

# МАТЕМАТИЧНІ МЕТОДИ В ЕКОЛОГІЇ

УДК 577.4+519.6

С.В. Чернышенко

## МЕТОДЫ ИНФОРМАТИКИ В БИОГЕОЦЕНОЛОГИИ: ИНФОРМАЦИОННЫЕ ОСНОВЫ БИОИНДИКАЦИИ

С.В. Чернышенко

*Дніпропетровський національний університет*

## МЕТОДИ ИНФОРМАТИКИ В БИОГЕОЦЕНОЛОГІЇ: ІНФОРМАЦІЙНІ ОСНОВИ БІОІНДИКАЦІЇ

Висвітлено основні підходи до використання методів інформатики у біоіндикаційних дослідженнях. Розглянуто біоіндикаційне дослідження як інформаційний процес та використання інформаційних показників у біоіндикації. Пропонуються принципові інформаційні моделі, наведені приклади застосування розглянутих методик до біоіндикації лісових біогеоценозів.

*Ключові слова: інформаційний процес, математична модель, біоіндикація.*

S.V. Chernyshenko

*Dnepropetrovsk National University*

## METHODS OF COMPUTER SCIENCE IN BIOGEOCENOLOGY: INFORMATION BASES OF BIOINDICATION

The basic approaches of use of methods of computer science in researches of biogeocenoses are considered. The basic information models are offered. The examples of use of examined techniques of bioindication forestry ecosystem are shown.

*Key words: methods of computer science, mathematical model, biogeocenology, bioindication.*

Мониторинг состояния природных экосистем является едва ли не основной задачей современной экологии. Экологический риск для человечества состоит прежде всего в разрушении окружающих его биогеоценозов как цельных и сбалансированных систем. Предельно острой является проблема оценки последствий влияния производственной деятельности человека (которая, естественно, не может быть директивно свернута) на естественные БГЦ, которые, в конечном итоге, составляют основу существования самого человечества. Необходимо понимать, что сложность БГЦ многократно превышает сложность физических и химических систем, с изучением которых связаны основные направления развития науки XIX и XX веков. Можно уверенно констатировать, что ни концептуально, ни технологически современная наука не готова пока к охвату БГЦ как единого целого во всем его многообразии. Возможно, некоторый дефицит эпохальных открытий, наблюдавшийся во второй половине XX века, связан именно с несоответствием имеющегося научного инструментария и новых насущных проблем, с которыми столкнулось человечество после колоссальных научных прорывов в физике и химии, вызвавших, в свою очередь, технологический бум.

Среди естественных наук биология стала едва ли не самой центральной еще в конце XX века. В веке нынешнем ее актуальность, по оценкам большинства экспертов, будет только возрастать. Сегодня биogeоценология не находится еще в фокусе внимания мировой научной общественности, как, например, генетика. На наш взгляд, это связано, прежде всего, с ее большей удаленностью от привычных физико-химических представлений и методов. На субклеточном и, возможно, клеточном уровнях применение химических подходов вполне оправдано (вместе с соответствующим математическим аппаратом и аппаратной базой), однако уровень организма и, тем более, надорганизменных систем требует разработки принципиально новых концепций и моделей.

В настоящее время в экологии наблюдается картина, характерная когда-то для физики. Исследования идут по двум направлениям, стремящимся к общей цели, но методологически мало связанным между собой. Известно, что исторически раньше появился «физик-наблюдатель» (позже – «экспериментатор»), и только Декарт и Ньютон положили начало профессии «физика-теоретика». Биология складывалась как описательная наука, но после работ Ю. Либиха, Ч. Дарвина, В.И. Вернадского, В.В. Докучаева, К.А. Тимирязева

зева, Г.Н. Высоцкого, А. Лотки, В. Вольтерры, Г.Ф. Гаузе у экологии появился и прочный теоретический фундамент. Важно отметить, что специфика биологических процессов на надорганизменном уровне оказалась столь велика, что для их исследования пришлось разрабатывать особые математические подходы, сформировавшие со временем особое междисциплинарное направление – «математическую экологию» (Pielou, 1977). Любопытно отметить, что если существует аналогичное понятие «математическая физика», то термины «математическая химия» или «математическая физиология», вообще говоря, отсутствуют.

Нужды экологии, наряду с нуждами других разделов биологии, экономики, социологии, некоторых специфических разделов химии, вызвали к жизни новую, очень интересную научную дисциплину – нелинейный анализ. Среди его наиболее известных направлений назовем теорию катастроф (Постон, Сьюарт, 1980) и синергетику (Хакен, 1980). Хотя в формировании этой дисциплины большую роль сыграли физики-теоретики, для которых идеи математического моделирования особенно близки, это все же главным образом математическая дисциплина, синтезирующая результаты нескольких разделов математики, ранее развивавшихся независимо. Оказалось, что «нелинейный мир» обладает рядом принципиально новых свойств, отличающих его от ньютоновского линейного мира. Ему присущи такие новые свойства, как способность к скачкообразному изменению свойств систем («переход количества в качество»), эффект гистерезиса, когда система «помнит» о своей истории, возможность самоорганизации, при которой энтропия (открытой) системы может целенаправленно понижаться. Все эти новые возможности постепенно осваиваются математической экологией и становятся частью инструментария, которым могут пользоваться экологи-практики.

Хотя наше понимание экологических процессов с каждым годом углубляется, наблюдающиеся катастрофические тенденции развития окружающей среды не позволяют пассивно ждать создания фундаментальной теоретической базы. Уже сегодня жизненно необходимы действенные методы оценки состояния природной среды. Это требует, с одной стороны, ускоренного развития теоретической биогеоэкологии, а с другой – разработки методов, способных даже при недостаточном понимании природы реальных процессов получать полезные практические рекомендации. И с этой точки зрения все большее значение приобретает такой раздел экологии, как биоиндикация.

Как отмечается в концептуальной статье (Кривоуцкий и др., 1991), «... представление о биоиндикаторах вышло за рамки понимания их только как видов, способных концентрировать токсиканты. ... Индикаторами могут быть любые биологические объекты на всех уровнях организации (от субклеточного до экосистемного)». Иначе говоря, биоиндикация как наука посвящена поиску элементов БГЦ, которые могут характеризовать те или иные стороны всего БГЦ в целом, и в первую очередь – тенденции его развития.

Биоиндикация – это прежде всего процесс получения необходимой экологической информации. С этой точки зрения одной из теоретических основ биоиндикации является теория информации (Экоинформатика, 1992; Плохинский, 1978). Информационный подход ни в коей мере не подменяет исследований по конкретным биологическим проблемам; однако, в силу своей абстрагированности от частных случаев, он устанавливает некоторые общие ориентиры для всех биоиндикационных исследований. Важность информационных аспектов биоиндикации и биомониторинга следует и из практики природоохранной деятельности (Котельников, Палагин, 1994).

В основу теории информации положено представление об информационном процессе как о процессе взаимодействия между «передатчиком» и «приемником», которое осуществляется путем передачи от первого ко второму с помощью некоторого «кода» определенного количества «информации». При использовании информационных представлений в биологии в большинстве случаев приходится отказываться от представлений об активном «передатчике», и процесс сводится к получению и распознаванию активным «приемником» информации, поступающей из пассивной «внешней среды» (Чернышенко, 1995).

На наш взгляд, использование информационной модели в биоиндикации может оказаться плодотворным в двух аспектах. Во-первых, в качестве информационного процесса мы можем рассматривать сам процесс сбора и обработки информации ученым-

экологом. Во-вторых, используя модели информационных процессов внутри БГЦ, мы можем предложить в качестве биоиндикационных показателей определенные информационные характеристики БГЦ, которые, по самой своей природе, имеют интегральный характер.

### **1. Биоиндикация как информационный процесс**

Биоиндикация экологических систем может, естественно, рассматриваться как информационный процесс. В терминах теории информации (Колесник, Полтырев, 1982) задача состоит в получении достаточного для принятия решения объема данных из сообщения по возможности наименьшей длины. Естественно рассмотреть исследователя-эколога как «приемник» биоиндикационной информации, получаемой в процессе исследования некоторой конкретной экологической системы.

