверьков при общей постоянной численности за счет улучшения условий обитания в этих локусах, так и за счет снижения общего обилия при сохранении зверьков только в некоторых участках территории, более благоприятных при данных (в общем неблагоприятных) условиях. Именно с учетом второго случая нами для оценки качества среды предлагается показатель «плохой» агрегированности: $BAG = AG/N$ (Гашев, 2002 а).

Обобщенный показатель благополучия сообщества.

Нахождение интегрального показателя состояния, основанного на агрегировании отдельных диагностических признаков, должно в обязательном порядке учитывать функциональную значимость последних и строиться на базе нормализованных индексов состояния (Пых, Малкина-Пых, 1996).

Нами (Гашев, 2002 б, 2003) для интегральной оценки выбраны: показатель общей устойчивости сообщества (U), показатель консервативности (IKV), индекс антропогенной адаптированности сообщества (IAA), успешность размножения млекопитающих в сообществе (URZ) и показатель “плохой” агрегированности. После их индексирования обобщенный показатель благополучия сообщества мелких млекопитающих (SSS) складывается из индексированных параметров сообщества и может быть определен, например, по формуле: $SSS = U + 0.1 IKV + 0.01 IAA + 0.01 URZ + (0.1/BAG)$.

Эффективность механизмов стабилизации сообщества.

Стабильность системы отражает способность ее поддерживать неизменное состояние во времени или в разных точках занимаемого пространства. Однако, при значительных изменениях в среде обитания сообщества мелких млекопитающих неминуемо происходит сокращение одних видов и, вместе с тем, численность других может увеличиваться. Л.Н.Ердаков и Б.Я.Рябко (1981) для описания этого явления предложили количественную меру - показатель эффективности механизмов стабилизации (Z):

$$Z = 1 - \frac{d(\sum_{i=1}^n x_i)}{(\sum_{i=1}^n \sqrt{d(x_i)})^2}, \text{ где } d(x_i) - \text{дисперсия численности } i\text{-го вида за } j$$

отловов; d - дисперсия общей численности за j отловов; n - количество видов в сообществе; X_i - численность i -го вида.

Коэффициент компенсации Z равен 1 при максимальной стабильности, и он равен нулю при полном отсутствии механизмов стабилизации сообщества. Этот показатель был предложен для сообществ мелких млекопитающих, но может применяться шире, т.к. в основе своей имеет универсальный феномен «избыточности жизни» (Пучковский, 1998).

II.5.2. Характеристики популяций отдельных видов в системе мониторинговых исследований

При изучении популяций отдельных видов в целях экологического мониторинга предлагается использовать следующие показатели:

1. относительная численность данного вида (количество зверьков на 100 ловушко-суток), плотность (кол-во зверей на единицу площади - например, для охотничье-промысловых видов), динамика численности (Hamar and oth., 1972; Schubert, 1985);
2. половая структура популяций мелких млекопитающих (отношение самцов и самок);
3. возрастная структура популяции (отношение сеголеток и зимовавших или более сложное выделение возрастных функционально-физиологических групп в популяции (Оленев, 1989);
4. пространственная структура популяций мелких млекопитающих: соотношение резидентов и мигрантов (по Щипанову, 1990 или Лукьянову, Лукьяновой, 1997), соотношение различных пространственно оформленных групп и их функциональная значимость (Щипанов, 1991, Щипанов и др., 1992), показатель агрегированности (Лукьянова, 1990), размеры индивидуальных участков, роющая активность и т.д. (Шварц, Смирнов, 1972; Данилов, 1991; Черноусова, Бердюгин, 1995) с картированием пространственной структуры (Ковалевский и др., 1971);
5. репродуктивные процессы: эмбриональная и постэмбриональная смертность (Мухачева, 1996), процент беременных самок, количество эмбрионов на одну беременную самку, процент резорбирующих эмбрионов, успешность размножения (см. предыдущий раздел), изменения в сперматогенезе и оогенезе (Konachowicz, 1988; Мухачева, 1996);

