

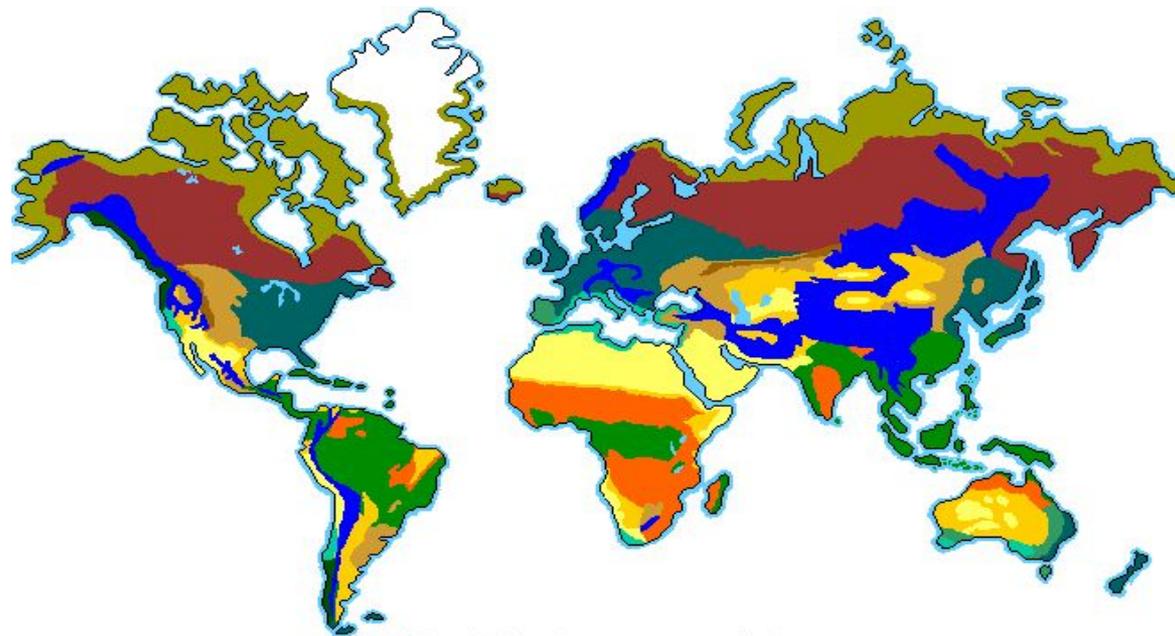
Биологический мониторинг

Тема 6

Надорганизменный уровень биомониторинга

Надорганизменный уровень мониторинга

- Рассматривает процессы, происходящие на экосистемном уровне.
- Чаще всего объект изучения определяется по территориальному признаку, по особенностям ландшафта, по комплексу гидрологических характеристик, часто с учетом административного деления.



Click underlined ecosystems to find out more!

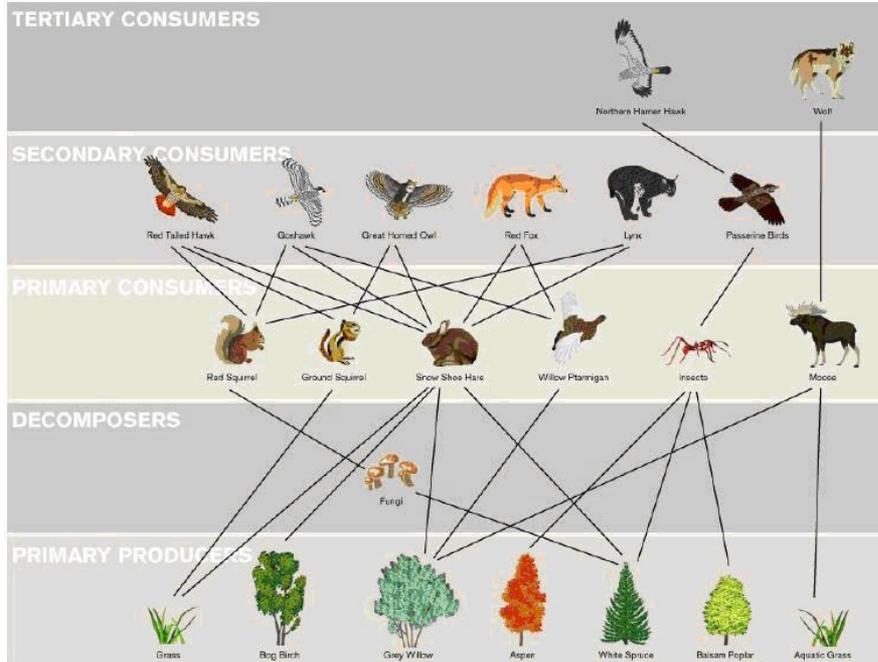
 [Tropical Rainforest](#)
 [Grasslands](#)
 [Desert](#)

 Deciduous
 [Tundra](#)
 [Coniferous Forest \(Taiga\)](#)

 Chaparral
 [Savanna](#)
 Alpine

Надорганизменный уровень мониторинга

- Это могут быть сложившиеся биоценотические комплексы, теоретически вся экосистема в целом.
- Основное внимание уделяется тем связям, которые объединяют в единое целое популяции и сообщества, в первую очередь функциональным отношениям. Это изучение дополняется данными популяционного мониторинга, как правило, охватывающего ключевые виды, а также данными физико-химического мониторинга, который учитывает неоднородность распределения абиотических факторов.



Надорганизменный мониторинг

- Экосистемный мониторинг обычно не направлен на задачи обнаружения и идентификации неблагоприятных факторов, предполагается, что они известны и охарактеризованы традиционными методами физико-химического мониторинга.
- Задачи, которые выполняет надорганизменный биомониторинг – оценка последствий воздействия известных факторов и прогноз, как будет меняться биота экосистемы при сохранении нагрузки.



Надорганизменный мониторинг

- Этот тип биологического мониторинга имеет наиболее продолжительную программу наблюдений, что связано в первую очередь с многообразием связей и многообразием компенсаторных механизмов в экосистеме.
- Это ведет к тому, что изменения на экосистемном уровне проявляются очень медленно, с большим запозданием. С одной стороны это позволяет исключить воздействие незначительных по своим последствиям неблагоприятных факторов и определять лишь те, изменение которых действительно соответствует масштабам изменения экосистемы.