Комплексный информационный подход позволяет методологически корректно построить весь ход биоиндикационного исследования. При этом следует учитывать, что биоиндикация на уровне БГЦ имеет особую специфику (Степанов, 1991). Выделим в данном подходе три основных этапа и несколько подэтапов:

1) сбор информации в ходе наблюдений и экспериментов, рациональная организация соответствующих баз данных;

2) выбор биоиндикационных показателей (единичных или взятых в комплексе):

2.1) определение уровня детализации описания БГЦ,

2.2) определение биоиндикационной значимости отдельных элементов БГЦ и их параметров,

2.3) определение оптимальных ансамблей показателей на основе критериев их информационной комплиментарности;

3) построение прогностических моделей:

3.1) выбор конкретного вида модели, ее отладка и тестирование,

3.2) проверка достоверности и достаточности биоиндикационной информации, анализ возможных путей ее дополнения,

3.3) решение на основе полученных моделей специальных биоиндикационных проблем (определение критических значений биоиндикационных параметров; численные эксперименты с моделью – имитация; оптимизация воздействий на экологические системы и т.д.).

Важно отметить, что границы между этими этапами весьма условны. Окончательный выбор показателей, например, часто проводится уже на этапе построения моделей, либо же в ходе выбора показателей становится очевидной недостаточность собранных данных или их нерациональная структура, что возвращает нас к первому шагу. Более того, четкое разделение на этапы можно отнести скорее к минусам исследования, поскольку только наличие обратной связи между результатами последующих этапов обработки информации с процессом ее сбора и предшествующими шагами может дать методологически корректный результат.

Первый этап был достаточно подробно описан в предыдущей статье настоящей серии (Чернышенко, 1999в), поэтому здесь мы не станем на нем останавливаться. Для двух остальных этапов рассмотрим два взаимодополняющих подхода:

**А. Статистический анализ.** Основывается главным образом на методах формальной обработки собранной числовой информации. Реализует эмпирический подход, родоначальником которого в современной науке считают Френсиса Бэкона.

**Б. Системный анализ.** Предполагает использование формальных моделей исследуемого явления, отражающих в некоторой степени его реальную структуру. Базируется не столько на экспериментальных данных, сколько на теоретических представлениях, характерных для соответствующего раздела науки, и общенаучной логике. Такой теоретический подход связывают с именем Рене Декарта.

Хотя традиционно эти два подхода рассматриваются отдельно и, как правило, редко применяются в рамках одного исследования, мы попытаемся ниже для каждого этапа биоиндикационного исследования рассмотреть и сопоставить оба подхода (Лаврик, 1998).

Каждой комбинации этапов и подходов соответствует свой набор методов. Рассмотрим их, давая пунктам соответствующую рубрику.

## **2. Информационный подход к выбору биоиндикационных показателей**

**2.1.А.** Определение уровня детализации описания БГЦ – при статистическом анализе информации этот этап предполагает выделение уровня организации экосистемы, на котором будут выбираться биоиндикационные показатели. Для лесного БГЦ это может быть, например:

- уровень затененности (интегральная характеристика для древесного яруса);
- количество растений или биомасса травянистой растительности на единицу площади (интегральная характеристика для нижнего яруса);
- плотность произрастания конкретного вида (популяционный уровень);
- плотность произрастания ювенильных растений данного вида (субпопуляционный уровень) и т.д.

Исследование может ограничиваться одним уровнем или же включать в себя одновременно несколько уровней организации.

**2.1.А-1.** Определяется набор возможных показателей и список уровней, на которых эти показатели могут изучаться. Например, в качестве биоиндикационного признака выбирается обилие травянистых растений и процент сухого остатка в их биомассе. Уровнями могут быть: 1) все травянистые растения; 2) однолетники и многолетники; 3) отдельные виды; 4) для многолетников – возрастные (годовые) группы растений. Для каждого показателя на каждом уровне проверяются две статистические гипотезы:

- о нормальном законе распределения выборки;
- о достоверности выборочного среднего по выборке (т.е. о достаточности объема выборки).

**2.1.А-2.** Для групп одного уровня целесообразно проводить процедуру укрупнения групп. Например, некоторые выборки на уровне видов (близких филогенетически или экоморфологически) или на уровне популяции (близкие по возрасту группы) могут иметь сходные статистические характеристики. В этих случаях эти виды или возрастные группы следует объединить, во-первых, упрощая процесс дальнейшего отбора путем уменьшения числа проверяемых групп, а во-вторых, увеличивая статистическую достоверность получаемых результатов путем увеличения объема выборок.

Укрупнение групп может осуществляться специальным методом кластеризации:

- на каждом уровне строится матрица достоверностей попарных различий в средних по всем группам;
- используя полученную матрицу как матрицу расстояний, применить один из методов кластеризации;
- принять полученные кластеры в качестве новых групп.

**2.1.Б.** При системном анализе первейшей задачей является выделения уровня «элемента» системы. В рассматриваемом примере при построении биоиндикационной модели фитоценоза в качестве элементов могут выступать, например, «древесный ярус» – «подлесок» – «травянистая растительность». Однако каждый из этих объектов может быть разбит на более простые элементы – «экоморфы», «растения одного вида», «возрастные группы одного вида», «отдельные особи». При выборе следует опираться на принципы разумной достаточности и сбалансированности внутренней сложности элемента и сложности его внешних реакций.

**2.1.Б-1.** Биоиндикационный показатель так или иначе должен входить в модель в качестве параметра некоторых элементов системы. Обычно уровень элемента совпадает с уровнем, соответствующим наиболее детализованным признакам, выбранным для биоиндикации. Иногда, для большей точности, он выбирается на уровень ниже. Если мы хотим при биоиндикации ограничиться использованием флористического обилия на уровне видов, то при построении биоиндикационной модели в качестве видов выберем скорее всего популяции этих видов. Возможно, мы захотим при этом учитывать возрастную структуру популяций, но вряд ли в качестве элементов выберем отдельные особи.

**2.1.Б-2.** Если уровень элемента «завышен», в модель придется ввести для этого элемента большое количество числовых параметров, так что это количество может значительно превзойти число связей этого элемента с другими. Лучше выбирать уровень таким образом, чтобы количества параметров и связей были бы примерно равны. Если при выборе популяции в качестве элемента окажется, что нам нужно вводить в рассмотрение

большое число популяционных характеристик, мы, очевидно, вынуждены будем ввести в модель и внутривидовую динамику.

**2.2.А.** Определившись с уровнем детализации и задавшись списком потенциально интересных показателей, можно перейти к выбору наиболее информативных показателей. Вначале мы ограничиваемся выбором отдельных показателей (т.е. используем одномерные методы), мало интересуясь информационными связями между отдельными показателями.

Отметим, что если на предыдущем шаге мы выбрали несколько групп одного уровня и/или несколько уровней, все дальнейшие шаги выполняются для каждой группы независимо от других. Сравнение результатов между группами возможно только после завершения всей процедуры анализа.

**2.2.А-1.** Проверка среднеквадратичного отклонения и связанной с ним достоверности выборочного среднего для однородных биотопов. Для индикационных целей пригодны лишь признаки, мало варьирующие в однотипных условиях. Даже если для вида характерна высокая степень зависимости от механической структуры почвы, но вместе с тем ему присуща и высокая степень внутривидовой вариации, он вряд ли удобен для индикации механической структуры. При проверке достоверности среднего учитывается также объем выборки по данному признаку. В реальных базах экологических данных малый объем свидетельствует, как правило, о сложности измерения признака, что снижает его привлекательность для биоиндикации.

**2.2.А-2.** Проверка коррелированности, причем не обязательно линейной, рассматриваемого признака с индицируемой характеристикой. Например, если мы хотим выделить виды-индикаторы почв, богатых серой, и у нас имеются данные по флористическому составу из биотопов с разной концентрацией серы в почве, мы должны провести исследование корреляций (с различными видами корреляционных функций) между содержанием серы и обилием разных видов. Интерес представляет не только значимая положительная корреляция, но и значимая отрицательная. В последнем случае индицирующим признаком повышенного содержания серы будет низкая численность или отсутствие данного вида.

**2.2.А-3.** Проверка коррелированности проверяемых признаков между собой. Если индицируются не конкретные условия среды, а общее состояние БГЦ, то более предпочтительным для целей биоиндикации будет признак, имеющий наибольшую среднюю абсолютную величину коэффициента корреляции с другими признаками. Прямые корреляционные анализы и его связи с факторным анализом в подобных задачах рассмотрены, например, в статье С.Е. Рыбцова (1979).

**2.2.Б.** Системный анализ при выборе биоиндикационных показателей может применяться либо как дополнение к статистическому анализу, либо как его альтернатива в случае отсутствия или нерепрезентативности имеющихся данных.

Оценка общего состояния БГЦ по состоянию отдельных его элементов (даже таких высокоуровневых, как популяция) с неизбежностью является ограниченной, так как изолированное рассмотрение одного элемента автоматически исключает из рамок исследования многообразие межэлементных связей. С общесистемных позиций можно ставить задачу о выборе наиболее информативных элементов. Например, можно выделить вид, наиболее чувствительный к малым дозам радиации, и по состоянию его популяции осуществлять раннюю диагностику опасности для экосистемы в целом. Однако выбору таких популяций должен предшествовать некий общесистемный анализ, включающий в себя определения их места и роли в функционировании всей экосистемы (Дылис, 1982).

