



МЕТОДЫ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 57+551.4

АНАЛИЗ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ БИОЛОГИЧЕСКОГО РАЗНООБРАЗИЯ.

© 2013. Г.М. Абдурахманов¹, Н.И.Сокольская², Ю.М.Брумштейн², А.Ф.Сокольский³

¹Дагестанский государственный университет,

²Астраханский государственный университет,

³Астраханский инженерно-строительный институт

Приведен анализ множества существующих методов оценки биологического разнообразия. Предложены оптимальные схемы и методики расчетов. Даны рекомендации по применению.

In this article the analysis of sets of existing methods of an assessment of biological diversity is given. There some optimum schemes and techniques of calculations are offered as well as some recommendations about application are made.

Ключевые слова: Экология, биоразнообразие, методы расчета, система информации.

Keywords: Ecology, biodiversity, methods of calculation, information system

В настоящее время исследователи сталкиваются с трудностями выбора метода оценки биологического разнообразия и биопродуктивности водоемов. Ознакомить читателя с существующей проблемой мы попытались в данной работе.

Целями настоящей главы являются:

- систематизация имеющейся информации по математическим методам оценки экологического (биологического) разнообразия;
- оценка целесообразности, информативности и особенностей применения этих методов для целей оценки биологического разнообразия (БР) биоценозов в водоемах;
- разработка некоторых новых методов (подходов) к оценке БР и смежных показателей с учетом специфики водных объектов.

2.1 Понятие биологического разнообразия и цели его использования

Несмотря на то, что понятие БР достаточно широко применяется не только в специальной, но и в общественно-политической литературе, общепринятого понимания этого термина нет – разные авторы часто нередко имеют под ним в виду разные понятия.

Обычно БР рассматривается как мера количества видов и обилия каждого из них в различных местообитаниях [Мэгарран].

Другой группой, широко используемых показателей, являются «индексы доминирования», которые определяют насколько ведущий вид, доминирует в биологическом сообществе. Обычно при увеличении степени доминирования ведущего вида величина БР снижается.

Третьей группой являются индексы сходства или различия биоценозов (обычно сравниваются биоценозы на разных местообитаниях).

Для оценки БР и некоторых смежных с ней характеристик было предложено достаточно много показателей (индексов), которые будут рассмотрены далее.

Целями использования этих индексов могут быть:

- оценка динамики БР для одного и того же местообитания во времени – как в случае однонаправленных процессов, так и циклических;
- сравнение БР для различных местообитаний в одинаковые моменты времени;
- оценка степени доминирования отдельных видов в биоценозах;
- сравнение биоценозов на разных местообитаниях (участках) в одни и те же моменты времени;
- сравнение биоценозов на одном и том же участке (местообитании) в разные моменты времени;



- оценка эффективности предполагаемых или уже реализуемых мер, которые, направлены на увеличение (или сохранение) БР.

Отметим, что практически все используемые в настоящее время индексы, связанные с БР, являются скалярными величинами.

Оценка индексов БР и доминирования чаще всего осуществляется на основе либо наличия видов, либо численности видов. Однако возможны и оценки на основе биомассы видов (это может быть полезным при значительных различиях средних биомасс видов), а также некоторых комбинаций «численности и биомассы».

Согласно [Федоров] видовое богатство и разнообразие биоценозов формируется соответственно условиям поступления в биоценоз энергии и питательных веществ. Фактически биоценоз адаптируется к максимально полному использованию этих ресурсов - с учетом возможностей (особенностей) трофических цепей в биоценозе.

Считается, что [Федоров, с.235] при наличии источников легко доступной энергии и поступления питательных веществ в количествах, превышающих потребность в них организмов биоценоза, более эффективным оказывается низкое видовое разнообразие. В то же время в условиях ограниченного поступления энергии более выгодным для поддержания состояния системы представляется высокий уровень БР [Федоров, с.235].

Традиционно трактовка БР соответствует биоценозам, находящимся в стационарных или квазистационарных внешних условиях. Однако для нестационарных условий (НС) биоценозу необходимо определенное время для адаптации к изменившимся внешним условиям. Это время определяется: количеством иерархических уровней в трофических цепях биоценоза; естественными скоростями наращивания численностей видов при благоприятных условиях и пр. Таким образом для НС индексы БР, доминирования и пр. могут отражать только текущее состояние биоценоза, которое может быть результатом незавершенного процесса адаптации к новым (изменившимся) условиям.

В общем случае высокий уровень БР нередко является следствием частого изменения условий внешней среды, включая изменения потоков энергии и вещества к биоценозу. При этом видовая диверсифицированность биоценоза может являться залогом возможности (эффективности) его адаптации к изменяющимся внешним условиям, включая и проявления неблагоприятных факторов.

Для анализа динамических процессов в биоценозах интерес могут представлять не только сами БР, индексы доминирования и пр., но и скорости их изменения во времени, размах изменений показателей.

Итак, БР является одним из интегральных показателей состояния биоценозов, отражающим закономерности их структуры и функционирования. Однако оценки БР (в т.ч. и в динамике) не могут заменить собой анализ механизмов функционирования биоценозов.

Согласно [Measurement of Biodiversity] целесообразно различать три группы индексов БР: Species richness indices (индексы богатства видов); Evenness indices (индексы выровненности); Taxonomic indices (таксономические индексы).

Отметим, что в литературе (например, [Measurement of Biodiversity]) встречается также деление биоразнообразия на:

- альфа-разнообразие (относящееся к разнообразию в пределах конкретной области и оцениваемое на основе количества таксономических единиц в системе);
- бета разнообразие (оценивает различия между экосистемами или биоценозами);
- гамма разнообразие – мера общего разнообразия для различных экосистем внутри региона.

2.2 Геометрические и биологические особенности водоемов как объектов для оценки биологического разнообразия

В данной монографии в качестве водоемов рассматриваются: озера; водоемы, отшнуровавшиеся от основного русла после завершения паводка; пруды (представляющие собой искусственные гидротехнические сооружения); участки рек (основное русло и протоки); Каспийское море (которое в силу того, что оно является бессточным водоемом, формально к морям не относится).

Водоемы могут быть временного характера и постоянного (показатели БР могут определяться и для тех, и для других). У постоянных водоемов контуры береговой линии и глубина могут меняться с течением времени и это должно быть учтено при выборе мест отбора проб.

В силу больших размеров в плане ряда водных объектов (в т.ч. реки Волга и Каспийского моря) и наличия в них существенно различных по условиям местообитаний, оценки БР таких объектов целесообразно проводить по отдельным участкам. Такие участки могут быть ограничены: естественной береговой линией с двух сторон, а с двух других – искусственно выбираемыми границами (для рек и протоков); для некоторой части участка – береговой линией, а для остальной – искусственными границами (прибрежные



участки Каспия); со всех сторон – искусственными границами (внутренние участки Каспия). В последнем случае такие границы могут задаваться формально (например, по стандартным «квадратам исследований») или учитывать природные особенности (глубину моря, характер течений и пр.). Требование о равной площади исследуемых участков (в т.ч. в случае единственной «точки» взятия проб) обычно не выдвигается.