6. морфофизиологические и биохимические особенности (Шварц и др., 1968; Пястолова, 1987; Рождественская, 1990; Степанова, 1990; Варшавский, 1991 и др.): относительный вес тела; пропорции тела; краниологические показатели и их индексы; показатели скорости и величины прироста сезонных образований: в трубчатых костях, зубах и т.д. (Терсков, Ваганов, 1981; Стариченко, 1986); окраска шерсти (Сонин, 1972;) в том числе доля меланистов и альбиносов (Вайнерт и др., 1988); индексы сердца, печени, почки, надпочечника, селезенки; гепатосупраренальный коэффициент; особенности гипоталамо-гипофизарной системы (Владимирова, 1991); количество гемоглобина и γ -глобулинов в крови, форменные элементы крови, соотношение Са/Р в крови (Хотилевич, 1987, 1988; Тухватулин и др., 1992); показатели энергетического обмена в митохондриях печени (Ковальчук, Микшевич, 1988; Степанова, 1988); содержание ПАУ (3,4-бензо(а)пирена) в тканях печени (Балахонов и др., 1987) и тяжелых металлов (V, Ni, Ti, U, Zn, Pb, Cd, Cu и др.) в шерсти, скелете и т.д. (Urbanek, 1986; Безель, 1987; Ксенц, Ваничева, 1990; Усачев, 1991 и др.), особый интерес представляет накопление в тканях некоторых видов радионуклидов, что может приводить к возникновению локальных очагов радиоактивного заражения в местах скоплений животных (например, рукокрылых) (Орлов, 2000) и имеет следствием изменение ряда биохимических механизмов (Кудряшева и др., 1997);
7. зараженность эндо- и эктопаразитами (экстенсивность инвазии, интенсивность инвазии, видовая принадлежность паразитов и соотношения их отдельных групп, популяционно-генетические отношения в системе «паразит-хозяин»)(Попова и др., 1988; Паразитологические..., 1989; Степанова, Тимошков, 1992; Жигилева, 1998; Москвитина и др., 1998 и др.);
8. цитогенетические особенности (частота клеток с абберрантными хромосомами и микроядрами и т.д.) (Браше, 1960; Conaway and oth., 1984; Cortina and oth., 1984; McBee and oth., 1987; Пшеничных, 1991; Ильинских и др., 1995 и др.);
9. наличие уродств (Москвитина и др., 1992; Москвитина и др., 1995 и др.);
10. изменения в характере индивидуальных сигнальных биологических полей (Наумов, 1973; Мозговой, 1987, 1989, 1990) и в поведении (в частности в подсистеме «хищник-жертва»)(Волков, 1990; Кочетков, 1990), с выделением

релизер- и праймер-эффектов (результатирующее прямое и косвенное воздействие, соответственно)(Вайнерт и др., 1988).

З.Л.Степанова (1990) указывает на удобство использования методических подходов, разработанных в физико-химической биологии, т.к. жизнедеятельность любого биологического объекта регулируется на молекулярном уровне и протекает за счет огромного числа биохимических реакций. Исследования на молекулярном уровне имеют ряд существенных преимуществ: высокую чувствительность к действию исследуемых факторов и универсальность молекулярных механизмов и свойств надмолекулярных структур клетки. Однако это несколько, по нашему мнению, не умаляет значимости исследований видоспецифических реакций, проводимых на различных видах, которые представляют материал о дифференцированных реакциях на исследуемый фактор на уровне живого сообщества - столь необходимый для экологического нормирования в целях экологического мониторинга и прогнозирования состояния биогеоценозов.

В.А.Семенов с соавторами (1986) предлагают фенетический подход в организации биомониторинга природных экосистем. И, действительно, фенетические различия между внутрипопуляционными группировками зверьков импактной и фоновой зон, на наш взгляд, могут свидетельствовать о наличии и силе дестабилизирующих факторов.

Особое место занимают методы исследования состояния животных из природных популяций в лабораторных тестах, например в условиях холодового стресса или принудительного плавания (Gattermann, 1982; Чибряк, 1991 и др.).