Системный анализ в любом случае предполагает наличие некоторой формализованной модели исследуемого объекта. Рассмотрим несколько уровней формализации.

**2.2.Б-1.** Структура системы может быть представлена в виде графа – простого, ориентированного и/или взвешенного. Теория графов (Харари, 1973) позволяет находить «узловые» элементы, в наибольшей степени связанные с остальными. Ориентация связи – ребра графа – не так важна, хотя здесь есть и нюансы. С одной стороны, элемент с обилием «входящих» связей интересен для биоиндикации, так как он «отражает» состояние большого количества соседних элементов. С другой стороны, его роль пассивна и не всегда его состояние «интегрирует» состояния других элементов желательным для целей биоиндикации образом. Поэтому состояние элемента с большим количеством

«выходящих» связей может оказаться более информативным, так как оказывает реальное влияние на состояние системы в целом.

**2.2.Б-2.** Чисто структурное описание только констатирует наличие связи (и, возможно, постулирует ее интенсивность), но не дает информации о характере связи. Естественное переложение языка структурных схем на язык математического моделирования – это построение на его основе линейных моделей. Однако, как мы отмечали выше, большинство экологических процессов являются существенно нелинейными. В частности, нелинейными являются процессы передачи информации, особенно интересные для целей биоиндикации. В (Чернышенко, 1995) была предложена дифференциальная модель простого информационного процесса, которая в несколько измененном виде может быть записана так:

$$\begin{aligned} dx_1/dt &= (x_2 - a_2) b_1 (x_1 - x_1^*) (x_1 - x_1^{**}), \\ dx_2/dt &= (x_1 - a_1) b_2 (x_2 - x_2^*) (x_2 - x_2^{**}). \end{aligned} \quad (1)$$

Хотя сходные качественно эффекты можно получить и для квадратичных вольтерровских систем, кубическая модель (1) более наглядно отражает особенности информационного взаимодействия. Уравнения как для  $x_1$ , так и для  $x_2$  имеют «триггерный» характер, поскольку каждой координате может соответствовать два устойчивых положения равновесия –  $(x_1^*, x_1^{**})$  и  $(x_2^*, x_2^{**})$ . Получив «сообщение» о переходе другого элемента через критическое значение  $a_i$ , элемент меняет свое положение равновесия. Коэффициенты  $b_i$  оценивают «реактивность» соответствующей координаты.

Модели экосистем могут иметь вид, принципиально отличающийся от (1), однако иногда могут быть приведены к сходному виду. Исследование систем с этой точки зрения мы предложили назвать исследованием «внутренних катастроф» или «внутренних бифуркаций» (Чернышенко С.В. 1995а).

В системе (1) элементы равноправны (и даже симметричны), однако для реальных систем такой равноценности ожидать не приходится. Например, если первый элемент является «передатчиком» информации, а второй – только «приемником», то систему можно записать в виде:

$$\begin{aligned} dx_1/dt &= f(x_1), \\ dx_2/dt &= (x_1 - a_1) b_2 (x_2 - x_2^*) (x_2 - x_2^{**}), \end{aligned} \quad (2)$$

где функция  $f(x_1)$  задает динамику первого элемента, не зависящую от  $x_2$ .

Несимметричная система (2) хорошо иллюстрирует разный биоиндикационный смысл показателей  $x_1$  и  $x_2$ . С одной стороны, показатель  $x_2$  может стремиться к двум альтернативным значениям  $x_2^*$  и  $x_2^{**}$ , и, таким образом, по его значению легко оценить состояние системы. С другой стороны, разница в динамике показателя является вторичной, первичным же является переход величины  $x_1$  через критическое значение  $a_1$ . Более того, оценивая близость  $x_1$  к  $a_1$ , мы можем оценить опасность перехода БГЦ в новое состояние. Поэтому в целом первый показатель является более ценным при биоиндикации. В то же время, если его измерение связано с большими трудностями, естественно найти показатели, связанные с ними связями типа (2) и легче измеряемые, и использовать для биоиндикации их.

**2.2.Б-3.** Другим достоинством математических моделей по сравнению со структурными схемами является то обстоятельство, что вместо общего понятия «состояние элемента», приходится переходить к более строгому «вектору состояний». Иначе говоря, математическое описание позволяет выделить несколько числовых характеристик, которые должны описывать состояние элемента в рамках рассматриваемого исследования. Даже в классической механике для элемента – материальной точки – пришлось ввести шесть характеристик (обобщенных координат) – три пространственные координаты самой точки и три – ее скорости. Тем более, многомерный характер имеют сложные экологические элементы.

При биоиндикационных исследованиях интерес представляют именно некоторые числовые характеристики, поэтому выделение координат в ходе системного анализа представляет для индикации самостоятельную ценность. Это важный предварительный этап,

помогающий рационально организовать сбор материалов для последующих биоиндикационных исследований.

**2.3.А.** Выбор оптимальных ансамблей показателей на основе критериев их информационной комплиментарности. На предыдущем шаге обсуждался отбор отдельных информативных показателей, причем учитывалась их взаимная зависимость – в группах коррелированных признаков предлагалось выбрать по одному. Однако в ходе такого исследования мы оставались в рамках одномерного подхода, поскольку в качестве биоиндикационного критерия неявно предполагалось использование лишь одного показателя. Многомерный статистический подход может позволить получить значительно более эффективные критерии. Построение многомерных моделей отнесено к следующему этапу, причем современные пошаговые алгоритмы включают в себя выбор ансамблей признаков с учетом их информационной комплиментарности. В то же время такую проверку можно проделать и перед построением модели. Это имеет смысл либо при использовании упрощенных методов моделирования, либо при большом числе признаков-кандидатов, с целью ускорить применяемый пошаговый метод моделирования.

Приведем три разных подхода к выбору признаков, информационно дополняющих друг друга. Их можно использовать и параллельно, сравнивая полученные результаты.

**2.3.А-1.** Для выбора ансамбля признаков можно предложить традиционный для таких целей факторный анализ (или метод главных компонент). Точнее, мы бы порекомендовали его упрощенный вариант, в ряде отношений более близкий к классическому дисперсионному анализу. В отличие от последнего метода мы имеем непрерывное пространство признаков, однако оцениваем вклад в общую дисперсию не ортогонализированных факторов, а исходных признаков.

Естественно использовать пошаговый алгоритм. На первом шаге выбирается признак, вносящий наибольший вклад в дисперсию. Затем этот признак исключается, причем вычленяется его влияние на другие признаки и также исключается из рассмотрения. Переходим к новой задаче, аналогичной исходной, но с одним исключенным признаком и пониженной дисперсией. Решая ее тем же способом, получаем следующий по значимости признак и т.д. Процесс прекращается либо по критерию малости дисперсии, либо по количеству отобранных признаков.

**2.3.А-2.** Для некоторых выборок может оказаться полезным и традиционный факторный анализ. Если окажется, что 1-2 первых фактора почти исчерпывающе объясняют наблюдающуюся дисперсию, можно предложить включить в дальнейшее рассмотрение все признаки, входящие в эти факторы.

**2.3.А-3.** В качестве алгоритма, позволяющего выделять информационно-комплиментарные группы признаков, может также выступить один из алгоритмов кластеризации. В целом его схема аналогична описанной в п. 2.1.А-2. Основным различием является выбор матрицы расстояний. В рассматриваемом случае ее естественно строить на основе корреляционной матрицы. В качестве «расстояния» между признаками берется величина, обратная к коэффициенту корреляции между ними, т.е. расстояние между признаками тем меньше, чем более они коррелированы. Из каждого выделенного кластера выбирается один признак по признаку наибольшей коррелированности со всеми остальными членами кластера.

**2.3.Б.** Задача выбора ансамблей показателей при использовании системного анализа вводит нас в круг известных в математическом моделировании проблем «декомпозиции и агрегирования». При большом количестве элементов (и, соответственно, признаков) естественно попытаться объединить их (не признаки, как при статистическом подходе!) в группы, внутри которых связи являются более тесными, чем с элементами других групп. Так, если элементы в модели БГЦ – это биологические виды, то они обычно могут быть разделены на подсистемы, соответствующие экологическому понятию «консорция».