Важно отметить, что скорость самостоятельного передвижения мелких биообъектов (включая фито и зоопланктона) в проточных водоемах может быть существенно меньше скорости течения. В таких случаях БР (по этим трофическим группам биоценозов) на конкретном участке водоема может фактически отражать результаты адаптации биоценозов не к условиям исследуемого участка, а тех участков, которые расположены выше по течению.

При достаточно больших глубинах водоемов целесообразна их дифференциация для целей оценки БР не только в плане, но и по глубине (в частности это относится к среднему и южному Каспию, водоемам достаточно большой глубины и пр.). При этом особый интерес представляют: тонкий поверхностный слой жидкости (в котором биологические процессы часто происходят значительно интенсивнее, чем на глубине) и дно водоема (в силу наличия на нем бентических организмов, не встречающихся в толще воды).

Высшая водная растительность (ВВР) в водоеме может быть отнесена к его биоценозу с некоторыми оговорками. Причина: корни таких растений могут достаточно глубоко уходить в дно, а верхние части – находиться над водой – т.е. формально некоторые части ВВР находятся вне водоема. При этом те участки ВВР, которые расположены непосредственно в водоеме, могут серьезно влиять на структуру водных биоценозов и численность в них различных видов организмов.

Для большинства водоемов биоценозы включает в себя объекты, находящиеся на нескольких трофических уровнях (ТУ): бактериопланктон; фитопланктон, зоопланктон, бентос, рыбы, питающиеся объектами предшествующих ТУ; рыбы-ихтиофаги. Для Каспия также специфическим биообъектом в трофической цепи являются тюлени. Отметим еще земноводных обитателей внутренних водоемов, лягушки, черепахи и пр., которые также оказывают влияние на трофические цепи.

Рыбы и тюлени в силу своей высокой подвижности могут самостоятельно перемещаться между различными местообитаниями (участками), меняя таким образом их БР – не только за счет «непосредственно себя», но и потребляемых организмов. Также БР водоемов в отношении рыб может меняться за счет изъятия их: птицами-ихтиофагами; добычи рыб человеком в рамках любительского и промышленного рыболовства; гибели рыб при загрязнении водоемов токсикантами и по другим причинам. Отметим еще, что изъятие рыб из водоемов (птицами и человеком) может быть селективным, т.е. касаться преимущественно (или целиком) отдельных видов рыб или размерных групп в пределах вида.

2.3 Понимание термина «вид» при оценках БР

В биологии под «видом» обычно понимается популяция организмов, имеющих набор устойчивых отличительных признаков, позволяющих дифференцировать их по отношению к другим видам. В меньшей степени различаются друг от друга «подвиды» одного вида, а в большей – «роды» и «семейства» (более «высокие» классификационные уровни).

При экспериментальных исследованиях численности организмов часто определяются с точностью не до отдельных видов, а более высоких классификационных групп (родов, семейств). Причины этого могут быть различными – в первую очередь ограниченность трудовых ресурсов при сборе и обработке проб. Особенно это касается проб фито- и зоопланктона, для которых определение видов требует работы с микроскопом, использования справочников для классификации организмов и пр.

Если разбор проб осуществлен до «родов» и т.п. оценки БР также возможны, но в качестве «видов» будут использоваться группы видов. Обычно это приводит к некоторому снижению расчетных показателей БР по сравнению с использованием для них непосредственно «видов».

В силу этого при сравнении БР для разных местообитаний или разных моментов времени указание на то, по каким уровням группировки вычислялись индексы БР является существенным.

Другим важным фактором при оценках БР может быть то, насколько отличаются найденные в местообитании виды друг от друга по своим биологическим особенностям и, прежде всего, условиям питания и размножения, размерным характеристикам. Как правило, в публикациях относящихся к методикам оценки БР эти вопросы вообще не рассматриваются в силу их методической сложности, а авторы часто оперируют только с определенной группой видов (в пределах которой и оценивается БР). Однако даже на интуитивном уровне понятно, что при больших отличиях видов друг от друга БР следует считать большим.

Этим вопросам занималась, в частности, Пиелоу [Pielou], которая предложила использовать индексы «иерархического разнообразия». По ее мнению разнообразие сообщества, включающего виды, относящиеся ко многим родам, выше, чем сообщества, в котором большинство видов принадлежит к одному



и тому же роду. Пиелоу формализовала эту концепцию, модифицировав показатель разнообразия Шеннона (см далее), с использованием разнообразий на уровне семейств, родов и видов.

Однако, как указывается в [Мэгарран, с.49] «когда желательнее установить иерархическое разнообразие, для облегчения расчетов и интерпретации результатов, по-видимому, предпочтительнее использовать в расчетах просто богатство родов или семейств (вместо видового богатства)».

Наверное, наиболее принципиальным моментом при оценках БР для водоемов является то, что в них одновременно присутствуют объекты различных ТУ, при этом количества особей для ТУ могут различаться на много порядков. Естественно, что включать все виды в расчеты БР на «равных основаниях» - нельзя. Поэтому, расчет индексов БР целесообразно осуществлять отдельно для объектов на разных ТУ - в виде частных показателей БР.

Однако при этом возникает проблема конструирования интегральных показателей БР для «биоценозов в целом», учитывающих важность отдельных частных показателей. Некоторые возможности в этом направлении будут рассмотрены позже.

2.4 Особенности получения и использования экспериментальных данных для оценки биологического разнообразия водоемов

Как правило, одни только оценки БР не являются целями экспериментальных гидробиологических исследований. Такие оценки используются просто как один из расчетных показателей при обработке данных исследований.

Для получения данных по бактериопланктону, фитопланктону и зоопланктону осуществляется отбор проб воды того или иного объема в месте типичном для местообитания. Подчеркнем, что при этом фактически изучается площадь (или объем) водоема, значительно меньший сопоставляемому этой пробе участка.

Зависимость количества видов в пробе от объема пробы чаще всего носит характера роста с насыщением (т.е. асимптотического приближения к некоторому значению, соответствующего бесконечно большому объему пробы). Таким образом, ограничение объема пробы жидкости в общем случае должно приводить к уменьшению расчетного значения БР.

Обычно работают со стандартными объемами проб на всех местообитаниях (при этом и ошибки, связанные с ограниченностью объемов могут считаться примерно одинаковыми для всех точек взятия проб).