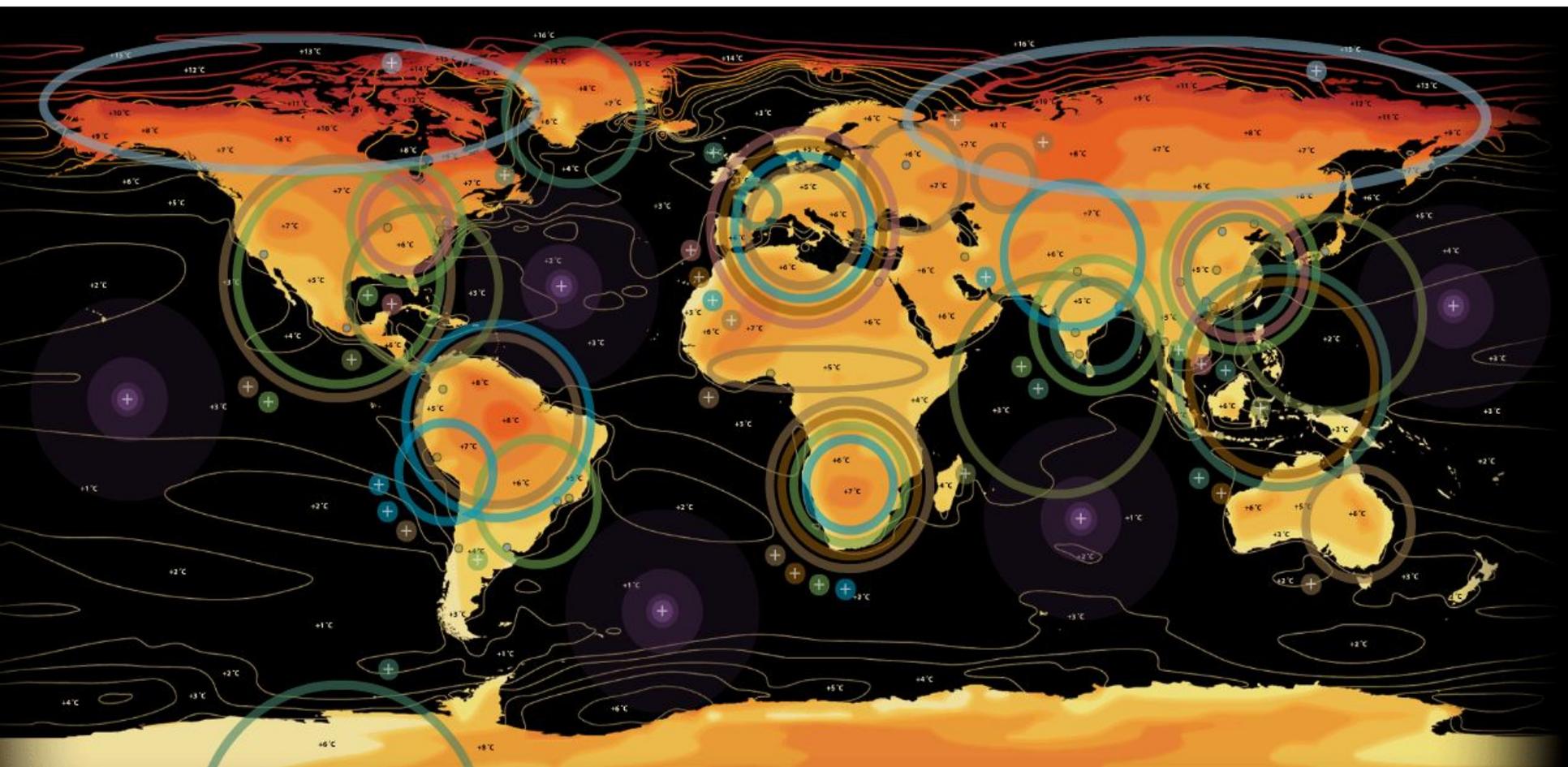
Надорганизменный мониторинг

- С другой стороны, запаздывание ответной реакции затрудняет ее интерпретацию. Если причина и следствие разделены годами, то требуется доказать эту связь и вычлнить естественный вклад экосистемы.
- Надорганизменный мониторинг также тесно связан с биосферным мониторингом, устанавливающим долгосрочные тенденции, связанные с изменением климата, геохимическими изменениями, влиянием фона химических элементов.



Надорганизменный мониторинг

- Повышение температуры всего на 4 градуса

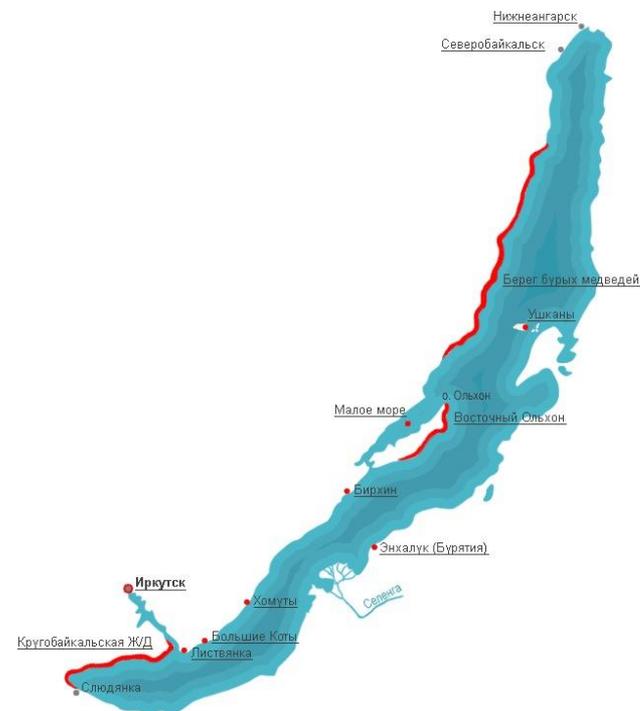


Самые проблемные регионы выделены на карте разноцветными кругами, в соответствии с проблемой: **коричневым** – лесные пожары; **светло-зеленым** – снижение урожайности; **синим** – недостаток пресной воды; **зеленым** – повышение уровня моря; **фиолетовым** – снижение продуктивности океана; **темно-коричневым** – засухи; **голубым** – таяние ледников; **темно-зеленым** – тропические ураганы; **красным** – особенно резкое повышение температуры



Надорганизменный мониторинг

- Реже стоит задача полной комплексной оценки сложившейся экосистемы, т. к. она слишком масштабна и требует изучения всех элементов биосферы.
- Система экосистемного мониторинга декларируется лишь для некоторых уникальных комплексов, например, для оз. Байкал, где наблюдения охватывают период более чем в 60 лет.



Надорганизменный мониторинг

- Чаще изучение сложившихся биоценозов решает более узкие задачи, например, оценки состояния объектов сельского хозяйства, объектов рекреационного назначения, памятников природы или наблюдения за воздействием на окружающую среду отдельного предприятия.
- В этих случаях происходит сознательное упрощение. Среди многообразия выбирают большое, но конечное число видов – это так называемые показательные виды, они должны соответствовать различным трофическим уровням и представлять все основные структурные звенья экосистемы. Изменение их численности, ареалов и т.д. используется в качестве показателей, характеризующих экосистему в целом. Оценка показательных видов сопровождается сбором информации о химическом составе окружающей среды и комплексе физических факторов.
- Согласованные изменения биотических и абиотических показателей является основанием для вывода о наличии неблагоприятного воздействия и его степени.



Критерии оценки качества экосистем



Критерии оценки качества вод по данным гидробиологического анализа

Общие подходы в разработке количественных методов гидробиологического контроля базируются на следующих двух принципах и представлениях:

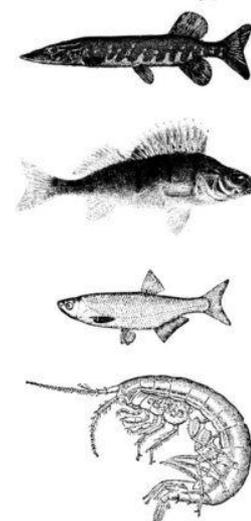
- **функциональное** (балансовое, или продукционно-энергетическое) направление, изучающее продукционный метаболизм вещества и энергии в водоемах;
- **структурное** (популяционное) направление, оценивающее целостность структуры экосистемы и ее отдельных компонентов на всех уровнях.