Другим (возможно, параллельным) подходом может служить построение многоуровневой модели системы. Для задач биоиндикации он представляется очень перспективным, хотя и сопряжен с серьезными методологическими трудностями. Мы не только выделяем в системы подсистемы, но и вводим «макропараметры» – интегральные показатели для этих подсистем. Это не обязательно показатели отдельных («узловых») элементов или величины, связанные с этими показателями простыми функциональными связя-

ми. Типичный пример – макропараметр «температура» в теплофизике. Только системный анализ в рамках статистической механики позволил установить характер связи температуры со средней кинетической энергией элементов системы – молекул вещества. Макропараметры подсистем рассматриваются как их показатели в рамках более масштабной системы, в которой эти подсистемы выступают в качестве элементов (Попков, 1999).

Продолжая пример с системным анализом БГЦ, заметим, что за выделением консорций в качестве подсистем должно следовать определение макропараметров консорций, отражающих их особенности и достаточных для описания динамики БГЦ в целом. Это могут быть такие показатели, как продуктивность и требовательность к основным экологическим факторам – солнечной радиации, температуре, увлажненности и т.д. Для консорции эти показатели базируются на экологических характеристиках вида-эдификатора, если таковой имеется, но в то же время интегрируют и параметры других входящих в консорцию вида. Например, если требования к увлажненности почвы у азотфиксирующей бактерии-симбионта более жесткие, чем у растения-хозяина, в качестве интегрального макропараметра необходимо выбрать именно показатель бактерии.

**2.3.Б-1.** Наиболее простые и практичные алгоритмы структурного агрегирования дают методы теории графов (Харари, 1973). В частности, они позволяют анализировать связность системы – понятие, исходно развитое в рамках теории графов, но получившее затем глубокое развитие в теории систем (Касти, 1982). Большинство методов агрегирования сводятся, в конечном счете, к анализу блочной структуры матриц (Беллман, 1969).

Интересные возможности для биоиндикации предоставляют методы иерархического моделирования (Ляпунов, 1970; Goodall, 1974). В данном случае под установлением иерархии элементов подразумевается сведение структуры графа (как правило, ориентированного) к древовидной форме. Последняя позволяет выделять ключевые элементы систем, и подчиненные элементы различных уровней.

**2.3.Б-2.** Очень перспективная технология, частично уже рассмотренная выше – это многоуровневое моделирование (Gilbert, Troitzsch, 1999). В силу методологических сложностей чаще применяется при имитации систем, чем при системном анализе реальных объектов. Однако при моделировании таких сложных систем, какими являются БГЦ, применение именно этой методологии представляется очень перспективным. Выделение нескольких промежуточных уровней организации (между организмом и БГЦ в целом – таких как популяция, консорция и т.п.) делает модель одновременно более простой и более адекватной реальной системе. С точки зрения биоиндикации, как было отмечено выше, интересным является использование макропараметров системы для оценки ее состояния на микроуровне.

### **3. Построение биоиндикационных моделей**

**3.1.А.** Определив подходящие (информативные, легко измеряемые, статистически стабильные) признаки, исследователь должен перейти к определению критериев, по которым на основании этих признаков можно оценить состояние БГЦ. Иначе говоря, он должен построить биоиндикационную модель, позволяющую получать соответствующие количественные или качественные оценки.

Предлагаемая методика была апробирована на экологических данных о состоянии популяций озерной лягушки (*Rana ridibunda*) из биотопов разной степени трансформации (Мисюра и др., 1991; Чернышенко, 1991).

**3.1.А-1.** В случае биоиндикации двух контрастных экологических условий статистическим методом, позволяющим получать биоиндикационный критерий, является дискриминантный анализ (Статистические..., 1986). Относящийся к методам классификации обучением, он предполагает наличие априорной информации о характеристиках объектов из различных классов, на основе которой строится алгоритм распознавания принадлежности новых объектов к тому или иному классу. Применительно к задачам биоиндикации можно говорить о предварительном исследовании биологических объектов из биотопов с различными характеристиками условий обитания, затем об информационном (дискриминантном) анализе особенностей этих биологических объектов из различных биотопов и, наконец, о построении модели, которая по биологическим характеристикам объекта из биотопа с неизвестными условиями могла бы с некоторой статистической достоверностью восстанавливать эти условия.



Может быть рекомендована одна из пошаговых модификаций дискриминантного анализа. К достоинствам метода относится малая зависимость результата от параметров отдельных особей, высокая надежность статистических оценок, возможность со стороны пользователя контролировать вычислительный процесс. На первых шагах алгоритма происходит накопление значимых параметров, затем, при необходимости, некоторые параметры могут удаляться, а на их место вводятся новые.

Дискриминантная функция, получаемая в ходе анализа биоиндикационных данных, является линейной (вообще говоря, может проводиться и нелинейный дискриминантный анализ, но мы ограничимся линейным случаем):

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n) = a_0 + a_1 x_1 + a_2 x_2 + \dots + a_n x_n. \quad (3)$$

Здесь  $n$  – количество биоиндикационных показателей;  $x_i$  – значения этих показателей;  $a_i$  – коэффициенты дискриминации. Функция  $F(x)$  используется для целей классификации экологических условий. Принимается, что исходя из ее положительности или отрицательности при значениях биоиндикационных показателей, полученных в некотором местообитании, можно судить, к какому из двух контрастных экологических условий его следует отнести.

**3.1.А-2.** В случае, когда индицируемые экологические условия не являются контрастными и могут характеризоваться некоторой непрерывной величиной  $y$  (или вектором непрерывных величин  $\{y_j\}$ ), вместо пошагового дискриминантного анализа естественно использовать пошаговый регрессионный анализ. Этот метод хорошо разработан и популярен. Иногда его считают основой теории планирования эксперимента. Регрессионная модель позволяет оценить экологическое состояние по известным биоиндикационным показателям. Если состояние оценивается  $k$  показателями, модель можно записать в виде

$$y_j = F_j(x_1, x_2, \dots, x_n), \quad j=1, \dots, k. \quad (4)$$

**3.2.А.** Процесс построения модели можно, кроме всего прочего, рассматривать и как процесс обучения (Ройтман, Чернышенко, 1985). Имеется в виду, что окончательный вид модель приобретает в ходе многошагового процесса «доводки», основанного на существовании обратной связи между результатами имитационных экспериментов с моделью и всеми другими этапами моделирования. В частности, такая обратная связь должна существовать и с процессом сбора исходной экологической информации. В ходе построения модели проверяется информационная достаточность биоиндикационной информации, положенной в основу модели, и определяются оптимальные пути ее дополнения.

**3.2.А-1.** Для определения момента прекращения итераций и оценки качества дискриминации может использоваться  $\lambda$ -статистика Уилкса, однако при этом возникает ряд трудностей. Значительно удобней аппроксимация Рао (Rao С. R. 1951), позволяющая получить статистические оценки на основе известной F-статистики Фишера. Если достигнутая в ходе итераций максимальная достоверность дискриминационной модели окажется недостаточной, может быть проанализирована причина неудачи. Может потребоваться либо увеличение объема исходной информации по некоторым биоиндикационным признакам, либо расширение списка используемых признаков.

**3.2.А-2.** Для пошаговых методов регрессионного анализа также разработаны критерии их окончания и оценки качества регрессии. Конкретные критерии применяются в зависимости от конкретной реализации метода (Мэйндоналд, 1988). Отметим одну из важных разновидностей пошаговой многомерной регрессии – метод группового учета аргументов (МГУА), разработанной киевским ученым А. Г. Ивахненко (1975). В этой модели, которую часто называют даже «эволюционной» (Букатова, 1981), информационный аспект и обратная связь между результатами моделирования и исходной информацией представлены особенно ярко.

**3.3.А.** Прогностическая задача биоиндикационного моделирования состоит в том, чтобы на основании данных мониторинга биоиндикационных показателей уметь предсказывать изменения в состоянии БГЦ. Это может осуществлено путем определения критических значений биоиндикационных показателей или путем численных экспериментов с моделью. Последнее для статистических моделей избыточно, поскольку обычно они математически достаточно просты и позволяют исследовать критические режимы аналитически.

**3.3.A-1.** В соответствии с современными представлениями нелинейные системы, к которым можно смело причислить БГЦ, характеризуются некоторым количеством изолированных положений равновесия, между которыми возможен «перескок» в случае критического изменения параметров (если же они меняются не критично, система, сохраняя способность к гомеостазу, возвращается в состояние, близкое к исходному). Такой «перескок» называют «бифуркацией» или «катастрофой» (Арнольд, 1990; Постон, Стюарт, 1980). Например, при несущественном или кратковременном (сезонном) уменьшении влажности дубово-ясеневый БГЦ может сохраняться в данном местообитании. Если же среднегодовое увлажнение падает ниже некоторого критического значения, дубово-ясеневый БГЦ сменяется дубово-липовым – происходит бифуркация системы.