Для варианта, когда объемы проб на разных местообитания различаются, был разработан метод приведения числа видов к стандартному объему пробы [Hulbert, 1971]. Поскольку при этом неясно какие виды «добавятся» к пробе (если фактический объем меньше стандартного) или «уйдут» из пробы (если объем выше стандартного), то метод не может использоваться при расчете БР. Однако полученное (расчетное) число видов может применяться для оценки «видового богатства».

При различиях в объемах проб возможен и иной подход, связанный с построением регрессионного уравнения (РУ) (Например, [Наследов] или [Лакин]) для зависимости «числа видов» от «объема пробы». В этом случае в одном и том же местообитании необходимо взять несколько проб разного объема и на основе таблицы «объем пробы – фактически найденное число видов» построить (с использованием метода наименьших квадратов) РУ – например в виде полинома. При этом РУ будет «сглаживать» экспериментальные значения. Понятно, что таким РУ можно пользоваться для приведения числа видов к стандартному объему пробы лишь для местообитаний относительно близких по своим условиям к тому, для которого было построено РУ.

При взятии проб бентоса размеры проб оцениваются не по объемам жидкости, а по площади поверхности грунта, с которой взяты пробы. При этом по умолчанию считается, что в пробу попадают все бентические организмы (т.е. берется слой грунта по всей глубине, где такие организмы могут обитать). В этом случае также существует проблема неучета редких видов - из-за ограниченного объема пробы (и решаться она может аналогично тому, что описано для объемных проб).

Для получения экспериментального материала по рыбам чаще всего используется траловая съемка определенного участка водоема или аналогичная методика облавливания участка. При этом обычно предполагается, что поймать удастся всех рыб, находящихся на протреливаемом участке. Однако это может быть не так, особенно в отношении крупных рыб, которые способны двигаться со скоростями сопоставимыми или даже превосходящими скорость движения тралов. Таким образом, в этом случае экспериментально обнаруженные концентрации и номенклатура видов рыб могут быть ниже фактических, что будет влиять на индексы БР в сторону их снижения.

Понятно, что площадь исследованных участков (или объемы жидкостей) как правило на много порядков меньше чем те, которые соответствуют исследуемым местообитаниям в целом. Т.е. фактически мы имеем дело с исследованием «генеральной совокупности» выборочным методом [Лакин].



Хотя чаще всего пробы берутся только в единственной точке местообитания, но для повышения объективности результатов целесообразно брать их в нескольких точках. Если такие пробы обрабатывать отдельно, то можно оценить дисперсии воспроизводимости результатов [Лакин]. При высоких уровнях дисперсий может быть целесообразным отказаться от гипотезы о том, что местообитание (для которого взята совокупность проб) следует рассматривать как единое целое и разделить его на отдельные местообитания (распределив соответствующим образом взятые пробы).

Однако нередко при сборе проб их сразу же смешивают после изъятия из водоема, а результаты рассматриваются как усредненные для всей серии (т.е. всего местообитания).

Влияет ли взятие проб на биоценозы? В силу относительно малых объемов проб – практически нет. Возможно, даже большее влияние может оказывать загрязнение водной среды плавсредствами, используемыми при отборе проб в водоемах.

Однако для рыб при больших объемах облавливаемых участков ситуация может быть иной. Поэтому в некоторых случаях целесообразно выпускать пойманных рыб после проведения учетных операций обратно в водоемы. Это не касается исследований, связанных с вскрытием рыб или иных операций, нарушающих жизнеспособность рассматриваемых биообъектов.

Такие исследования могут включать в себя, например, изучение пищевых комков рыб. Отметим, что спектры питания рыб также могут быть оценены индексами БР – если пищевые комки удастся разделить на отдельные компоненты.

Как ясно из приведенного выше материала речь фактически идет об отборе проб биоценозов, находящихся полностью в естественных условиях и сформировавшихся без прямого участия человека.

Однако для оценок БР могут быть полезны и активные эксперименты – как *in situ*, так и *in vitro*. При этом для получения регрессионных уравнений, описывающих зависимость показателей БР от влияющих факторов, могут быть применены методы «теории планирования эксперимента», включая подходы на основе полных факторных планов и реплик (последние – при большом числе факторов) [Ахназарова 1999].

Методы проведения таких активных экспериментов в водоемах должны учитывать длительности реакций биоценозов на вводимые «отклонения» от естественных условий. Как демонстрационные примеры проведения таких активных экспериментов можно указать: оценка БР при установке в море «искусственных рифов» разных типов; оценка БР для нерестилищ при вариантах их мелиорации с использованием различных видов растений; установка в естественных водоемах площадок с грунтами разных типов или с разными уровнями загрязненности (например, для исследований по бентосу). Однако если такие площадки будут слишком быстро заиливаться или покрываться аллювиальными отложениями, то это может полностью исключить влияние задаваемых факторов активного эксперимента.

2.5 Индексы видового богатства, основанные на количестве найденных видов

Простейшим индексом, который может быть применен для оценки видового богатства, является «количество видов» (S), выявленных на конкретном местообитании. При этом не учитываются: количество обнаруженных особей каждого из видов; различия видов по размерам (биомассе); биологическая близость видов и пр.

Как уже отмечалось в случае водных биоценозов целесообразно рассматривать виды, находящиеся на различных ТУ.

Тогда вместо единственного значения «видового богатства» мы будем иметь вектор видовых богатств для каждого из ТУ в виде

$$\{S_i\}_{i=1, \dots, I} \quad (1.1)$$

где I – общее количество групп организмов (ТУ), по которым оцениваются количества видов.

Можно ли построить какой-то интегральный индекс видового богатства (Θ) по совокупности групп для различных ТУ? Очевидно да, но прямое суммирование количеств видов $\{V_i\}_{i=1, \dots, I}$ по всем I группам будет в этом случае неприемлемо. Наиболее простой подход – использование взвешенного усреднения для количества обнаруженных видов

$$\Theta = \frac{\sum_{i=1}^I (W_i V_i)}{\sum_{i=1}^I W_i} \quad (1.2)$$

где $\{W_i\}_{i=1, \dots, I}$ некоторая совокупность весовых коэффициентов для групп; V_i – количество выявленных видов по группам организмов (например, трофическим группам). Предложить унифицированный подход к определению таких весовых коэффициентов достаточно затруднительно. Однако интуитивно ясно, что



они могут быть связаны, например, со средней биомассой для видов в группах (или средней биопродукцией для видов в группах).

В некоторых случаях возможны и экспертные оценки [Анохин] таких весовых коэффициентов, однако они, скорее всего, будут иметь лишь «локальное» применение (для конкретного типа водоемов).

2.6 Индексы видового разнообразия, не использующие распределение численностей особей по видам

В биологических исследованиях широко применяются два индекса этого типа, использующих сочетания количеств выявленных видов (S) и общего числа особей всех видов (N).