Предложенный нами диагностический комплекс, несомненно, должен дополняться и конкретизироваться и в целом может быть использован в биогеоценологических исследованиях, предусматривающих изучение структуры биоценоза, всех его структурных элементов и их взаимного функционирования как в норме, так и под воздействием тех или иных факторов. Однако, при изучении вопросов частного, прикладного характера (в интересах лесного, охотничье-промыслового, сельского хозяйства и т.д.) целесообразно использовать не весь комплекс индикаторных признаков, а лишь часть из них, наиболее показательных, важных и технически доступных в том или ином случае и, быть может, несколько модернизированных (Межжерин и др., 1991 и др.).

II.5.3. Статистические показатели в экологическом мониторинге

Анализ всех предложенных нами показателей проводится на статистической основе и оперирует со средними арифметическими значениями каждого из них, однако, самостоятельное индикаторное значение имеет характер варьирования и распределения параметров в выборке.

Повышение коэффициента вариации (CV) указывает на появление дополнительных факторов по сравнению с контролем, снижение же его логично ожидать при повышении функциональной и экологической значимости признака, об этом пишут С.С.Шварц с соавторами (1968) и другие исследователи (Безель, Бельский, Мухачева, 1998).

Но ни средние показатели, ни диапазон и характер изменчивости не дают представления о направлении развития популяции или внутривидовой группировки в текущий момент времени. По ним можно судить лишь о современном состоянии популяции, являющимся результатом ее длительного развития и приспособления к конкретным условиям среды. Если же отбор стремится изменить среднюю норму ее изменчивости, то кривые, характеризующие изменчивость отдельных признаков, не будут симметричными, так как прогрессивные (в данных условиях) варианты будут элиминироваться отбором в относительно меньшем числе и наоборот. Таким образом, изучение симметричности кривых изменчивости отдельных признаков дает основание для суждения о направленности отбора (Шварц и др., 1966). Для выражения асимметричности кривых распределения пользуются показателем асимметрии (As) (Лакин, 1980).

Определенное значение в экологическом мониторинге может иметь и показатель эксцесса (Ex) (Лакин, 1980). Так, наличие достоверного положительного эксцесса может свидетельствовать о существенном действии отбора по исследуемому признаку, который элиминирует крайние варианты, оставляя лишь наиболее адаптированные к данным условиям. Появление же отрицательного эксцесса, напротив, говорит об отсутствии существенного отбора по данному признаку, что позволяет существовать и вариантам, далеко отстоящим

от некой «нормы». Сильный отрицательный эксцесс (близкий к -2) может свидетельствовать о внутренней разнородности исследуемой группы организмов.

Дополнительным критерием даже незначительных изменений состояния среды обитания может быть асимметрия билатеральных морфологических структур (Захаров, 1981 и др.)(число эмбрионов в правом и левом рогах матки, различные размеры и масса парных внутренних органов, несимметричное расположение отверстий на черепе и т.д.), которая, являясь показателем флуктуирующей асимметрии, отражает степень стабильности развития организмов. Г.С.Раутианом с соавторами (1998) показано, что асимметрия фенотипических признаков дисперсия асимметрии метрических признаков связаны между собой, с историей популяций и проявляют тенденцию к росту во времени в связи с увеличением антропогенной нагрузки. Высокая корреляция в проявлении этих параметров может быть следствием общего механизма, порождающего отклонения от билатеральной симметрии. Я.Л.Вольперт с соавторами (1998 а,б) предлагают использовать в биологическом мониторинге такой показатель, как число асимметричных признаков на особь.

Существенным моментом при решении вопроса о разнородности популяций является изучение корреляции частей организма в процессе роста особей. Для характеристики корреляционных связей обычно используют уравнение аллометрического роста: $Y = vX^a$, где X - размер организма или его части, Y - величина другой части, a - константа роста, реагирующая на незначительные колебания генетического состава популяций, v - коэффициент. Используя аллометрические уравнения, можно улавливать незначительные различия между близкими популяциями в тех случаях, когда другие методы бессильны (Ищенко, 1966).