Бифуркационный анализ традиционен при использовании динамических экологических моделей, однако подобным образом можно интерпретировать и результаты дискриминационного анализа. Функция  $F(x)$  определяет, фактически, границу между двумя контрастными состояниями БГЦ. Если в ходе развития биоиндикационные параметры приближаются к границе, определяемой равенством

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n) = 0,$$

можно предполагать, что экологические условия изменяются в сторону критической перестройки БГЦ, т.е. бифуркации. Если эти изменения неблагоприятны, необходимо принимать некоторые внешние по отношению к системе меры, пока гомеостатические механизмы системы «работают» на ее возвращение в прежнее состояние равновесия.

**3.3.A-2.** Регрессионные модели также могут использоваться для определения критических уровней БГЦ. Если для  $y_j$  существуют экологически предельно допустимые значения  $y_j < P_j$ , из (4) можно получить ограничения на биоиндикационные показатели  $x_j$ :

$$F_j(x_1, x_2, \dots, x_n) < P_j, \quad j=1, \dots, k \quad (5)$$

Если  $k=n$ , эти ограничения могут принять вид  $x_j < Q_j$ , т.е. критические уровни могут быть определены для каждого биоиндикационного показателя в отдельности. Однако и в других случаях соотношение (5) позволяет оценить приближение БГЦ к критическому состоянию.

**3.1.Б.** Описанная выше процедура выбора элементов динамической модели и ее структуры должна завершиться идентификацией ее параметров. В этом отношении динамические модели аналогичны статистическим (с той разницей, что для дискриминантных или регрессионных моделей выбор структуры, как правило, очень простой – не рассматривается обычно в качестве отдельного этапа исследования).

**3.1.Б-1.** Идентификацию параметров динамической модели можно рассматривать как задачу на поиск экстремума. Параметры модели обычно ищутся исходя из критерия «наименьших квадратов» (как это имеет место и в случае регрессионного анализа). Если показатели («координаты») элементов системы образуют вектор  $\{x_i(t)\}$ , то критерий качества можно записать в виде

$$\min \sum_{i=1}^n \lambda_i \sum_{j=1}^m (x_i(t_j) - x_{ij}^*)^2. \quad (6)$$

Здесь  $\lambda_i$  – весовые коэффициенты, оценивающие важность точного описания  $i$ -й координаты;  $t_j$  – моменты времени, в которые измерялось состояние системы;  $x_{ij}^*$  – величина измеренной  $i$ -й координаты в  $j$ -й момент времени.

Характер оптимизационной задачи зависит от того, считаем ли мы искомые параметры системы константами или зависящими от времени величинами. В первом случае говорят о параметрической оптимизации, во втором – о задаче оптимального управления. Возможны также смешанные постановки (Чернышенко, 1980).

**3.1.Б-2.** В случае непрерывного мониторинга системы ее известные состояния образуют функцию  $x_i^*(t)$ , и вместо критерия (6) получаем его непрерывный аналог

$$\min \sum_{i=1}^n \lambda_i \int_{t_0}^T (x_i(t) - x_i^*(t))^2 dt. \quad (7)$$

Замена (6) на (7) не приводит к существенному изменению используемого математического аппарата.

**3.1.Б-3.** Задача идентификации параметров не всегда рассматривается как оптимизационная задача с критериями типа (6) или (7). Если речь идет о идентификации по качественным, трудноформализуемым критериям, она может выполняться, например, путем проведения имитационных экспериментов (Gilbert, Troitzsch, 1999).

**3.2.Б.** Для динамических моделей, более разнообразных и, как правило, существенно более сложных, чем статистические, не существует единых подходов для определения их адекватности и путей ее повышения. Критерии типа (6) или (7) могут служить для оценки близости модельной динамики к реальной, однако, в силу большого числа степеней свободы динамических моделей, даже малость (6) и (7) с малой надежностью гарантирует их прогностическую ценность.

**3.2.Б-1.** Обратная связь между результатами динамического моделирования и процессом сбора информации о БГЦ всегда включает промежуточный этап – оценку недостаточности или избыточности уровня сложности используемой модели. Только определившись с этим уровнем, можно приступить к уточнению требований, предъявляемых к исходной информации. Слишком простые модели непригодны для описания нетривиальных свойств реальных БГЦ, слишком сложные требуют нереалистичного количества информации для идентификации их параметров. Кроме того, если усложнение является формальным, не учитывающим структуру моделируемых систем, оно часто оказывается совершенно бесполезным.

В настоящее время не существует единого подхода к определению оптимального уровня сложности. Более того, нет даже общепринятого понятия самого термина «сложность» (Касти, 1982). Поиск оптимального математического аппарата относится к области искусства моделирования, а зачастую просто отражает личные пристрастия автора. В целом можно сформулировать две основные рекомендации. Во-первых, чем меньше информации доступно о системе, тем более простой следует выбирать модель. Во-вторых, если системе присущи нелинейные эффекты, степень нелинейности модели должна соответствовать характеру этих эффектов.

**3.2.Б-2.** Одной из простейших динамических моделей является система линейных дифференциальных уравнений первого порядка. Для таких систем имеются достаточно разработанные алгоритмы идентификации и оценки достоверности. Для нелинейных моделей эта проблема наталкивается на серьезные трудности. Уже для квадратичных вольтерровских моделей подобные оценки не разработаны, хотя это простейшие нелинейные динамические модели, применение которых в экологии является общепризнанным (Свирижев, Елизаров, 1972; Мэйнард, 1974), и их естественно использовать как элементарные «кирпичики» при построении более сложных моделей (Чернышенко, 1999а).

**3.3.Б.** В рамках биоиндикационных исследований на базе динамических моделей может ставиться более широкий круг задач, чем на основе статистических моделей. Ограничимся упоминанием четырех из них: прогнозирование динамики БГЦ методами компьютерной имитации; прогнозирование на основе асимптотических методов; определение критических уровней в развитии системы (Жирмунский, Кузьмин, 1982); оптимизация воздействия на систему с целью достижения (или сохранения) определенных экологических состояний.

**3.3.Б-1.** Компьютерная имитация – относительно новый метод исследований, основанный на возможностях современной вычислительной техники. В отечественной научной литературе сохраняется пренебрежительное отношение к этой методике, объясняющееся невозможностью применения традиционных математических методов к анализу имитационных моделей, что заставляет прибегать просто к многократному компьютерному просчету их динамики при различных значениях параметров. Более прагматичная западная наука признает имитацию в качестве научной методике, несмотря на ее научную «неэстетичность», поскольку компьютерные эксперименты часто помогают в решении практических проблем (Шеннон, 1978; Gilbert, Troitzsch, 1999). Кроме того, в настоящее время сам процесс построения компьютерной модели и подбор ее параметров постепенно приобретает все атрибуты научной дисциплины в классическом понимании.

Методология компьютерного просчета имитационной модели зависит от ее типа, но не является, как правило, особенно сложной. Все же построение эффективных алгоритмов имитации требует некоторых знаний в области вычислительных методов.

Так, имитация на основе дифференциальных моделей предполагает выбор одного из методов: Эйлера, Рунге-Кутта, Адамса и т.п.

**3.3.Б-2.** Более совершенными методами прогнозирования (хотя и пригодными не для всех типов моделей) являются асимптотические методы (Березовская, Карев, 2000). Характер динамики модели при этом подходе определяется не через численные эксперименты, а путем математического исследования модели. Строго говоря, асимптотические методы позволяют определить поведение системы на бесконечности, т.е. в бесконечно удаленном будущем. Однако этот анализ не только способен дать перспективный прогноз (на не очень далекое будущее), но, после анализа всех возможных предельных состояний системы, позволяет также установить характер приближения системы к этим состояниям.

Основным аппаратом асимптотического анализа является теория устойчивости Ляпунова-Пуанкаре (Баутин, Леонтович, 1990). Удобной формой представления его результатов в двумерном (иногда и в трехмерном) случаях является фазовый портрет, отображающий в сжатой графической форме все возможные сценарии развития системы.

**3.3.Б-3.** Основные вопросы, на которые должен дать ответ глобальный анализ, – это каковы тенденции развития экосистемы и насколько далеко она находится от критического состояния, после которого начинает разрушаться.

В теории динамических систем изучение критических перестроек относится к области теории бифуркаций или теории катастроф (Арнольд, 1990; Постон, Стюарт, 1980). Ряд параметров системы считаются изменяющимися и называются «бифуркационными». При переходе значений этих переменных через некоторые критические значения система существенно изменяет свои свойства – происходит бифуркация или «катастрофа». Говоря математическим языком, бифуркация имеет место при изменении топологии фазового пространства. Экологический пример бифуркации приведен в п. 3.3.А-1.