Индекс Маргалефа [Margalef]

$$D_{Mg} = (S - 1) / \ln(N) \quad (1.3)$$

В случае водных биоценозов для этого индекса целесообразно раздельное применение его по каждой из выделенных трофических групп, т.к. «смешение» видов, имеющих совершенно разную биомассу, в общем индексе даст не показательные результаты.

При раздельном применении формулы (2.3) для каждой из I групп вместо (1.3) будем иметь серию формул, отражающих частные показатели разнообразия

$$D_{Mg}^{(i)} = (S^{(i)} - 1) / \ln(N^{(i)}) \quad \left. \vphantom{D_{Mg}^{(i)}} \right\}_{i=1 \dots I} \quad (1.4)$$

На основе этих частных показателей разнообразия может быть формально построен интегральный показатель – взвешенным усреднением по I – группам организмов биоценоза

$$D_{Mg}^* = \sum_{i=1}^I (W_{Mg}^{(i)} D_{Mg}^{(i)}) / \sum_{i=1}^I (W_{Mg}^{(i)}) \quad (1.5)$$

Для (3.5) «слабым местом» является (также как и для (2.2)) назначение системы весовых коэффициентов $\left. W_{Mg}^{(i)} \right\}_{i=1 \dots I}$ для различных групп.

Естественно ожидать, что в водоемах при высоком видовом разнообразии нижележащего ТУ будет наблюдаться либо высокий уровень разнообразия для вышележащего уровня, либо на этом верхнем уровне будут находиться виды, которые поливариантны в отношении потребляемых пищевых ресурсов (видов нижележащего трофического уровня).

Индекс Менхиника

$$D_{Mn} = S / \sqrt{N} \quad (1.6)$$

может рассматриваться как альтернативный вариант по отношению к индексу Маргалефа. Для него также возможно обобщение на совокупность трофических групп (аналогично формуле (1.4))

$$D_{Mn}^{(i)} = S^{(i)} / \sqrt{N^{(i)}} \quad \left. \vphantom{D_{Mn}^{(i)}} \right\}_{i=1 \dots I} \quad (1.7)$$

и взвешенное усреднение для нахождения показателя по совокупности групп - по аналогии с формулой (2.5).

Преимуществом индексов Маргалефа и Менхиника является простота, недостатком – то, что они не используют информацию о распределении численностей особей по видам.

Отметим, что эти два индекса не допускают использование в формулах вместо численностей видов их биомасс.

2.7 Индексы доминирования видов в биоценозах

В простейшем случае оценивается доминирование только наиболее многочисленного вида. Для этого используется формула:

$$D_q = K_{\max} / N \quad (1.8)$$

где: D_q - величина индекса доминирования по численности; K_{\max} - количество особей наиболее многочисленного вида; N - количество особей всех видов.

Содержательная интерпретация (1.8) – это оценка относительной значимости в биоценозе наиболее обильного (по численности) вида.

Формула (1.8) допускает использование вместо численностей видов их биомасс. Тогда будем иметь

$$D_b = B_{\max} / B \quad (1.9)$$



где D_b - величина индекса доминирования по биомассе; B_{\max} - максимальная суммарная биомасса одного вида; B - суммарная биомасса всех видов. При этом максимальные численность и биомассу не всегда имеет один и тот же вид.

Возможен также некоторый «гибрид» формул (2.8) и (2.9) в виде

$$D_* = \beta_1 D_q + (1 - \beta_1) D_b \quad (1.10)$$

где: $0 \leq \beta_1 \leq 1$ определяет сочетание весовых коэффициентов для индексов доминирования по численности и биомассе. Здесь опять таки возникает вопрос адекватного обоснования выбора весового коэффициента β_1 , т.к. механически брать $\beta_1 = 0.5$ исходя из равенства «важностей» численностей и биомасс не всегда правильно.

Для водных объектов вместо скалярных величин доминирования приходится работать с векторными (соответственно трофическим группам). При этом формулы (1.8) и (1.9) заменяются на

$$B_q^{(i)} = K_{\max}^{(i)} / N^{(i)} \quad (1.11)$$

$$B_b^{(i)} = B_{\max}^{(i)} / B^{(i)} \quad (1.12)$$

где I – общее количество групп видов; $K_{\max}^{(i)}, B_{\max}^{(i)}$ - максимальные численность и биомасса одного из видов в группе (отметим что эти максимумы могут достигаться для разных видов); $N^{(i)}, B^{(i)}$ - суммарные численности и биомассы видов в i -ой группе.

Аналогичным образом может быть обобщена и формула (1.10)

$$B_*^{(i)} = \beta_1 D_q^{(i)} + (1 - \beta_1) D_b^{(i)} \quad (1.13)$$

Отметим, что в (3.13) целесообразно брать общее значение β_1 для всех « i ».

Помимо численности доминирующего вида при оценке доминирования могут быть использованы и иные подходы. В частности можно брать отношения сумм численностей (или биомасс) двух или трех ведущих (руководящих) видов в биоценозе соответственно к суммарной численности всех видов или к биомассе всех видов. С учетом особенностей водных биоценозов такие отношения целесообразно рассчитывать для каждой из групп видов.

Симпсоном была предложена формула, учитывающая распределение численностей по видам, которую в наших обозначениях можно записать для i -ой группы водных объектов как

$$D_{\text{Simp}(q)}^{(i)} = \sum_{j=1}^{J_i} \left(K_j^{(i)} (K_j^{(i)} - 1) / (N^{(i)} (N^{(i)} - 1)) \right) \quad (1.14)$$

где J_i - количество видов в i -ой группе. Для (1.14) может быть предложена и формула-аналог, которая использует биомассы

$$D_{\text{Simp}(b)}^{(i)} = \sum_{j=1}^{J_i} \left(B_j^{(i)} (B_j^{(i)} - 1) / (B^{(i)} (B^{(i)} - 1)) \right) \quad (1.15)$$

Кроме того, может быть использован «гибридный показатель», доминирования, аналогичный формуле (2.13)

$$D_{\text{Simp}}^{(i)} = \beta_2 D_{\text{Simp}(q)}^{(i)} + (1 - \beta_2) D_{\text{Simp}(b)}^{(i)} \quad (1.16)$$

где $0 \leq \beta_2 \leq 1$.

2.8 Индексы сходства и различия биоценозов

Простейшими являются оценки, основанные просто на наличии или отсутствии видов.

Мера Жаккара (предназначена для работы с качественными данными) определяется формулой

$$C_{jac} = \lambda / (a + b - \lambda) \quad (1.17)$$

где: λ - число видов, которые встречаются хотя бы в одном экземпляре на обоих участках, где берутся пробы; a - общее число выявленных видов на первом участке; b - общее число выявленных видов на втором участке. Преимущество (2.17) – простота, недостаток – не используются данные о численностях (или биомассах) видов.