II.6. ПЛАНИРОВАНИЕ ОБЪЕКТОВ И МЕТОДИК МОНИТОРИНГА

Задачи планирования объектов и методов мониторинга были решены ранее (Методика..., 1998) путем унификации и некоторой их оптимизации. В этих целях был разработан общий план, который содержал критерии определения объектов и методов. При этом, каждая частная методика при необходимости может быть

использована либо для автономных исследований, либо в сочетании с любыми другими методиками из разработанного перечня.

Содержание плана приведено ниже.

1. Объект мониторинга.

Наименование.

Место в классификации (биологической, экологической и т.д.).

Место в схеме экологического мониторинга основных биогеоценозов.

Параметрические характеристики объекта мониторинга: линейные размеры (для сред – пределы глубины, толщины, длины и т.д.); форма (если есть); температура нахождения, существования (пределы изменений); давление; состав химический (выделить основу); агрегированность; агрегатное состояние в естественных условиях; строение (структура).

2. Характеристика мониторинговых свойств объекта.

Встречаемость (распространение) на исследуемой территории.

Возможность картирования объекта.

Возможность повторных проверок в мониторинговом режиме.

Способность к изменчивости во времени и в пространстве.

Объект, как индикатор состава, состояния вмещающей среды.

Качественное проявление (тип) реакции на внешнее воздействие.

Скорость ответа (реакции).

Свойства и особенности объекта, обеспечивающие адекватность оценки реакции.

Качественное влияние на другие объекты, элементы биогеоценоза.

Наличие наработок по использованию объекта для экологического мониторинга.

Естественные аналоги выбранного объекта.

3. Оборудование и материалы.

Перечень необходимого оборудования для полевых и камеральных работ: оборудование, его габариты, вес, требование к электропитанию.

Перечень материалов (наличие вредных ядовитых и радиоактивных веществ).

4. Методика полевых исследований.

Время проведения работ.

Размеры, форма, местоположение ППП на РУЭМ и их количество.

Последовательность выполнения и содержание отдельных операций.

Форма представления результатов.

Методика отбора проб.

Фиксация и этикетирование.

Объем и вес отобранных проб или материала для коллекций.

Количество человеко-часов для работ на одной ППП.

Периодичность проведения исследований.

5.Камеральная обработка материалов.

Характеристика отобранных образцов: агрегатное состояние, условия хранения, время сохранности отобранного материала.

Методики проведения анализов образцов, проб: последовательность и проведение отдельных операций, форма предоставления результатов.

Статистическая обработка результатов.

Элементы методик, определяющие точность метода.

Результаты исследований, форма их представления, отчетные материалы.

Рекомендации по использованию полученных результатов для унифицированной оценки состояния экосистемы.

Перечень использованной и рекомендуемой литературы.

II.7.УНИФИЦИРОВАННАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ БИОГЕОЦЕНОЗОВ

Мониторинг биогеоценозов, как и всякие исследования природных объектов, должен сопровождаться получением формализованных показателей, которые в свою очередь должны быть удобны для дальнейшей обработки, просты для понимания и могут иметь вид цифровых, графических, терминологических и других символов. Иначе говоря, на стадии обобщения фактического материала возникает необходимость построения модели объекта исследований. Одним из основных требований построения модели является адекватность, которая достигается как можно более точным описанием реального объекта, а живые объекты характеризуются множеством параметров, которые к тому же непрерывно меняются. Наиболее разработанными в настоящее время являются методы построения пространственных моделей природных объектов в виде карт (Эколого-географическое..., 1990). Картирование вполне применимо и к млекопитающим