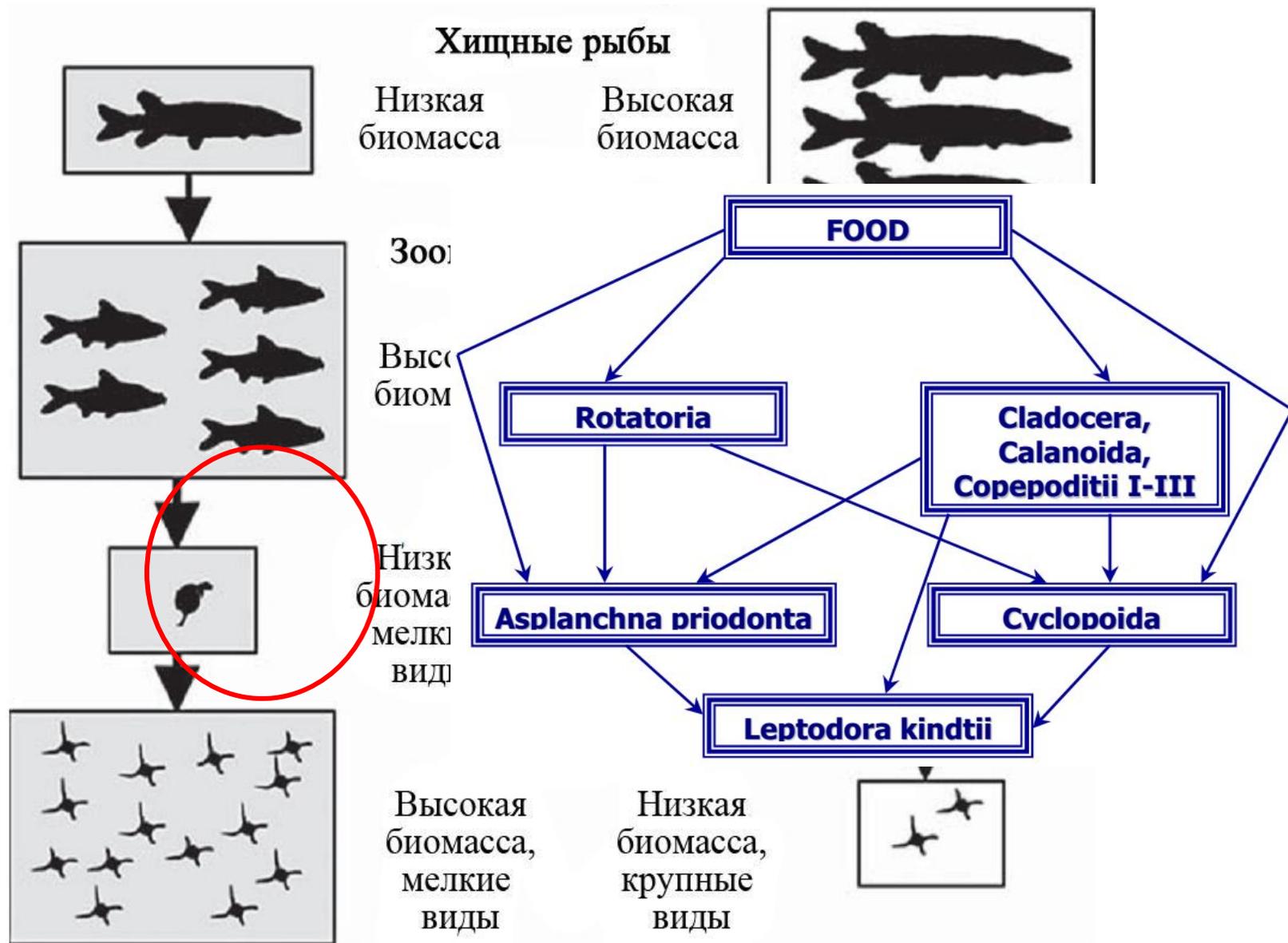


Продукционно-энергетическое направление

В общем случае основано на следующих концепциях:

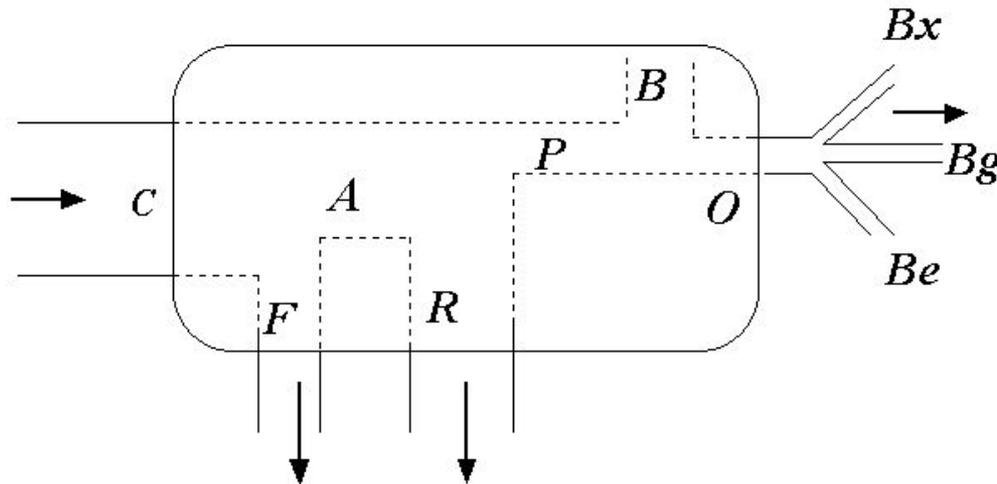
- рассматривается экосистема идеального замкнутого водоема, которая условно делится на N блоков, называемых, например, «трофическими уровнями» и нумеруемых следующим порядком: 1 – продуценты, 2 – фитофаги, 3 – хищники первого порядка и т.д. (названия и уровень детализации этих блоков достаточно произвольны и зависят от многих субъективных факторов);
- назначаются связи между выделенными блоками (трофические связи между трофическими уровнями), которым ставятся в соответствие разного рода математические уравнения (дифференциальные, конечно-разностные, статистические), выведенные авторами на основе некоторых исходных предположений и призванные дать конкретное количественное выражение потокам вещества и энергии между связываемыми блоками;
- блоки, связи между ними и системы уравнений образуют модель функционирования водного биоценоза, которая может быть решена относительно данных гидробиологических исследований конкретных водоемов.