Система не может «развалиться» сразу, окончательной гибели системы всегда предшествуют более мелкие изменения – из нее выпадают отдельные виды, нарушаются процессы возобновления некоторых биологических ресурсов и т.п. Такого рода явления хорошо известны в теории динамических систем как «признаки приближения к особой точке» (Базыкин, 1985). Можно надеяться, что на основе общесистемного анализа удастся более точно предсказывать катастрофические изменения природных экосистем, чем при наблюдении лишь отдельных их звеньев.

**3.3.Б-4.** Оптимизация воздействий на БГЦ – это, в конечном счете, основная задача рационального природопользования. Возможен широкий спектр математических постановок, основанных на различных критериях качества, оптимизационных параметрах или функциях, типах ограничений. Некоторые из них упомянуты в п. 3.1.Б-1. Вопросам оптимального управления в экологии посвящена обширная литература (Модели управления..., 1981; Заславский, Полуэктов, 1988; Экологические системы..., 1981; Принципы регулирования..., 1998; Милсум, 1968; Новосельцев, 1978). Разработаны общие схемы управлений в системе «природа – человеческое общество» (Голубец, 1997). Некоторые постановки задач управления для нелинейных экологических моделей рассмотрены в (Чернищенко, 1998). В настоящей статье мы не будем углубляться в эту обширную тему, планируя посвятить ей третью, последнюю статью настоящей серии.

#### **4. Биоиндикационное значение моделей информационных процессов в БГЦ**

Другая возможность применения информационного подхода к проблемам биоиндикации состоит в анализе информационных процессов, имеющих место в БГЦ, и использовании интегральных информационных характеристик в качестве биоиндикационных показателей (Кривоуцкий, Покаржевский, 1990).

Такие показатели являются разновидностями «структурных» индексов, строящихся на основе анализа структуры системы, а не измерения отдельных характеристик ее отдельных элементов. Классическим примером этого подхода служит широко распространенное использование в биоиндикации «индекса биологического разнообразия» (Смельянов, 1994).

Структура БГЦ является, в конечном итоге, отражением имеющих в нем место «круговоротов» веществ и потоков энергии. Направленность и интенсивность этих процессов содержат важную информацию о состоянии экологических систем. Отдельные круговороты могут быть особенно интересны. Ярким примером такого подхода могут служить

работы А. Д. Покаржевского (Покаржевский, 1985; Покаржевский, Криволуцкий, 1992), в которых с биоиндикационных позиций рассматривается роль потоков фосфора. Выбор элемента связан, в первую очередь, с его известной ролью в энергетике живых организмов.

Кроме показателей, основанных на анализе потоков вещества и энергии, можно выделить и третью глобальную меру для оценки состояния экосистем, основанную на рассмотрении информационных процессов в этих системах. Так же как перенос энергии не возможен без переноса вещества, информационные взаимодействия базируются на энергетических процессах. Однако, используя термин «информация», мы подчеркиваем особую роль некоторых материальных процессов, не связанных непосредственно с их энергетической значимостью.

Информационные показатели имеют важную специфику, отличающую их от других. Информационные процессы (например, построенные на принципах «обратной связи») являются основой гомеостаза биологических систем всех уровней – от клетки до биосферы. Поскольку оценка адаптивных возможностей БГЦ является одной из основных целей биоиндикации, информационные показатели должны находить широкое применение в соответствующих исследованиях. Кроме того, некоторые антропогенные факторы в первую очередь воздействуют на информационные процессы в БГЦ, поэтому с этих позиций и должны оцениваться. Например, информационная мера, на наш взгляд, особенно важна при исследовании состояния экосистем, подвергшихся или подвергающихся радиоактивному заражению. Это связано с тем, что патогенное воздействие малых доз радиации связано не с мощностью излучения, а с его направленностью на разрушение именно информационных механизмов функционирования биологических объектов (Чернышенко, 1999б).

Роль информационных процессов в экологии (и, в частности, в проблемах биоиндикации) никем не оспаривается, однако необходимо определиться, в чем именно заключается их специфика по сравнению с обычным энергетическим взаимодействием – этот вопрос пока далек от окончательного решения. Более того, само понятие «информация» трактуется различными авторами по-разному. Большинство исследователей использует «информационную» терминологию, не вдаваясь в семантические нюансы, опираясь на некоторые интуитивные представления, и в результате за сходными словами могут скрываться понятия, принципиально не сводимые друг к другу.

Может быть выделен целый спектр представлений об интегральных информационных характеристиках БГЦ – от непосредственного применения фундаментальных результатов Р. Шеннона и Дж. фон Неймана, работы которых (Shannon, 1948; Neumann von, 1951) положили начало развитию теории информации, ко все более обобщенным представлениям об информации, получившим распространение в теоретической экологии. В большинстве случаев исследователи отталкиваются от классического тезиса И.И. Шмальгаузена (1968) о том, что информация в биологических системах проявляется через взаимодействие биологических объектов посредством сигналов.

Если речь идет об оценке информационных свойств БГЦ как единого целого, возможны два основных подхода.

**А.** Оценка сложности реакции БГЦ на внешние (антропогенные, глобально-климатические и т.п.) воздействия.

Термин «информация» в коммуникационных процессах относится к сообщениям, передаваемым по каналам связи с помощью информационных кодов. В поведенческих системах, к которым можно отнести и БГЦ, информационный код трансформируется в поведенческий, который определяет реакцию субъекта на внешние воздействия. Соответственно и понятие информации оценивает не сложность сообщений, а сложность реакций объекта. Такую информацию называют иногда «инструктивной» (Wiley, Brooks, 1987). Оценивать «информационную емкость» системы на основе анализа алгоритмов ее реакций предлагал, например, М. Эйген (Эйген, Шустер, 1982).

**А1.** Наиболее общим подходом к оценке сложности реакций может служить алгоритмический подход. Информационный процесс трактуется как процесс обработки поступающих к объекту сигналов по некоторому математически формализуемому алгоритму. Оценка сложности реакций сводится к оценке сложности математического алгоритма, что может быть выполнено на основе достаточно развитой области кибернетики –

теории алгоритмов (Алферова, 1973). Сложность алгоритма иногда оценивают по длине текста реализующей его программы, хотя эта длина зависит и от других факторов – языка программирования, качества программной реализации и т.п. Измерять информацию, заключенную в объекте, длиной программы, реализующей информационные алгоритмы объекта, академик А.Н. Колмогоров предлагал еще в 1965 г.

**А2.** Алгоритмическое исследование информационной наполненности системы должно базироваться на некоторой ее модели. Построение модели (адекватной по сложности) должно быть частью исследования. Проблемы, связанные с построением динамической биоиндикационной модели, были частично обсуждены выше (п. 3.2.Б). Однако и при наличии модели возможны различные подходы к оценке сложности реакций объекта. Кроме упомянутого выше «программного» метода, предложим еще один – бифуркационный.

Запишем одномерную дифференциальную модель в общем виде:

$$dx/dt = F(x, v), \quad (8)$$

где  $x$  – состояние системы, а  $v$  – параметр внешнего воздействия. Пусть при изменении параметра  $v$  в некоторых реалистичных пределах имеют место  $n$  бифуркаций, т.е. система может иметь  $n+1$  конфигурацию точек равновесия. Тогда в качестве оценки ее «информативности» естественно взять  $\log(n+1)$ .

**А3.** В случае, если исследователь не может или не хочет проникнуть во внутреннюю структуру системы и построить ее динамическую модель (например, типа (8)), она может рассматриваться как черный ящик, а вывод о ее сложности делается на основе наблюдений за ее «входом» и «выходом». При этом наиболее эффективным оценивание будет в случае, когда исследователь имеет возможность самостоятельно воздействовать на «вход» системы в соответствии с некоторым планом эксперимента.

В этом случае исследование сводится к поиску некоторой «передаточной функции» системы (Красовский, 1968), сложность которой затем и принимается в качестве «информационной емкости» системы. В конечномерном случае поиск такой функции сводится к использованию регрессионного анализа. Если ограничить себя полиномиальной регрессией (на некотором ограниченном отрезке), то сложность реакции можно оценить просто – степенью полинома.

**А4.** Еще один подход к информационной оценке может быть основан на реальной структуре сложных информационных систем. Обычно в них естественным образом может быть выделен блок памяти, специально предназначенный для хранения того, что мы называем поведенческим кодом. Целесообразность выделения этого блока в автономную подсистему подтверждается как ходом эволюции живых существ, так и опытом развития кибернетических систем. Оно характерно не только для такой «образцовой» системы, как нервная, но и для информационных механизмов клетки, где в роли памяти выступает ядерная ДНК. Память, фактически, хранит информационную компоненту поведенческого алгоритма в уже экстрагированном виде. Емкость памяти, выраженная в информационных единицах, таким образом, может служить мерилем потенциальной сложности реакций системы.