Отметим, что если сбор данных изначально ориентирован на использование этой формулы для обработки результатов, то трудоемкость получения информации будет значительно ниже, чем в случае, если предполагается определение численностей видов.



Мера Серенсена (для работы с качественными данными)

$$C_{ser} = 2\lambda / (a + b) \quad (1.18)$$

Отметим, что формула (2.17), также как и (2.16), при одинаковых наборах видов в местообитаниях не будет показывать различий между ними, даже если относительные доли видов существенно различаются.

Мера Серенсена (для работы с количественными данными) [Мэгарран]

$$C_{ser(+)} = 2L / (A + B) \quad (1.19)$$

где: **A** – число особей на первом участке; **B** – число особей на втором участке;

L – «сумма меньших из двух обилий видов, встречающихся на обоих участках» [Мэгарран, стр.165].

Мера Мориситы-Хорна (для количественных данных)

$$C_{MX(+)} = \left(2 \sum_{j=1}^{J^*} (K_j^{(1)} K_j^{(2)}) / [d^{(1)} + d^{(2)}] * A * B \right) \quad (1.20)$$

где: $K_j^{(1)}$ – число особей j -ого вида на первом участке; $K_j^{(2)}$ – число особей j -ого вида на втором участке;

J^* – общее количество видов, имеющих хотя бы на одном участке.

$$d^{(1)} = \sum_{j=1}^{J^*} \left(K_j^{(1)} \right)^2 \quad d^{(2)} = \sum_{j=1}^{J^*} \left(K_j^{(2)} \right)^2 \quad (1.21)$$

Рассмотрим теперь методы, тяготеющие к традиционным средствам (формулам) математической статистики.

Пусть необходимо сравнить два местообитания на основе наборов численностей всех видов, каждый из которых присутствует хотя бы в одном местообитании. Для определенности будем осуществлять такое сравнение для i -ой трофической группы биоценозов, для которой данные будем считать представленными в виде двух векторов численностей

$$\left\{ K_j^{(1),(i)} \right\}_{j=1 \dots J^*}; \left\{ K_j^{(2),(i)} \right\}_{j=1 \dots J^*} \quad (1.22)$$

где J^* – размерность вектора, включающего виды с ненулевой численностью хотя бы на одном из двух рассматриваемых местообитаний; верхние индексы (1) и (2) показывают номер местообитания.

С позиций статистического анализа данных для оценки сходства двух биоценозов в пределах одной трофической группы представляется целесообразным использование коэффициента корреляции (КК) по Пирсону [Лакин], который дает значения в интервале от «+1» (что соответствует строгой пропорциональности значений всех видов на двух местообитаниях) до «-1» – максимальное «несходство» видов по количествам на двух местообитаниях.

Для одной трофической группы КК для двух местообитаний может быть рассчитан также по наборам биомасс видов.

Интегральная оценка сходства/несходства двух местообитаний по всем трофическим группам может быть дана также как и раньше взвешенным усреднением КК по всем трофическим группам. При этом слабым местом такого подхода является то, что назначение весовых коэффициентов для таких групп может быть осуществлено по-разному.

Рассматриваемый подход может быть обобщен и на совокупность «**F**» местообитаний в количестве 3 (три) или больше. В этом случае целесообразно вычислить матрицу парных коэффициентов корреляции по Пирсону и посчитать для них среднее арифметическое значение (по нижнему треугольнику квадратной матрицы КК). Заметим, что наборы видов при вычислении парных КК в каждой паре местообитаний могут быть разными (по прежнему исходя из того, что хотя бы в одном из двух местообитаний вид имел ненулевую численность).

Альтернативный вариант – брать для вычисления парных КК величину J^* по числу видов, которые встретились хотя бы в одном местообитании из всех **F** местообитаний. Нам это представляется нерациональным, т.к. в векторах численностей (или биомасс) при сравнении двух местообитаний может быть много пар нулевых значений – если виды отсутствуют на обоих местообитаниях (но присутствуют на каком-то местообитании из числа).

Таким образом, с использованием предлагаемого подхода мы будем иметь оценку сходства/несходства по всему «ансамблю» местообитаний биоценоза.



Рассмотрим еще один подход. Пусть нам необходимо сравнить по количеству особей ряд местообитаний, для определенности в количестве Ω . Найдем вектор средних значений видов по всем местообитаниям

$$\left\{ K_j^{(aver)} = \left(\sum_{\omega=1}^{\Omega} K_j^{(\omega)} \right) / \Omega \right\}_{j=1 \dots J^{**}} \quad (1.23)$$

где J^{**} - общее количество видов, которые встречаются хотя бы на одном местообитании.

Проведем нормирование фактических количеств видов для каждого местообитания на эти средние значения.

$$K_j^{(\omega)(norm)} = K_j^{(\omega)} / K_j^{(aver)} \quad \left\{ \right\}_{j=1 \dots J^{**}} \quad \left\{ \right\}_{\omega=1 \dots \Omega} \quad (1.24)$$

При этом становится наглядно видно, в каких местообитаниях численности видов превышают средние значения по совокупности местообитаний.

Еще один подход для оценки меры сходства/несходства двух биоценозов для одной трофической группы может основываться на представлении векторов $\left\{ K_j^{(1),(i)} \right\}_{j=1 \dots J^*}$ и $\left\{ K_j^{(2),(i)} \right\}_{j=1 \dots J^*}$ в виде точек в многомерном пространстве размерностью J^* с ортогональными осями. Тогда расстояние между этими двумя точками в евклидовой метрике будет определять степень различия биоценозов

$$R^{*(A)} = \sqrt{\sum_{j=1}^{J^*} (K_j^{(1),(i)} - K_j^{(2),(i)})^2} \quad (1.25)$$

Последняя формула предполагает по умолчанию, что виды сопоставимы по биомассе. Аналог формулы (3.25) может быть записан и для использования биомасс вместо численностей.

Важно отметить, что в случае пропорционального количества численностей видов на двух местообитаниях формула (1.25) все равно будет давать ненулевое расстояние. Поэтому, если необходима оценка отличий в структуре биоценозов (в пределах трофической группы), то целесообразно перейти от абсолютных численностей видов к их долям. Тогда (3.25) заменяется на

$$R^{*(O)} = \sqrt{\sum_{j=1}^{J^*} (K_{j(r)}^{(1),(i)} - K_{j(r)}^{(2),(i)})^2} \quad (1.26)$$

где

$$\left\{ K_{j(r)}^{(1),(i)} = K_j^{(1),(i)} / \sum_{j=1}^{J^*} K_j^{(1),(i)}; K_{j(r)}^{(2),(i)} = K_j^{(2),(i)} / \sum_{j=1}^{J^*} K_j^{(2),(i)} \right\}_{j=1 \dots J^*} \quad (1.27)$$

Формулы аналогичные (1.26), (1.27) могут быть предложены и для оценок на основе биомасс видов.