(пространственная структура сообществ и популяций, пространственное представление степени нарушенности популяционных и морфофизиологических параметров в градиенте, например, антропогенной нагрузки, карты распространения отдельных видов по территории и т.д.). Биомониторинг и зоогеографическое картографирование сближают общность объектов исследований и системный подход к их изучению (Даниленко и др., 1991 а, б). Карты, построенные на одной топографической основе, отражающие состояние биогеоценозов на определенный момент времени, могут быть проанализированы для установления связей между параметрами и характеристиками, а также для выявления направленности развития отдельных процессов. Кроме картографического материала, полученного в результате мониторинговых работ для совмещенного анализа, можно использовать аэро- и космоснимки с разрешением, сопоставимым с масштабом 1:500÷1:5000. Для этих целей пригодны панхроматические снимки, полученные примерно в таком же диапазоне излучения, какой воспринимает глаз человека. Можно использовать цветное и черно-белое изображение природных объектов, полученное на пленке, чувствительной к инфракрасному спектру (ИК-снимки). Также интересны для анализа цветные фотоснимки и снимки, полученные на обычной цветной пленке с различными фильтрами. Методы работы совмещенного анализа карт могут быть заимствованы у А.Ю.Ретеюма (Вторжение..., 1983), Б.В.Виноградова с соавторами (1998) и выполнены в геоинформационных системах (ГИС) MapInfo, ArcView и т.д. Вообще же нужно отметить, что в последнее время обзорной информации с космических аппаратов и аэросъемке уделяется чрезвычайно большое внимание (Временные рабочие правила..., 1982; Сухих и др., 1986; Байрамов, 1989; Гридина и др., 1990; Орлов и др., 1990; Титов, 1990; Чернявский, 1990; Haddad, 1990 и др.), тогда как наземное обследование незаслуженно забыто. А ведь именно информация с «ключевых участков» позволяет корректно дешифровать данные дистанционных методов исследований, что, в свою очередь, дает возможность разработать способы интегральной оценки влияния факторов среды на состояние экосистем и оперативно осуществлять в региональном масштабе, например, дистанционно-фенологический (для фитоценозов), мониторинг биоразнообразия или другие виды

мониторинга состояния окружающей среды (Кондратьев и др., 1992; Михеев и др., 1995).

Использование предлагаемого комплекса методов для оценки состояния экосистем и установления того или иного фактора, возможно, оказывающего влияние на экосистему требует решения задачи по выявлению корреляции между характеристиками воздействия и параметрами (показателями) объектов. Это, в свою очередь, потребует «...получения длинных временных рядов данных методами исторического мониторинга...» (Израэль, Филиппова и др., 1985) и определения списка взаимовлияющих характеристик и параметров биотических и абиотических объектов и более того, очевидно, потребуются определение принципов соответствия. Кроме того, длинные ряды наблюдений помогают определить скорости (темпы) изменений в системе и выделить те показатели, у которых скорость изменения особенно высока, что может указывать на критичность создавшейся ситуации (Израэль, 1979).

На следующем этапе обработки результатов исследований возникает необходимость в группировке параметров и характеристик, их формализации (оцифровке) и построении шкалы соответствия. Затем, после указанных операций можно построить графический или табличный вариант результатов обработки исследований. На тех же графиках, соблюдая принцип соответствия, отражаются теоретические и (или) фоновые значения параметров и характеристик.

Вычисленные для каждого РУЭМ статистические показатели должны быть подвергнуты по каждой позиции сравнениям с такими же:

- для фоновых (контрольных) территорий;
- для тех же участков, но в другие моменты времени (в мониторинговом режиме);
- до или после настоящих исследований (для оценки динамических процессов).

Указанные выше сравнения проводятся на основе как качественного, так и количественного анализа с применением пакетов программ “STATAN-2003”, «STATISTICA» и др.

По степени отклонения величин выбранных параметров от фона или предшествующих значений (ΔX) можно судить о степени воздействия на объект мониторинга, как комплекса антропогенных факторов, так и отдельных его

составляющих (загрязнения, изменения гидрологического режима, инсоляции и т.д.).

Ряд параметров могут свидетельствовать о неспецифическом воздействии факторов среды на мониторинговый объект и отражать изменение общего качества среды для данного объекта. К таким показателям можно отнести, например, индекс базальности сообщества ксилотрофных базидиомицетов при оценке качества лесной среды (Арефьев, 1998), изменение индекса надпочечников при оценке стрессовости окружающей среды для сообщества мелких млекопитающих (Шварц и др., 1968) и т.д. Другие параметры должны быть использованы для углубленного, дифференцированного анализа факторов среды, целью и результатом которого будет оценка значения и вклада каждого из факторов окружающей среды в общее ее состояние (для выяснения вопроса о том, какие факторы среды и в какой степени повлияли на изменение ее качества для отдельных объектов экологического мониторинга). Так, например, изменение индекса селезенки может говорить о токсическом или инфекционном воздействии на популяцию животных, изменение индекса печени - о напряженности энергетического обмена, а, значит, о состоянии кормовой базы и т.д.