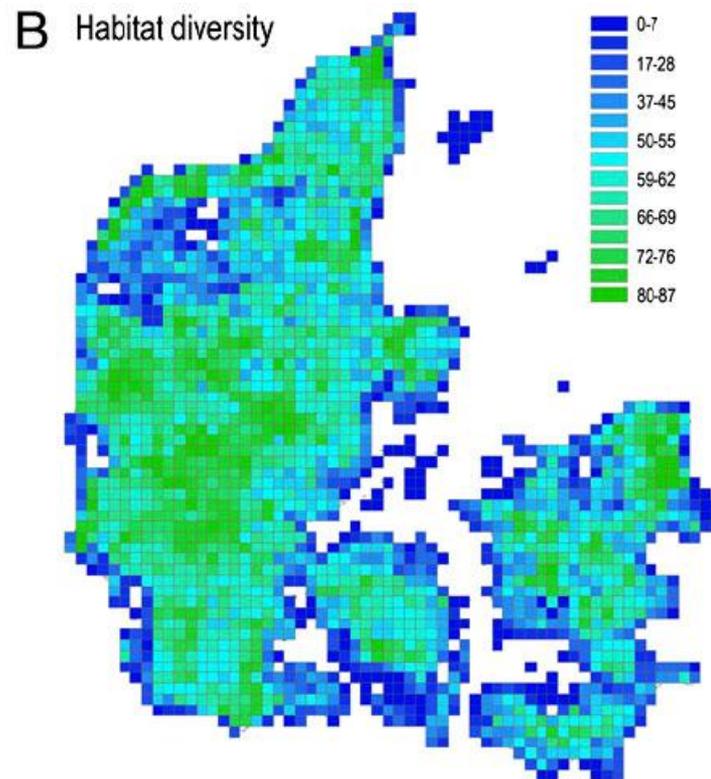
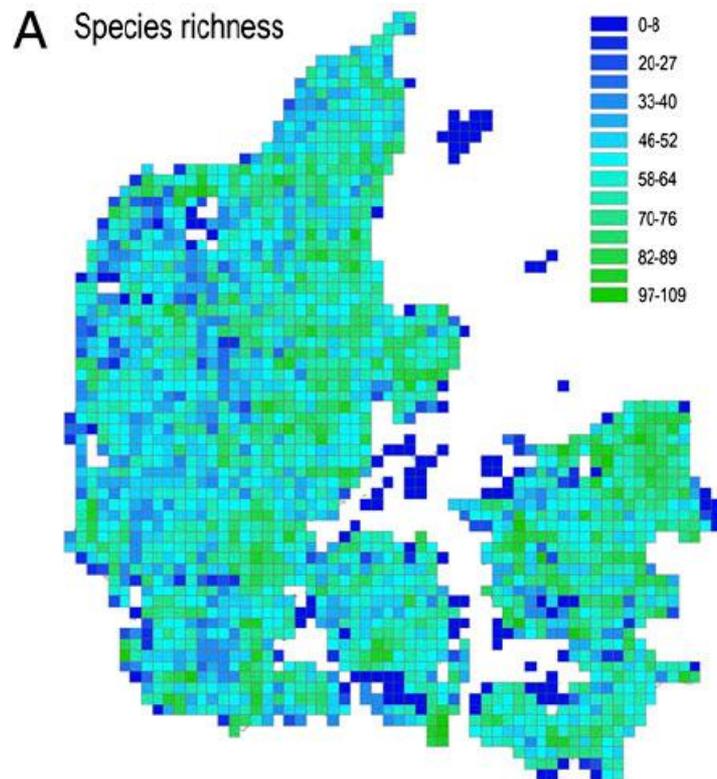
Продукционно-энергетическое направление

- Концепция трофических уровней использования вещества и энергии, при всей своей определенной схематичности и условности, дает возможность получить количественное представление о соотношении биомасс, продукций, пищевых потребностей и участия в органической деструкции каждой из групп-утилизаторов, что может быть представлено в виде биотического баланса.
- Разумеется, оценка экологического состояния водной системы по функциональным параметрам целиком зависит от тщательности детализации и адекватности разработанных моделей, объективности при интерпретации результатов и требует наличия квалифицированных специалистов в области системной аналитики.



Структурное (популяционное) направление

- **Популяционный подход**, напротив, основывается на простых «индексах», с помощью которых оценивают видовое богатство и биоразнообразие водных сообществ и делаются выводы о вероятности наличия «экологических модификаций».



Гидробиологические данные и расчетные индексы

Показатели можно разделить на:

- **простые**, непосредственно характеризующие какой-либо индивидуальный компонент экосистемы (например, численность, биомасса, число видов в сообществе);
- **комбинированные**, отражающие компоненты с разных сторон (например, видовое разнообразие учитывает как число видов, так и распределение их обилия);
- **комплексные**, использующие сразу несколько компонентов экосистемы (например, продукция, самоочищающая способность, устойчивость).

Комбинированные и комплексные показатели принято обобщенно называть «**индексами**».

Гидробиологические данные и расчетные индексы

- Если используемые индексы адекватно отражают высокую чувствительность некоторых сообществ реагировать на воздействие поступающих в водоем загрязняющих веществ, то они позволяют достаточно надежно выявлять изменения, происходящие в экосистеме водоема, не замеченные за долгое время другими методами.
- В частности, индексы, основанные на планктонных организмах, из-за короткой продолжительности жизни последних, пригодны для оперативной оценки обстановки, поскольку могут быстро реагировать на поступление в водоем токсичных веществ.
- Индексы, основанные на бентосных организмах, из-за большей продолжительности жизни представителей бентоса могут отражать экологическое состояние за более длительный интервал времени, как бы интегрируя условия существования.



VS



Гидробиологические данные и расчетные индексы

Исходя из принципа приоритета первичных данных, основным результатом гидробиологического мониторинга являются три основных показателя:

- **плотность видов S** – оценка числа видов (видового разнообразия), характерная для данной точки экосистемы;
- **плотность организмов N** – численность особей каждого вида, приходящаяся на единицу размера экосистемы (m^3 , m^2 , m);
- **плотность биомассы B** – масса особей каждого вида, приходящаяся на пространственную единицу экосистемы.

Гидробиологические данные и расчетные индексы

- Каждый из перечисленных показателей или их различные комбинации являются основой для построения многих теорий, критериев и методов оценок качества некоторой гидробиологической субстанции (либо водоемов в смысле их утилитарного водохозяйственного предназначения, либо сообществ водных организмов с целью сохранения биоразнообразия и «экологической производительности»). Значительная часть индексов и способов их использования представлена в руководствах Гидромета, подготовленных коллективом авторов под редакцией В.А. Абакумова, однако, эти данные недостаточно полны и критичны.
- Последний отечественный обзор методов биологического мониторинга выполнен почти 30 лет назад А.В. Макрушиным и стал библиографической редкостью. Новый квалифицированный критический обзор был сделан А.И. Бакановым, который цитирует свыше 60 методов мониторинга, включающих различные характеристики зообентоса, но вследствие ограниченности объема этой статьи им не приводится самая важная деталь – математический аппарат, используемый при расчете тех или иных индексов, а также сведения о результатах его применения.

Группировка методик оценки результатов гидробиологического мониторинга

Разбиение по А.В. Макрушину [1974]	Разбиение по А.И. Баканову [2000]
<p>I. На основе показательных организмов</p> <ol style="list-style-type: none">1. Система Кольвитца - Марссона и ее модификации2. Другие классификационные системы видов-индикаторов:<ul style="list-style-type: none">- по характеру питания- по соотношению крупных таксонов- по устойчивости видов к загрязнению <p>II. По видовому разнообразию</p> <ol style="list-style-type: none">1. Индексы видового разнообразия2. Индексы сходства населения3. Индексы, основанные на теории информации <p>III. На основе показательных организмов и по видовому разнообразию</p> <ol style="list-style-type: none">1. Система Бекка и Бика2. Система Вудивисса и ее модификации3. Система Патрик4. Система Хаттера	<ol style="list-style-type: none">1) Обилие организмов;2) Статистическое распределение организмов;3) Соотношение численность/биомасса;4) Число видов и удельное видовое богатство;5) Характер доминирования, ранговые распределения;6) Соотношение крупных таксонов и экологических групп;7) Пространственное распределение организмов (агрегированность, глубина проникновения в грунт), характеристики дрефта;8) Трофическая структура;9) Морфологические изменения;10) Функциональные (в том числе продукционные) характеристики;11) Системы сапробности, токсобности и сапротоксобности;12) Биотические индексы;13) Обобщенная функция желательности;14) Корреляционные связи, методы теории графов;15) Многомерные методы сравнения структуры сообществ;16) Комбинации вышеприведенных методов;17) Комплексные методы, включающие зообентос как один из компонентов.