Описанный подход может быть распространен также на совокупность групп для разных трофических уровней с использованием «взвешенного усреднения» по группам (см выше).

Если значения численностей (или биомасс) для двух местообитаний независимы друг от друга ранжировать по убыванию (предполагается что в ряды включены все виды, которые встречаются хотя бы на одном местообитании), то для сравнения видового состава местообитаний может быть использован «ранговый коэффициент корреляции» по Спирмену [Лакин]. Однако считается, что он обладает меньшей «разрешающей способностью» по сравнению с обычным коэффициентом корреляции (по Пирсону). Таким образом, ранговый коэффициент корреляции предпочтительно использовать, когда затруднительно определить точное количество видов, но можно оценить соотношения их численностей (или биомасс).

В графической форме местообитания можно сравнивать по наборам абсолютных значений для численностей видов с помощью лепестковой диаграммы (по терминологии MsExcel). Если же перейти от абсолютных численностей видов, к долям численностей (абсолютные значения нормируются на сумму количеств всех особей на каждом местообитании), то с помощью лепестковой диаграммы можно сравнить видовые «структуры» сообществ.

При наличии данных по многим местообитаниям может быть также проведена их кластеризация с использованием одного из методов объединения точек в кластеры в многомерном пространстве (координаты точек определяются наборами численностей видов для каждого местообитания) – например, может использоваться метод «К-средних» [Дюк].



2.9 Индексы разнообразия, учитывающие распределения численностей и биомасс по видам

В данном разделе будет рассмотрено несколько наиболее часто используемых индексов и оценены их возможности с учетом особенностей водных биоценозов.

Индекс Макинтоша [Мэгарран]. Как и ранее численности видов в одном местообитании представим в виде точки в многомерном пространстве с ортогональными осями. Расстояние этой точки от начала координат (т.е. от «ситуации» когда все виды отсутствуют) как раз и определяет степень БР в индексе Макинтоша

$$D_{\text{Mac}}^{(i)} = \sqrt{\sum_{j=1}^{J_i} (K_j^{(i)})^2} \quad (1.28)$$

Таким образом, два местообитания могут иметь одинаковые индексы разнообразия по Макинтошу, но при этом расстояние точек, соответствующих этим местообитаниям в многомерном пространстве может быть ненулевым (и при этом различным). Поэтому разница между индексами Макинтоша двух местообитаний, оцененная по формуле (2.28) не определяет «расстояние» между ними по формуле типа (2.25) – оно может быть различным. Следовательно оценки по (2.25) имеют самостоятельное значение.

Переход к оценке БР одного местообитания по данным для одной трофической группы к данным по нескольким группам может быть сделан аналогично тому, что было представлено выше.

Индекс Симпсона ($D_{\text{Simpson}}^{(i)}$) принято относить к информационно-статистическим индексам. Для i -ой трофической группы

$$D_{\text{Simpson}(q)}^{(i)} = 1 - \sum_{j=1}^{J_i} p_{j(q)}^{(i)}; \quad p_{j(q)}^{(i)} = K_j^{(i)} / \sum_{j=1}^{J_i} K_j^{(i)} \quad (1.29)$$

Формула (3.29) может быть записана также для биомасс

$$D_{\text{Simpson}(b)}^{(i)} = 1 - \sum_{j=1}^{J_i} p_{j(b)}^{(i)}; \quad p_{j(b)}^{(i)} = B_j^{(i)} / \sum_{j=1}^{J_i} B_j^{(i)} \quad (1.30)$$

На практике оценка осуществляется в основном по численностям видов, а не по их биомассам. По крайней мере для планктонных организмов это связано с тем, что просто подсчитать количество особей проще, чем разделить их на виды, а затем взвесить всех особей конкретной группы соблюдая все методические правила, в т.ч. в отношении удаления излишней жидкости.

Для оценок может быть использован «гибридный» вариант на основе формул (1.29) и (1.30), аналогичный формуле (1.10).

$$D_{\text{Simpson}(*)}^{(i)} = \beta_3 D_{\text{Simpson}(q)}^{(i)} + (1 - \beta_3) D_{\text{Simpson}(b)}^{(i)} \quad (1.31)$$

где $0 \leq \beta_3 \leq 1$. Его применение осложняется тем, что β_3 может быть выбрано неоднозначно. В простейшем случае можно взять $\beta_3 = 0.5$. Однако если учесть, что точности определения биомасс обычно ниже (причины см. выше), то целесообразно выбирать $\beta_3 > 0.5$.

Максимальное значение показателя разнообразия по Симпсону соответствует случаю, когда доли численностей всех видов в трофической группе биоценоза одинаковы. При этом

$$D_{\text{Simpson}(q)}^{(i)} = S(S-1) \quad (1.32)$$

Если же доля одного вида стремится к «1», а остальных к нулю (абсолютное доминирование вида), то $D_{\text{Simpson}(q)}^{(i)} \Rightarrow 0$.

Зависимость диапазона изменения $D_{\text{Simpson}(q)}^{(i)}$ от числа видов в биоценозе затрудняет сравнение по показателю Симпсона биоценозов на разных местообитаниях, что следует считать недостатком этого показателя.

Подчеркнем, что описанный индекс построен на основе долей численностей видов и никак не отражает то, насколько много особей было найдено всего на местообитании. Следовательно, сравнения биоценозов на основе этого индекса фактически относятся к сравнению их структур, а не видовых обилий.



Альтернативой показателю Симпсона является использование показателя Шеннона, который обычно увязывается с «количеством информации»

$$H_{(q)}^{(i)} = 1 - \sum_{j=1}^{J_i} p_{j(q)}^{(i)} * \ln(p_{j(q)}^{(i)}) \quad (1.33)$$

Для этого индекса, также как и для показателя Симпсона, могут:

- использоваться биомассы вместо численностей;
- применяться гибридная формула на основе численностей и биомасс видов.

Минимальное значение для (2.33) равно «0», также как и для показателя Симпсона. К нему происходит приближение при абсолютном доминировании одного из видов. Максимальное же значение (1.33) составляет по [Федоров, Pielou] величину «ln(S)». Таким образом, по (1.33) также неудобно сравнивать биоценозы с разным числом видов (на разных местообитаниях или на одном местообитании, но в разные моменты времени).

Согласно [Margalef] величина показателя разнообразия по Шеннону обычно находится в диапазоне 1.5...3.5 и очень редко превышает 4.5.

Еще одной альтернативой измерения БР является использование показателя Бриллюэна [Pielou]

$$D_{\text{Bril}(q)}^{(i)} = \left(\ln N! - \sum_{j=1}^{J_i} \ln(K_j^{(i)}!) \right) / N \quad (1.34)$$

Считается, что этот индекс также редко превышает значение 4.5. Согласно [Магеран, с.43-44] показатель Бриллюэна целесообразно применять: либо когда нельзя гарантировать случайный характер выборки, либо если учтены все особи сообщества.