При этом, в ходе исследований, безусловно, может быть выработана оценочная шкала для определения СТЕПЕНИ отклонения состояния окружающей среды от фоновых или исходных значений (I. в пределах нормы, II. слабое изменение, III. изменение средней степени, IV. сильное (или критическое) изменение окружающей среды). Может быть использован, например, такой показатель отклонения для каждого параметра:

$$D = (\Delta X / X_{\phi}) \times 100 \%$$

где ΔX - отклонение значения параметра от фонового (или исходного); X_{ϕ} - фоновое значение параметра. Общее состояние экосистемы, отражающее качество окружающей среды, может быть представлено как средневзвешенное из показателей отклонения наиболее информативных параметров ряда объектов мониторинга:

$$S = (\sum k_i D_i) / N$$

где k_i - коэффициент значимости i -го объекта мониторинга в системе, N - количество используемых для анализа объектов.

Коэффициенты значимости, как и значения предложенной выше шкалы для определения степени отклонения состояния экосистемы от фона должны быть определены на практике после проведения рекогносцировочных исследований. Это же относится и к выбору наиболее важных и репрезентативных объектов мониторинга для итоговых оценок состояния конкретных экосистем. Так, например, по мнению С.С.Шварца (цит. по Израэль, 1979), для полярных экосистем таким объектом может быть популяция лемминга. Ж.И.Резникова (1998) предлагает для анализа состояния «здоровья» экосистемы использовать показатель ее симбиотического разнообразия. А.П.Демидович (2000) пишет, что критерием степени нарушенности исходного сообщества в лесной зоне является соотношение долей лесных и серых полевков. По его мнению, примерная шкала для долей серых полевков выглядит так: до 10 % - коренное сообщество, 10-20 % - слабо нарушенное, 20-40 % - нарушенное, 60-85 % - трансформированное или антропогенное, 1-2 % или их отсутствие - синантропное. Нам представляется необходимым использовать по возможности весь спектр (но не объем !) рассмотренных при мониторинговых исследованиях признаков.

А.М.Степанов (1991) для биоиндикации на уровне экосистем предлагает интегральный коэффициент сохранности, который представляет собой величину, обратную произведению числа показателей на частное от деления величины показателя в исследованной точке на величину этого показателя в контроле и выраженную в процентах. Региональный фон составляет величину 80-100 %, 20-80 % - зона изменений, ниже 20 % - разрушенное сообщество.

В.Д.Федоров (1978, 1979) предлагает использовать обобщенный показатель желательности D : $D = \sqrt[m]{d_1, d_2, \dots, d_m}$, где $d_i = e^{-e^{-x}}$ - функция желательности $d_i = f(x)$, $0 \leq D \leq 1$, причем в качестве верхней границы «неудовлетворительности» предлагается значение 0.37.

Ю.А.Израэль (1979) считает, что оценки исследуемых параметров, укладывающиеся в интервал $y \pm \sigma$, свидетельствуют о хорошем состоянии системы, а выходящие за эти пределы - о плохом. Отдавая должное индикаторной роли показателей варьирования исследуемых параметров, мы все же считаем последний подход слишком упрощенным.

Для нормирования выявленной нагрузки на экосистему необходимо также точное представление о предельной, «критической» величине этой нагрузки, приводящей к необратимым изменениям в конкретных экосистемах, это необходимо и для прогноза дальнейшего состояния экологических систем. Выработка предельно допустимой экологической нагрузки должна опираться на понятие устойчивости экосистемы (Израэль, 1979).

**Заведующий кафедрой зоологии и
эволюционной экологии животных**

ТюмГУ, д.б.н., профессор

С.Н. Гашев

30 ноября 2014 г.