Индексы, использующие характер питания организмов:

- Антропогенное воздействие может изменить условия питания в водоеме, что приводит к реорганизации трофической структуры сообщества, количественные сдвиги в которой могут быть чутким индикатором этого воздействия.
- Под влиянием загрязнения трофическая структура бентоса обычно упрощается, формируются более простые сообщества, играющие большую роль в самоочищении водоема: уменьшается доля животных с фильтрационным типом питания и увеличивается доля детритофагов-глотателей, изменяется влияние хищных животных и т.д.
- При органическом загрязнении озер возрастает доля животных со специализированным типом питания, увеличивается доля фитодетритофагов, уменьшается доля хищников.



Индексы, использующие характер питания организмов:

- В 1946 г. Габриель применял индекс загрязнения (i) основанный на соотношении числа видов продуцентов (P – водорослей) к сумме числа видов редуцентов (R – бактерий) и консументов (C – цилиат):

$$i=2P/(R+C)$$

- В 1951 г. Вурман предложил систему оценки санитарного состояния водоема, исходным пунктом которой является изменение соотношения автотрофов (водорослей) и гетеротрофов (сферотилуса и других бактерий) по мере самоочищения воды;
- В 1956 г. Хорасава предложил рассчитывать индекс загрязнения по формуле:

$$i=B/(A+B)*100$$

где A – организмы, содержащие хлорофилл, B – организмы, у которых хлорофилл отсутствует (простейшие);

Индексы, использующие характер питания организмов:

- В 1960 г. был предложен индекс Н.М. Кабанова – равный отношению продуцентов к консументам, увеличивающийся по мере самоочищения водоема;
- В 1968 г. Гамильтоном и Хэррингтоном предложили индекс трофических условий, рассчитываемый по соотношению в сообществе различных трофических групп;
- В 1969 г. Ветцель предложил подставлять в формулу Габриеля значения биомассы, т.к. не всегда возможно использовать количество видов, ввиду сложной диагностики отдельных групп гидробионтов.
- В 1992 г. создают индекс относительного обилия продуцентов (ООП), аналогичного индексу Габриэля, с отличием в том, что для перифитона используют сумму индивидуальных баллов обилия

Индексы, использующие абсолютные показатели обилия:

- Абсолютные показатели обилия отдельных групп организмов могут изменяться при антропогенном воздействии, следовательно, в определенной степени отражать его величину.
- Например, замечено, что олигохеты, обычно немногочисленные в донных биоценозах, в местах спуска бытовых стоков часто развиваются в огромных количествах. Поэтому многими гидробиологами массовое развитие олигохет (во многих случаях без более точного определения) расценивается как показатель загрязнения.

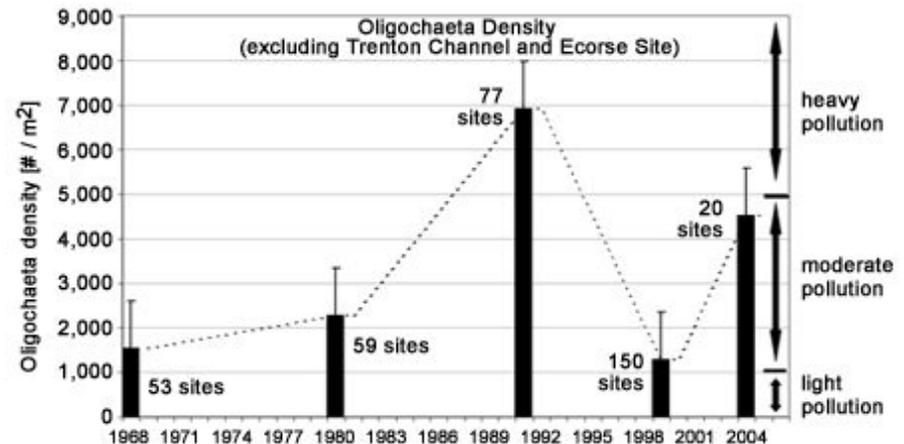


Индексы, использующие абсолютные показатели обилия:

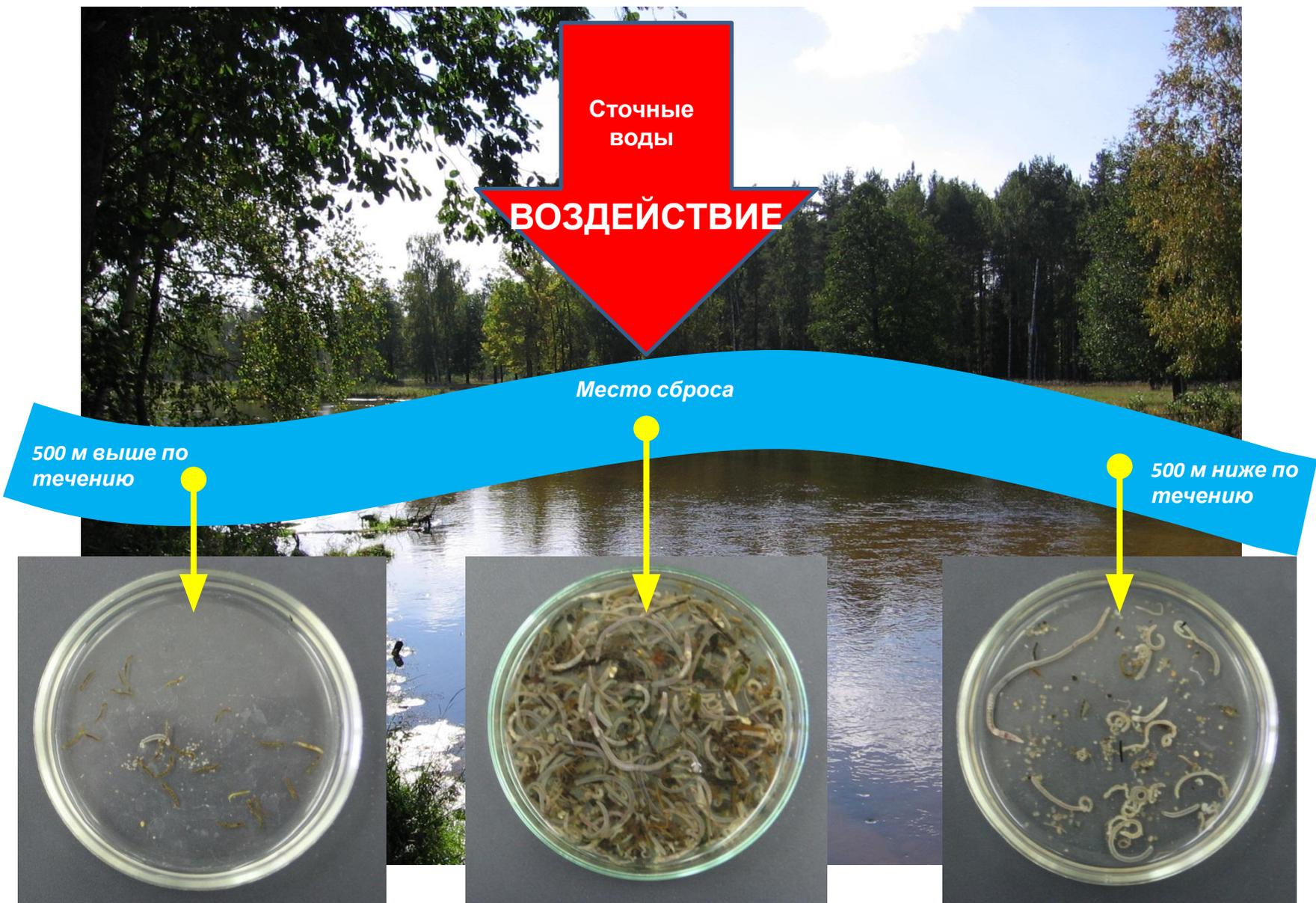
С. Райт, Дж. Карр и М. Хилтонен и другие исследователи, работавшие на оз. Мичиган, используют следующие плотности олигохет для оценки уровня загрязнения:

- слабое загрязнение – 100-999 экз./м² ;
- среднее загрязнение – 1000-5000 экз./м²;
- тяжёлое загрязнение – более 5000 экз./м².