Хотя в БГЦ не существует централизованных механизмов памяти, необходимо помнить, что организмы, составляющие ядро БГЦ, такими механизмами обладают – как на организменном, так и на клеточном уровнях. Суммарная величина этой памяти и может характеризовать БГЦ. При этом сумма понимается не арифметически. При суммарной оценке нужно учитывать и роль отдельных видов в БГЦ, и степень информационной variability внутри популяций разных видов, и синергетические эффекты, когда особенности поведения нескольких взаимодействующих видов порождают, по сути, новую информацию. При переходе от уровня к уровню трофической пирамиды, составляющей экосистему, часть информации теряет свое значение, но зато возникает новая, базирующаяся на взаимной связи элементов нижнего уровня. Для такой непрямой суммы генетической информации составляющих БГЦ видов Голубец (1978) предложил удачный термин – «генопласт». Генотипические показатели популяции составляют основу ее экологических свойств и находятся в динамической связи с последними (Кондрашов, Хибник, 1996).

Характер взаимоотношений (в том числе и информационных) БГЦ с окружающей средой не является случайным, а отвечает некоторым критериям целесообразности (хотя уровень взаимной согласованности при этом значительно уступает таковому между элементами клетки). Кажется почти очевидным, что в процессе взаимной «притирки» субъектов экосистем информационный аспект является первостепенным. Такой «экстремальный» характер информационных потоков в БГЦ также должен учитываться при построении интегральных оценок.

#### **Б.** Оценка информационных процессов внутри БГЦ

Другой подход к определению информационного содержания БГЦ возможен, если акцентироваться на информационных взаимодействиях между ее элементами и не принимать во внимание процессы, которые можно трактовать как поступление информации от внешних по отношению к ней объектов. В этом случае теряет смысл использовавшееся ранее представление об информации как о мере сложности реакции системы на внешние воздействия. Хотя такой подход не является основным в задачах биоиндикации, в которых, как правило, индицируются именно внешние воздействия на БГЦ, в некоторых задачах – например, оценке устойчивости экосистем – он широко применяется.

Экстраполируем используемые представления на этот случай и будем понимать информативность БГЦ как меру сложности информационных взаимодействий составляющих его элементов между собой. Важно отметить, что здесь, как и во всех предыдущих случаях, количество информации не является некоторой абсолютной величиной, а определяется в зависимости от того, какой именно информационный процесс рассматривает исследователь. Применительно к реальной системе эта величина зависит от того, на какой «глубине» мы выделяем ее элементы и рассмотрением каких процессов ограничиваемся.

**Б1.** Наиболее популярными в настоящее время являются «структурные» оценки. К ним относятся, в первую очередь, «индексы биологического разнообразия» (Смельянов, 1994). Информационный характер этих индексов подчеркивается использованием их негэнтропийной формы. На наш взгляд, структурные признаки должны интерпретироваться именно как отражающие структуру БГЦ, т.е. не только как информационные взаимодействия, но и как потоки вещества и энергии.

Классическим аппаратом для описания структуры системы является теория графов (Харари, 1973), и естественно использовать результаты этой области знаний для интегральной характеристики структуры БГЦ. Оценка биологического разнообразия базируется главным образом на количестве и весах вершин графа с игнорированием его структуры и таких характеристик, как связность, иерархичность и т.д. Структурный подход должен обогатить понятие биологического разнообразия путем включения в рассмотрение, кроме обилия видов, их роли в структуре БГЦ. Элементы такого подхода используются, например, чешскими экологами (Оливериусова, 1991).

**Б2.** Интегральной характеристикой системы может выступать и ее «сложность». В настоящей статье мы уже неоднократно обращались к этому понятию, в частности в п. 3.2.Б-1 обсуждался оптимальный уровень сложности выбранной модели. Здесь мы хотим подчеркнуть, что понятие сложности, по сути, близко к другим интегральным информационным характеристикам. Ему посвящена обширная литература, например, (Касты, 1982; Мэйнард, 1974; Беляев, 1983), хотя единый подход пока не выработан.

В статьях (Чернышенко, 1995а; 1999а) мы предложили определение сложности на основе информационных моделей типа (1). Для этого использовалось понятие «внутренних бифуркаций». Их количество может служить оценкой сложности. Так, для модели (1) это количество равно двум.

**Б3.** Еще одна интерпретация информативности замкнутых систем базируется на термодинамических представлениях об эволюции систем и восходит к работам У.Р. Эшби (1956). При этом информация отождествляется, фактически, с негэнтропией и оценивает меру организованности или, точнее, неравновесности системы (Соколова, 1992; Романовский и др., 1984). Это отождествление основано на некоторых аналогиях в математическом описании процессов различной природы, которые, по нашему мнению, не вполне отражают суть проблемы. Последовательное применение такого подхода может привести к взглядам на информацию как на некую реально существующую субстанцию, буквально разлитую в окружающей природе (Урсул, 1972), что, на наш взгляд, окончательно

размывает понятие информации. Применение более строгого термина «негэнтропия» внесло бы больше ясности в подобные утверждения.

**Б4.** Непосредственное изучение комплекса информационных потоков БГЦ наталкивается пока на серьезные методологические и технологические проблемы. Информационные процессы в экосистемах принято делить на сенсорные, генетические и регулирующие. Сенсорная и генетическая информации представляются количественно менее значимыми по сравнению с регулирующей, которая обеспечивает все биохимические реакции внутри организмов, составляющих БГЦ. Если интенсивность ее потока может быть оценена количественно, то ее изменение может служить важным биоиндикационным признаком.

Интересная гипотеза принадлежит известному московскому экологу А.Д. Покаржевскому (Кривоуцкой, Покаржевский, 1990; Покаржевский, Кривоуцкой, 1992). Она базируется на тесной связи информационных потоков с энергетическими процессами, идущими на клеточном уровне. Энергия в биологических системах передается через АТФ (или сходных веществ), каждый шаг передачи энергии обеспечивается потерей АТФ (или сходных веществ) одного иона фосфата. В конечном итоге и передача генетической информации является результатом последовательности биохимических реакций, т.е. последовательности регулирующих информационных передач. Нуклеотиды в ДНК или РНК связаны ионами фосфата.

Хотя отождествление единичного энергетического процесса с передачей бита информации (Pokarzhevskii et al., 1991) не является до конца обоснованным (поскольку при этом смешивается акт передачи информации и ее содержание), связь потоков фосфора с информационными процессами можно считать доказанной.

Оценки информационных потоков через БГЦ, полученные на основе анализа потоков ионов фосфата, не будучи количественно точными, могут служить для качественной оценки изменений в экосистемах. Фосфор является элементом, сохраняемым биотой в биологическом круговороте в экосистеме, и его потери экосистемой незначительны в устойчивых состояниях. Любое увеличение потери фосфора экосистемой говорит об изменении информационных потоков в экосистеме и нарушении в биоте. Баланс фосфора в экосистеме (поступление-убыль) может оказаться важным биоиндикационным показателем.

#### **Заключение**

Предпринятая классификация информационных подходов к проблемам биоиндикации показала большое разнообразие как в понимании информационного содержания БГЦ, так и в применяемом математическом аппарате. Часть из рассмотренных методик широко используется, другие только входят в употребление, третьи, прежде чем станут применяться, нуждаются в существенной доработке.

В то же время представляется очевидным, что без использования достижений информатики прогресс в теории и практике биоиндикации невозможен.

#### **СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ**

- Алферова З.В. Теория алгоритмов. – М.: Статистика, 1973. – 164 с.  
Арнольд В.И. Теория катастроф. – М.: Наука, 1990. – 126 с.  
Базыкин А.Д. Математическая биофизика взаимодействующих популяций. – М.: Наука, 1985. – 181 с.  
Баутин Н.Н., Леонтович Е.А. Методы и приемы качественного исследования динамических систем на плоскости. – М.: Наука, 1990. – 486 с.  
Беллман Р. Введение в теорию матриц. – М.: Наука, 1969. – 368 с.  
Беляев В.И. О подходах к решению «проблемы сложности» при математическом моделировании экологических систем // Математ. методы в биологии. – К.: Наук. думка, 1983. – С. 8-21.  
Березовская Ф.С., Карев Г.П. Дифференциальные уравнения в математических моделях. – М.: МГИ РЭА, 2000.  
Букатова И.Л. Эволюционное моделирование и его приложения. – М.: Наука, 1979. – 231 с.  
Голубець М.А. Загальна схема механізмів саморегуляції в живих системах біосфери // Вісник АН УРСР. – 1978. – №1. – С. 76-85.