Упомянем также метод «объединенных квадратов Пиелоу» [Pielou], также рассчитанный на оценку разнообразия в случае, когда случайность выборки не может быть гарантирована.

Для того, чтобы исключить зависимость показателей разнообразия от численности видов, был предложен показатель выровненности (эквитабельности) для $H_{(q)}^{(i)}$ [Pielou], представляющий собой отношение значения показателя Шеннона к его максимально возможному значению

$$E_{(q)}^{(i)} = H_{(q)}^{(i)} / \ln S \quad (1.35)$$

Минимальное значение для показателя выровненности $E_{(q)}^{(i)}$ как и ранее равно «0», а максимальное – «1» и таким образом не зависит от числа видов в биоценозе. Это позволяет сравнивать биоценозы с разным числом видов.

В [Магеран, с.44] представлена также формула для перехода к «выровненности» с использованием нормировки показателя Бриллюэна на его максимальное значение

$$D_{\text{Bril}(q)}^{(i)(\max)} = (1/N) \ln \left(N! / ([N/S]!)^{S-r} * (([N/S] + 1)!)^r \right) \quad (1.36)$$

где: $[N/S]$ - целая часть отношения N/S ; $r = N - S[N/S]$.

Нормированное значение показателя Бриллюэна, также как и показатель эквитабельности на основе индекса Шеннона, может изменяться в пределах от «0» до «1».

Рассмотрим теперь возможность использования информации, заключенной в наборе численностей видов, ранжированных по убыванию. Представляется естественным аппроксимировать зависимость доли численности (или биомассы) вида на местообитании в зависимости от его места в ранжированном ряду зависимостью в виде

$$Q_1 = \varepsilon_1 * \exp(-(n-1)\varphi_1) \quad (1.37)$$

где n – порядковый номер вида в ранжированном ряду численностей (или биомасс).

Подбор значений коэффициентов ε, φ в (1.37) для оптимальной аппроксимации фактических значений долей численностей целесообразно выполнять по методу наименьших квадратов [Наследов; Лакин]. Это также может быть сделано в MsExcel с помощью средства «поиск решения». Однако адекватно отражать существующую зависимость (1.37) будет только в случае высоких значений R^2 фактора (что соответствует небольшому разбросу экспериментальных точек от аппроксимирующей кривой). Поэтому при «плохом» качестве аппроксимации (низкие значения R^2 фактора) формула (1.37) будет не показательной.

Преимущество (1.37) по сравнению с приведенными индексами в виде скалярных значений - наличие двух параметров вместо одного. При этом второй параметр (φ) характеризует «скорость спада»



долей численностей в ранжированном ряду. Следовательно, чем φ выше, тем обычно больше показатель доминирования (а, следовательно, меньше показатель разнообразия).

Помимо (1.37) для аппроксимации распределения видов по долям численности на одном местообитании могут быть использованы и иные двухпараметрические зависимости. Например

$$Q_2 = 1/(\varepsilon_2 + n\varphi_2) \quad (1.38)$$

В отношении возможности использования формулы (2.38) необходимо сделать те же замечания, что и по предыдущей формуле (1.37).

При возможности выбора аппроксимирующей формулы из альтернатив целесообразно ту, которая дает более высокое значение R^2 (при оптимальном подборе параметров в формуле).

2.10 Некоторые специальные методы для оценки β разнообразия (дифференцирующего разнообразия)

Разнообразие этого типа характеризует степень различия или сходства биоценозов ряда местообитаний с точки зрения видового состава. При этом типично нахождение местообитаний вдоль некоторого профиля перемещения (трансекта) или «средового градиента». Для водных биоценозов такими профилями могут в частности быть:

- линия перпендикулярная берегу водоема (рационально использовать если форма берега в плане достаточно гладкая, или надо брать перпендикуляр к «сглаженной» линии);
- линия направленная от места впадения реки в море по направлению к «центру» моря;
- линия, соответствующая изолинии глубины в водоеме и пр.

Особым случаем может быть «временной профиль» биоценоза, соответствующей одной точке в пространстве.

Чем меньше имеется общих видов в сообществах (биоценозах) в разных местообитаниях, тем выше β разнообразие. Таким образом, речь идет не о внутреннем БР отдельных биоценозов, а о сравнении биоценозов друг с другом.

Обычно используется шесть мер такого разнообразия.

Мера β_W Уайттекера [Whittaker]

$$\beta_W = (S/\alpha) - 1 \quad (1.39)$$

где α - «среднее видовое богатство выборок стандартного размера».

Понятно, что $\beta_W \geq 0$ и чем β_W больше, тем значительнее различаются между собой «точки» вдоль профиля по видовому составу.

Недостаток (2.38) – индекс «реагирует» только на изменения видового состава, но не численности (или биомассы) видов.

Мера β_C Коуди [Cody] предложена для оценки изменений вдоль средового градиента

$$\beta_C = \frac{g(H) + l(H)}{2} \quad (1.40)$$

где: $g(H)$ - число видов прибавившееся вдоль градиента местообитаний, а $l(H)$ - число видов утраченное на том же профиле (трансекте). При этом неоднозначным может быть выбор фактора, по которому проводится профиль. В частности для водоемов это может быть: глубина; соленость; скорость течения и пр.

Если (1.40) рассчитывается только по начальной и конечной точкам, то может быть целесообразным нормирование результата на:

- геометрическую длину профиля в плане;
- величину изменения параметра (фактора), по которому проводится профиль.

Однако возможно и модификация (2.40) для оценки изменчивости структуры видов (G) вдоль профиля. При этом можно просуммировать изменения для всех пар последовательных точек вдоль профиля (M) и разделить полученную сумму на общее число таких пар

$$\beta_C^{(m;m+1)} = \frac{g(H)^{(m;m+1)} + l(H)^{(m;m+1)}}{2} \quad (1.41)$$

$$G = \left(\sum_{m=1}^{M-1} \beta_C^{(m;m+1)} \right) / (M-1) \quad (1.42)$$



При этом (3.42) также как и для предыдущего индекса (1.40) можно нормировать на величину изменения параметра определяющего профиль (в частности, на длину профиля).

Индексы (1.40) и (1.41), (1.42) можно использовать также и для «профиля по времени», в том числе для оценок изменений биоценозов, связанных с возрастанием техногенной нагрузки на участок водоема.