В дальнейшем Г. Вашингтон уточнил, что сильное загрязнение характеризуется плотностью олигохет свыше 10 тыс. экз./м².



Река Юшут



Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

К.Г. Гуднайт и Л.С. Уитлей предложили судить о санитарном состоянии реки по соотношению численности олигохет и других обитателей дна (т.е. численности всего бентоса, включая олигохет) – индекс Гуднайта и Уитлея.

$$\text{Индекс} = \frac{N \text{ олигохет}}{N \text{ бентоса}}$$

Ими использовались следующие оценки:

- река в хорошем состоянии – олигохет менее 60% от общего числа всех донных организмов,
- в сомнительном состоянии – 60%-80%,
- сильно загрязнена – более 80%.

Значение индекса %	Степень загрязнения воды	Класс качества
Менее 30	Отсутствие загрязнения	1–2
30–60	Незначительное	2–3
60–70	Умеренное	3–4
70–80	Значительно	4–5
Более 80	Сильное	5–6

Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

Э.А. Пареле совместно с О.Л. Качаловой в рамках разработки метода оценки загрязнения водотоков Латвии предложили два олигохетных индекса (индекс Пареле):

$$D_1 = \frac{\{N \text{ олигохет}\}}{\{N \text{ бентоса}\}} \quad D_2 = \frac{\{N \text{ тубифицид}\}}{\{N \text{ олигохет}\}}$$

и связали их градации с зонами сапробности и классами качества воды (с точностью до процентов D_1 – индекс Гуднайта и Уитлея).

- Коэффициент D_1 предложен для оценки быстротекущих рек с хорошей аэрацией, где развивается разнообразная донная фауна;
- коэффициент D_2 рекомендован для медленно текущих рек с неудовлетворительным кислородным режимом, где донная фауна однообразна и состоит почти полностью из олигохет.

Оценка качества экосистемы по соотношению показателей обилия

Взаимосвязь индекса Пареле с классами качества воды и зонами сапробности:

Индекс Пареле D_1	Зона сапробности	Класс качества вод по С.М. Драчеву
0.01 – 0.16	Олигосапробная	Чистая
0.17 – 0.33	Олиго- β - мезосапробная	Условно чистая
0.34 – 0.50	β - мезосапробная	Слабо загрязненная
0.51 – 0.67	β - α - мезосапробная	Загрязненная
0.68 – 0.84	α - мезосапробная	Грязная
0.85 – 1.00	Полисапробная	Очень грязная

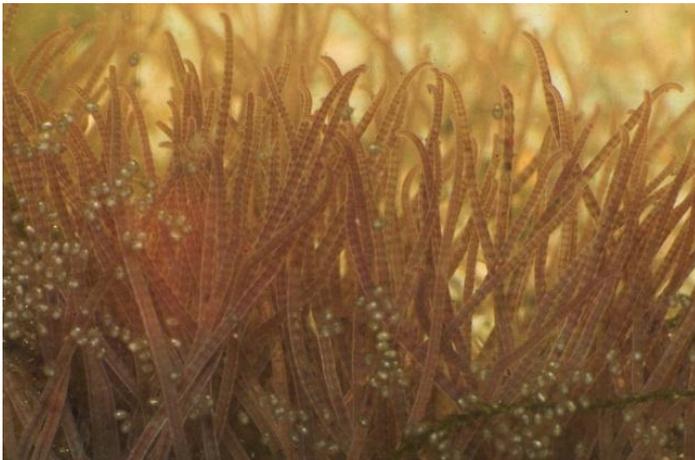
По значениям D_2 для рек Латвии были выделены: сильно загрязненные воды (0,8-1,0); загрязненные (0,55-0,79); слабо загрязненные (0,3-0,54); относительно чистые (меньше 0,3). В малых быстротекущих водотоках с разнообразной донной фауной предлагается использовать коэффициент D_1 – соотношение численности тубифицид и всего бентоса в пробе.

В то же время, доля олигохет является индикатором далеко не всех видов загрязнения. Так, обилие членистоногих при отсутствии олигохет может указывать на наличие ионов тяжелых металлов, тогда как обратная картина может свидетельствовать о наличии инсектицидов

Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

Не все виды малощетинковых червей могут рассматриваться как показатели загрязнения. Массовое развитие олигохет, наблюдаемое на загрязненных участках, происходит за счет одного-двух видов (обычно *Tubifex tubifex* и *Limnodrilus hoffmeisteri*) и сопровождается гибелью остальных видов.

Поэтому показателем наличия загрязнения является не общая численность олигохет, или любой иной группы гидробионтов, а наличие доминантов, причем разнообразная фауна является показателем чистоты воды. В водоёмах с высокой концентрацией токсических веществ наблюдается отсутствие индикаторных групп, как, впрочем, и других организмов



Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

Не осталась без внимания исследователей и такая признанная группа биоиндикаторов загрязнения воды, как личинки и куколки хирономид.

Индексы, основанные на учете личинок водных насекомых, более других подвержены ошибкам за счет особенностей сезонной динамики гидробионтов. Во время массового дружного вылета имаго насекомых из водоема величины этих индексов резко изменяются вне зависимости от степени загрязнения, поэтому соответствующие методики желательно применять только к пробам, собранным в одну и ту же фазу жизненного цикла насекомых.



Оценка качества экосистемы по соотношению показателей обилия

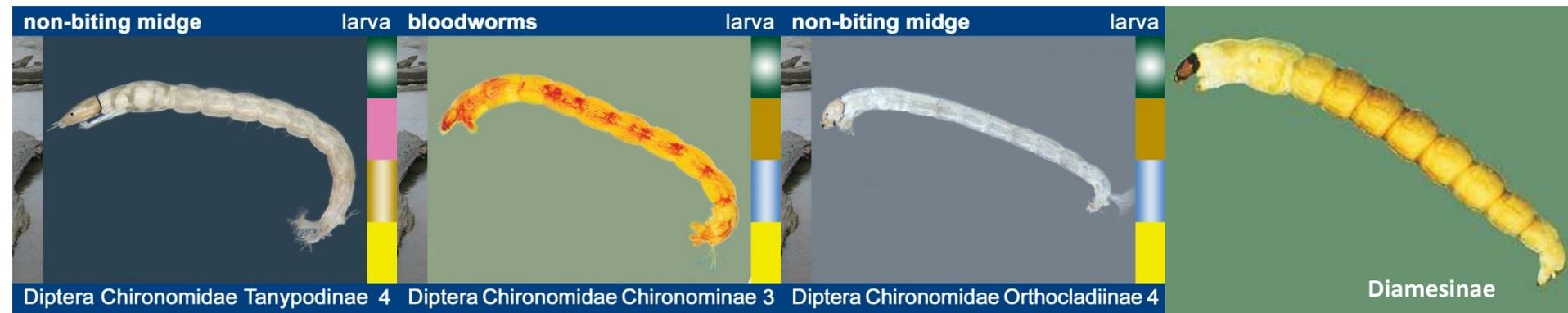
Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

Индекс Е.В. Балушкиной основан на соотношении численности подсемейств хирономид:

$$K = (a_t + 0.5 a_{ch}) / a_o$$

где α_t , α_{ch} и α_o – смещенные относительные численности отдельных групп хирономид: соответственно, *Tanypodinae* (α_t), *Chironominae* (α_{ch}), *Orthocladiinae* + *Diamesinae* (α_o);

$\alpha = N+10$, где N – относительная численность особей всех видов данного подсемейства в процентах от общей численности особей всех хирономид.