- Голубець М.А. Від біосфери до соціосфери. – Л.: Поллі, 1997. – 256 с.
- Дылис Н.В. О связанности и автономности компонентов биогеоценоза // Теоретические и прикладные аспекты биогеографии. – М.: Наука, 1982.
- Смельянов І.Г. Принципи структурно-функціональної організації та еволюція екосистем: Автореф. дис... д-ра біол. наук. – К., 1994.
- Жирмунский А.В., Кузьмин В.И. Критические уровни в процессах развития биологических систем. – М.: Наука, 1982. – 178 с.
- Заславский Б.Г., Полуэктов Р.А. Управление экологическими системами. – М.: Наука, 1988. – 294 с.
- Ивахненко А.Г. Долгосрочное прогнозирование и управление сложными системами. – К.: Техника, 1975. – 311 с.
- Касти Дж. Большие системы: связность, сложность и катастрофы. – М.: Мир, 1982. – 216 с.
- Колесник В.Д., Полтырев Г.Ш. Курс теории информации. – М.: Наука, 1982. – 416 с.
- Кондрашов А.С., Хибник А.И. Экогенетические модели как быстро-медленные системы // Исследования по математической биологии. – Пушкино: РАН, 1996. – С. 88-123.
- Котельников С., Палагін О. Про необхідність створення інформаційної системи регулювання якості довкілля // Ойкумена. – 1994. – № 1-2. – С. 139-148.
- Красовский Н.Н. Теория управления движением. – М.: Наука, 1968. – 475 с.
- Криволюцкий Д.А., Покаржевский А.Д. Введение в биогеоценологию. – М.: МГУ, 1990.
- Криволюцкий Д.А., Шаланки Я., Гусев А.А. Международное сотрудничество в области биоиндикации антропогенных изменений среды // Биоиндикация и биомониторинг. – М.: Наука, 1991. – С. 5-9.
- Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології. – К.: Фітосоціоцентр, 1998. – 132 с.
- Ляпунов А.А. В чем состоит системный подход к изучению реальных объектов сложной природы // Управляющие системы. – Новосибирск, 1970. – Вып. 6.
- Милсум Дж. Анализ биологических систем управления. – М., 1968.
- Мисюра А.Н., Леонтьева С.А., Чернышенко С.В. Использование статистических методов в задачах биоиндикации и биологической экспертизы // Биоиндикация и биомониторинг. – М.: Наука, 1991. – С. 224-229.
- Модели управления природными ресурсами / Под ред. В.И. Гурмана. – М.: Наука, 1981. – 264 с.
- Мэйнард Смит Дж. Модели в экологии. – М.: Мир, 1974.
- Мэйндоналд Дж. Вычислительные алгоритмы в прикладной статистике. – М.: Финансы и статистика, 1988. – 348 с.
- Новосельцев В.Н. Теория управления и биосистемы. – М.: Наука, 1978. – 319 с.
- Оливерисова Л. Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации // Биоиндикация и биомониторинг. – М.: Наука, 1991. – С. 39-45.
- Плохинский Н.А. Информационные показатели в биологии // Методы современной биометрии. – М.: МГУ, 1978. – С. 23-39.
- Покаржевский А.Д. Геохимическая экология наземных животных. – М.: Наука, 1985. – 304 с.
- Покаржевский А.Д., Криволюцкий Д.А. Запасы и потоки информации в экосистемах лесостепной дубравы и луговой степи: значение фосфора // ДАН. – 1992; – 326 (6). – С. 1102-1105.
- Попков Ю.С. Теория макросистем. – М.: Эдиториал УРСС, 1999.
- Постон Т., Стюарт И. Теория катастроф и ее приложения. – М.: Мир, 1980. – 607 с.
- Принципы регулирования функций экосистем / А.С. Керженцев, С.А. Олейник, А.О. Алексеев и др. // Экология и почвы. – Пушкино: ПНЦ РАН, 1998. – С. 219-236.
- Ройтман А.Б., Чернышенко С.В. Модель совершенствования парка сложных изделий с учетом их наработки // Докл АН УССР. Сер. А. – 1985; – 2. – С. 69-72.
- Романовский Ю.М., Степанова Н.В., Чернавский Д.С. Математическая биофизика. – М.: Наука, 1984. – 304 с.
- Рыбцов С.Е. Информативность и надежность признаков и вопросы практического применения корреляционного анализа // Применение количественных методов в экологии. – Свердловск: УНЦ АН СССР, 1979. – С. 18-28.
- Свирижев Ю.М., Елизаров Е.Я. Математическое моделирование биологических систем // Проблемы космической биологии. – М., 1972. – Вып. 20.
- Статистические методы для ЭВМ / Под ред. К. Энслейна. – М.: Наука, 1986. – 459 с.
- Степанов А.М. Биоиндикация на уровне экосистем // Биоиндикация и биомониторинг. – М.: Наука, 1991. – С. 59-64.
- Урсул А.Д. Информация и кибернетика // Кибернетика. – 1972. – 5. – С. 2-6.

- Хакен Г. Синергетика. – М.: Мир, 1980. – 404 с.
- Харари Ф. Теория графов. – М.: Мир, 1973. – 300 с.
- Чернышенко С.В. Принципові математичні моделі оптимального природокористування // Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель. – Д.: ДДУ, 1998. – С. 78-82.
- Чернышенко С.В. Иерархические двухуровневые модели биогеоценозов: построение и оценка сложности // Экология та ноосферология. – 1999а. – Т. 6, №1-2. – С. 38-45.
- Чернышенко С.В. Качественное исследование двумерной модификации гиперцикла Эйгена и внутренние катастрофы // Вопросы прикл. математики и математ. моделирования. – Д.: ДГУ, 1995а. – С. 129-134.
- Чернышенко С.В. Оптимальное управление численностью популяций при ограниченных ресурсах // Актуальные проблемы ЭВМ и программирования. – Д.: ДГУ, 1980. – С.132-136.
- Чернышенко С.В. Информация как третья генеральная мера состояния экосистем и ее использование в экологическом контроле // Биоиндикация радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999б. – С. 356-367.
- Чернышенко С.В. К вопросу о применении методов информатики в биогеоценологии: принципы хранения и обработки данных // Экология та ноосферология. – 1999в. – Т. 7, № 3.
- Чернышенко С.В. Комплексные статистические алгоритмы в биоиндикации на примере анализа параметров популяций озерной лягушки из контрастных зон обитания // Биоиндикаторы и биомониторинг: Тр. симпозиума. – Загорск, 1991. – С. 294-299.
- Чернышенко С.В. Термин «информация» и математическое описание информационных процессов в экологических системах // Экология та ноосферология. – 1995б. –Т. 1, № 1-2. – С. 137-150.
- Шеннон Р. Имитационное моделирование систем – искусство и наука. – М.: Мир, 1978. – 418 с.
- Шмальгаузен И.И. Кибернетические вопросы биологии. – Новосибирск: Наука, 1968. – 223 с.
- Эйген М., Шустер П. Гиперцикл. – М.: Мир, 1982. – 270 с.
- Экоинформатика / Под ред. В.Е. Соколова. С-Пб.: Гидрометеоздат, 1992. – 520 с.
- Экологические системы. Адаптивная оценка и управление / Под ред. К.С. Холинга. – М.: Мир, 1981. – 397 с.
- Эшби У.Р. Введение в кибернетику. – М. Изд-во иностр. лит-ры, 1956. – 432 с.
- Gilbert N., Troitzsch K.G. Simulation for the social scientist. – Buckingham, Philadelphia: Open University Press, 1999.
- Goodall D.W. The hierarchial approach to model building // Proc. of the First International Congress of Ecology. –The Hague, 1974.
- Pielou E.C. Mathematical ecology. – N.-Y. Wiley and Sons, 1977. – 386 p.
- Pokarzhevskii A.D., Krivolutskii D.A., Chernyshenko S.V. Information in ecosystems: bioindication aspects // Bioindicators and Biomonitoring: Symposia proceedings. – Zagorsk, Russia, 1991.
- Rao C.R. An asymptotic expansion of the distribution of Wilks' criterion // Bull. Int. Stat. Ins. – 1951. – 33 (2). – P. 177-180.
- Shannon C. A mathematical theory of communication. Bell System Techn. J. 1948. – 27 (4). – P. 379-423.
- von Neumann J. The general and logical theory of automata. Cerebral mechanisms of behavior // The Hixon symposium. – N.-Y., 1951. – P. 1-31.
- Wiley E.O. and Brooks D.R. A response to Prof. Morowich. // Biol. Philos. – 1987. – 2. – P. 369-374.

*Надійшла до редколегії 29.03.02*