Меры $\beta_R, \beta_I, \beta_E$ Ратледжа [Routledge]

Первый индекс (β_R) учитывает, как считается [Routledge], общее видовое богатство и степень совпадения видов

$$\beta_R = \frac{S^2}{(2r + S)} - 1 \quad (1.43)$$

где: S как и ранее общее число видов во всех выборках; r – «число пар видов с перекрывающимся распределением». Таким образом этот индекс также «не чувствителен» к изменениям численностей видов на местообитаниях (если виды не исчезают полностью).

Второй индекс Ратледжа был упрощен Уилсоном и Шмидой для «качественных» данных и равных по величине размеров выборок

$$\beta_I = \log(T) - [(1/T) \sum_{i=1}^S e_i \log(e_i)] - [(1/T) \sum_{j=1}^M V_j \log(V_j)] \quad (1.44)$$

где: S – общее число видов; M – общее число выборок (точек взятия проб) вдоль трансекта (профиля); e_i – число выборок (точек взятия проб) вдоль трансекта, в которых представлен i -ый вид; V_j – видовое богатство j -ой выборки

$$T = \sum_{i=1}^S e_i \quad (1.45)$$

Таким образом (2.44) оценивает совокупность точек по трансекту (профилю) в целом.

Третий индекс Ратледжа

$$\beta_E = \exp(\beta_I) - 1 \quad (1.46)$$

является по существу экспоненциальной формой второго индекса

Мера Уилсона и Шмида [Wilson, Shmida] фактически является развитием меры Коуди, за счет введения нормировки последней на среднее видовое богатство выборок, входящее в меру Уайтеккера (1.38)

$$\beta_C = \frac{g(H) + l(H)}{2\alpha} \quad (1.47)$$

Для (3.47) возможны те же обобщения, что и для меры Коуди, которые представлены выше.

Отметим, что если рассматривать показатели видового богатства вдоль трансекта (профиля) как обычный числовой ряд, то для него могут быть использованы и традиционные статистические характеристики:

- среднее квадратическое отклонение от среднего значения;
- коэффициент вариации;
- показатель асимметрии распределения;
- показатель эксцесса.

Итак, сделаем **выводы**. 1) В данной статье представлено достаточно много различных показателей, позволяющих оценивать БР и смежные характеристики отдельных местообитаний, а также сравнивать местообитания друг с другом. 2) К сожалению, в настоящее время в работах по гидробиологии (да и экологии) даже наиболее важные показатели БР (Шеннона, эквитабельности на основе показателя Шеннона) используются относительно редко. 3) Для комплексной характеристики «биологической ситуации» на местообитании целесообразно использовать показатели БР в сочетании с общей биомассой организмов, по которым рассчитывается БР. Другие возможности, включая предложенные в настоящем разделе, нуждаются в практической апробации.

Библиографический список

1. Близнец И.А., Леонтьев К.Б. Авторское право и смежные права. - М.: Проспект, 2009 - 416с.
2. Брумштейн Ю.М. Базы данных и некоторые смежные объекты. Анализ понимания терминов в законодательстве и сфере информационных технологий. //Интеллектуальная собственность. Авторское право и смежные права. №1, 2009, С.8-18.



3. Лакин Г.Ф. Биометрия. – М.:Высшая школа, 1973 – 343с.
4. Усманов Б.М. Общие принципы оценки экологического состояния окружающей среды. /Современные аспекты экологии и экологического образования. Материалы Всероссийской конференции. 19-23 сентября 2005 г.Казань, 2005.- С.381-383.
5. Учитель Ю.Г., Терновой А.И., Терновой К.И. Разработка управленческих решений.-М.:ЮНИТИ:ДАНА, 2008.-383с.
6. Федоров В.Д., Гильманов Т.Г. Экология. М.:Изд-во МГУ, 1980, 464с.
7. Черноруцкий И.Г. Методы принятия решений.-СПб.:БХВ-Петербург,2005.-416с.

Bibliography

1. Bliznetz I.A. Leontyev K.B. Copyright and adjacent rights. - M.: Prostect, 2009-416p.
2. Brumstein YU.M. Databases and some adjacent objects. The analysis of understanding of terms in the legislation and the sphere of information technologies. // Intellectual property. Copyright and adjacent rights. No. 1, 2009, P. 8-18.
3. Lakin G.F. Biometrics. – M.:Vysshly Shkola, 1973 – 343p.
4. Usmanov B. M. General principles of the assessment of the environment ecology. / Modern aspects of ecology and ecological education. Materials of the All-Russian Conference. September 19-23, 2005 Kazan, 2005. – P. 381-383.
5. Uchitel Yu.G., Ternovy A.I., Ternovy K.I. The development of administrative decisions. - M.: Yuniti:DAANA, 2008. – 383p.
6. Fedorov V.D., Gilmanov T.G. Ecology. M.: Typography of the Moscow State University, 1980, 464p.
7. Chernorutsky I.G. Decision-making methods. - SPb.:BHV-Petersburg, 2005. – 416p.

УДК502/504+551/4 (262/81)

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ В КАРТОГРАФИРОВАНИИ ОСТРОВОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОЙ ЧАСТИ КАСПИЙСКОГО МОРЯ

© 2013. Курамагомедов Б.М., Абдурахманов Г.М., Абдурахманов А.Г., Теймуров А.А.,
Нахибашева Г.М., Курбанова Н.С., Меликова Н.М., Грикурова А.А., Иванушенко Ю.Ю.,
Дагестанский государственный университет

В статье рассматриваются возможности методов геоинформационного картографирования для изучения особенностей островов Чечень и Тюлений. Излагается методика составления цифровых базовых карт и создание базовых тематических слоев для создания геоинформационной системы.

The article dealt with the possibilities of the methods of geoinformation mapping to study peculiarities of the Islands Chechen and Tuleny. Also in the article presents a technique of drawing up of digital base maps and the creation of the base of thematic layers to create a geoinformation system.

Ключевые слова: базовая карта, острова Каспийского моря, цифровые изображения, геоинформационные системы.

Keywords: base map, Islands of the Caspian sea, digital imagery, geoinformation systems.

Введение. Создание геоинформационных систем (ГИС) различного тематического содержания начинается с создания картографической основы изучаемого объекта. С проблемой построения ГИС связан и выбор базовой карты, которая служит каркасом для географической привязки и координирования всех данных, поступающих в ГИС, взаимного совмещения информационных слоев и последующего анализа с применением оверлейных операций [2]. От точности и корректности такой основы зависят результаты, получаемые в ходе исследований.

Цель данной работы – построение наиболее точной и корректной электронной базовой карты островов Тюлений и Чечень для дальнейшего его использования при тематических исследованиях биогеографической направленности.

Материалы и методы. Исходным материалом для построения электронных базовых карт служат данные аэрокосмических съемок. В качестве основных источников для изучения изменений береговой линии и почвенно-растительного покрова использованы цифровые снимки со спутников Landsat. В каталогах архивных данных Landsat содержатся снимки с начала 1970-х (1972 г.) до 2012-