Индексы, использующие соотношение крупных таксонов:

Предлагается следующая связь индекса Балушкиной, который может варьироваться в диапазоне от 0.136 до 11.5, с градациями качества вод:

Индекс Балушкиной $K = (a_t + 0.5 a_{ch}) / a_o$	Класс качества вод
0.136 – 1.08	Чистая
1.08 – 6.50	Умеренно загрязненная
6.50 – 9.0	Загрязненная
9.00 – 11.5	Грязная

Влияние относительной численности особей подсемейства *Chironominae* снижено вдвое на том основании, что в наиболее чистых водах относительная численность *Orthoclaadiinae + Diamesinae* приближалась к 100% (без учета зарослевых форм), в наиболее грязных относительная численность *Tanypodinae* также составляла 100%. Тенденция же увеличения относительного количества *Chironominae* по мере загрязнения выражена в меньшей степени и их индикаторное значение в целом ниже, что и нашло отражение в уменьшении.

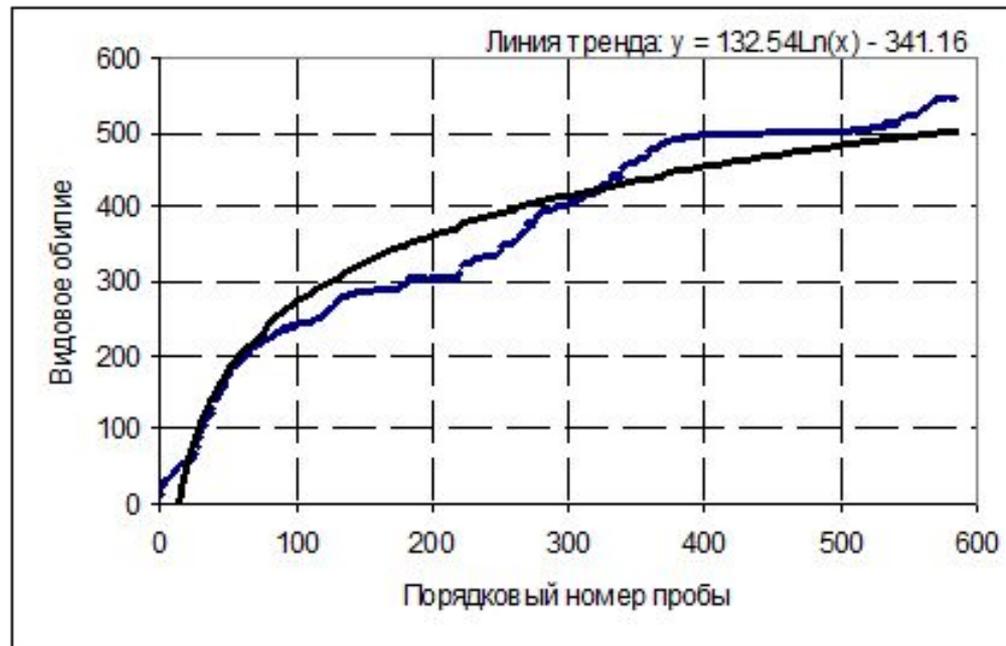
Гипотезы, используемые для оценки биоразнообразия:

- Популяционная и видовая плотность сообществ гидробионтов может меняться во времени в зависимости от изменений факторов среды.
- Это может происходить как в ходе эволюционных процессов, протекающих в течение длительного времени, так и при антропогенном эвтрофировании и загрязнении водоемов, когда процессы изменения структуры экосистем протекают с большими скоростями.
- Сокращается число видов, возрастает доминирование отдельных видов, для которых характерны более короткие жизненные циклы, проявляется раннее наступление половозрелости, увеличение биомассы и продукции.
- Ю. Одум [1986] отмечает, что при эвтрофировании и загрязнении водоемов преимущества получают эврибионтные виды с r -стратегией; в то время как в олиготрофных условиях незагрязненных водоемов, где разнообразие высокое и доминирование менее резко выражено, напротив, большее значение приобретают стенобионтные виды с длительными циклами развития и K -стратегией.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Видовое разнообразие складывается из двух компонентов [Одум, 1986]:

- **видового богатства**, или **плотности видов**, которое характеризуется общим числом имеющихся видов;
- **выравненности**, основанной на относительном обилии или другом показателе значимости вида и положении его в структуре доминирования.



Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Таким образом, один из главных компонентов биоразнообразия – видовое богатство или плотность видов – это просто общее число видов, которое в сравнительных целях иногда выражается как отношение числа видов к площади или числа видов к числу особей.

Так, например, Р. Маргалеф, исходя из того, что число видов пропорционально логарифму изученной площади, и считая, что общее число особей пропорционально площади, предложил в качестве меры биоразнообразия индекс видового богатства Маргалефа (большая величина индекса соответствует большему разнообразию):

$$d = (s - 1) / \ln N$$

где s – число видов, N – число особей.

Е.Ф. Менхеник рассчитывал видовое богатство полевых насекомых по несколько другой формуле, используя в знаменателе функцию квадратного корня (индекс Менхеникка):

$$d_M = (s - 1) / (N)^{1/2}$$

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Виды, входящие в состав биоценоза, очень сильно различаются по своей значимости. Традиционно принято выделение следующей иерархии видов:

- руководящие (или «**доминантные**») виды;
- за ними следует группа «**субдоминантов**»;
- остальные же виды считаются «**второстепенными**», среди которых отмечают случайные или редкие.

Значение отдельных видов должно определяться тем, какую роль играют они в функционировании экосистемы или в продукционном процессе. Но при исследованиях водных сообществ установить истинную функциональную роль видов нелегко, если об их значении судить только по обилию, т.е. численности и биомассе.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

При этом для анализа биоразнообразия и степени доминантности в разных ситуациях используют два традиционных подхода:

- сравнения, основанные на формах кривых относительного обилия или доминирования – разнообразия:
- сравнения, основанные на индексах разнообразия, представляющих собой отношения или другие математические выражения зависимости между числом видов и их значимостью.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

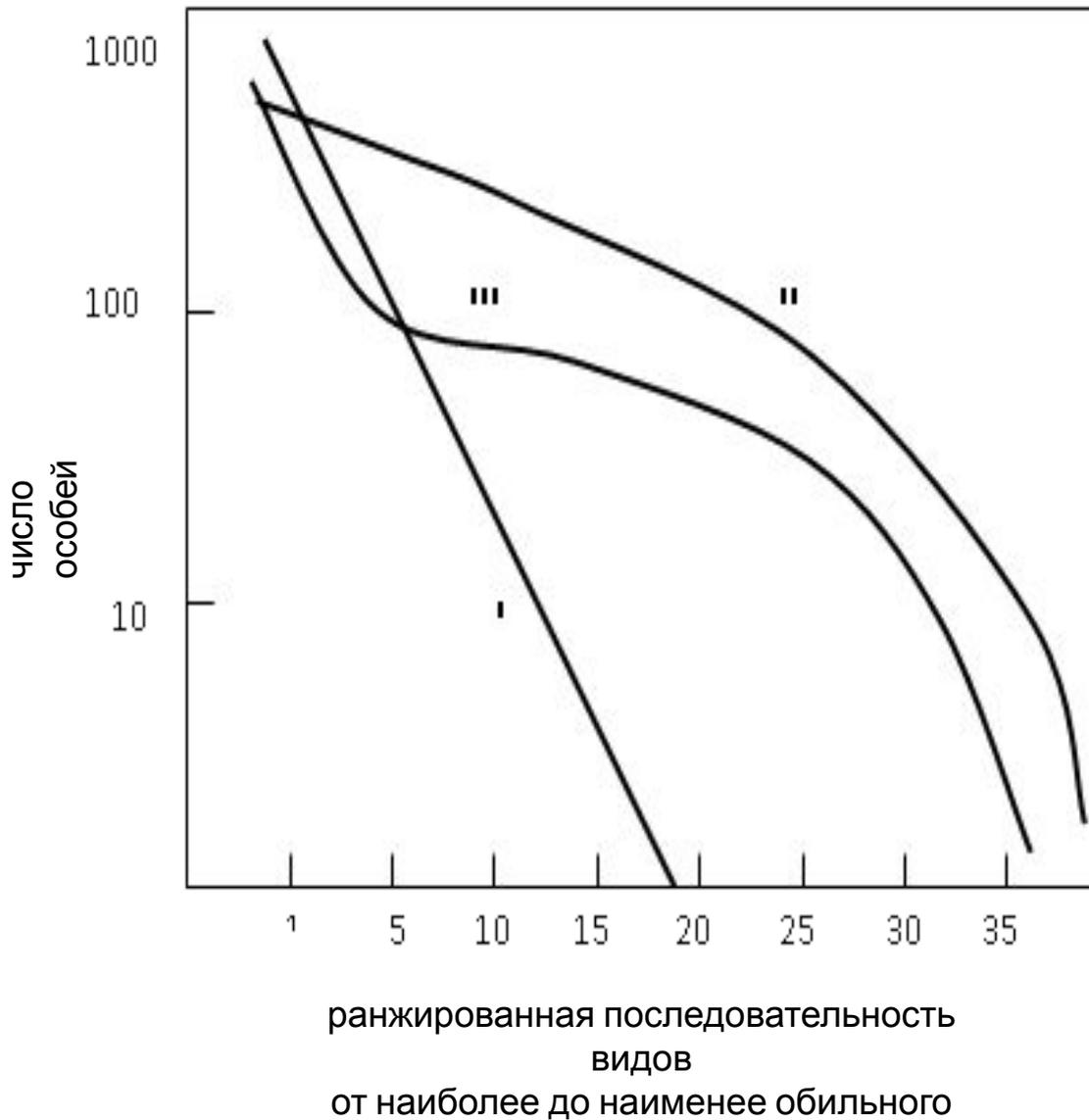
Наилучший способ представить оба компонента разнообразия (т.е. богатство и выравненность) – построить график, где по оси ординат в логарифмическом масштабе отложено число особей, биомасса или иной рассматриваемый показатель, а по оси x – ранжированная последовательность видов от наиболее до наименее обильного .

Полученная в 1965 г. кривая названа Р. Уиттекером «кривой доминирования - разнообразия», а Э. Пианкой – «кривой значимости видов».

Чем выше кривая и чем более она «уплощена», тем больше при данном числе видов их разнообразие. Считается, по форме этой кривой можно не только оценить видовую выравненность популяций, но и функциональную роль отдельных видов, их статус и биотический потенциал, т.е. все то, что достаточно расплывчато именуется «экологической нишей».

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Форма кривых доминирования-разнообразия



Индексы доминирования:

Рассмотрим некоторые используемые выражения для индексов, позволяющих выделить виды-доминанты.

- Для природных биоценозов принято использовать индекс доминирования И. Баллога:

$$D_i = n_i / N_s$$

где n_i – число особей i -го вида, N_s – общее число особей в биоценозе.

К сожалению, этот идеальный по своей простоте индекс не отражает самого смысла доминирования, поскольку может принимать, например, значение 0.5 как при истинном доминировании, когда при нескольких сотнях видов один вид выражен половиной численности, так и в случае двух особей двух видов.

Индексы доминирования:

Другая формула индекса доминирования (или доминантности) предложена А. Ковнацки на основе «коэффициента обилия» В.Ф. Палия [1961] (индекс доминирования Палия - Ковнацки):

$$D_i = 100 \cdot p_i \cdot N_i / N_s$$

где p_i – встречаемость; $p_i = m_i / M$, m_i – число проб, в которых был найден вид i , M – общее число проб, N_i – число особей i -го вида, N_s – общее число особей в биоценозе.

Пределы изменения D	Наименование группы
$10 < D_i < 100$	доминанты
$1 < D_i < 10$	субдоминанты
$0.1 < D_i < 1$	субдоминанты первого порядка
$0.01 < D_i < 0.1$	второстепенные члены

Индексы доминирования:

Отнесение входящих в состав биоценоза видов к доминантным группам только по их числовому обилию, как отмечал В.Ф. Ласточкин, было бы неправильным, так как более мелкие формы, как правило, наиболее многочисленны и всегда будут оказываться руководящими.

Ряд исследователей предлагают пользоваться для этого биомассой, т.е. весом на единицу площади дна, характеризующим массу живого органического вещества, которую образует вид, подставляя ее значения B_i и B_s в формулу того же индекса доминирования по В.Ф. Палию и А. Ковнацкому:

$$D_i = 100 \cdot p_i \cdot B_i / B_s.$$

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- Степень сложности биологических систем может рассматриваться также в аспекте равномерности распределения компонентов видовой структуры.
- При этом под разнообразием (однородностью, выравненностью) обычно понимают то свойство, которое отличает, например, сообщество из **12** особей трех видов с распределением **(4, 4, 4)** от сообщества **(10, 1, 1)**.
- Стремление представить характер такого распределения, заданного большим набором численностей, в компактном виде одним числом приводит к обобщенным индексам, форма выражения которых традиционно связывается с мерами количества информации.

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

Сделаем предварительно краткий экскурс в основные понятия теории информации.

- Рассмотрим два независимых опыта α и β , таких что любые сведения об исходе одного опыта никак не меняют вероятностей исхода другого.
- Пусть опыт α имеет r равновероятных исходов, а опыт β – l исходов.
- Рассмотрим сложный опыт $\alpha\beta$, состоящий в одновременном выполнении обоих опытов.
- Степень неопределенности (непредсказуемости) $h(\alpha\beta)$ опыта $\alpha\beta$ равна сумме неопределенностей опытов α и β и, в соответствии с точкой зрения американского инженера-связиста Р. Хартли, может быть выражена следующим логарифмическим уравнением:

$$h(\alpha\beta) = h(\alpha) + h(\beta) = \log(r) + \log(l)$$

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

К. Шеннон [Shannon, 1947], развивая идеи Хартли, определил **энтропию** опыта H , как среднее значение неопределенности отдельных исходов:

- для случая двух опытов:

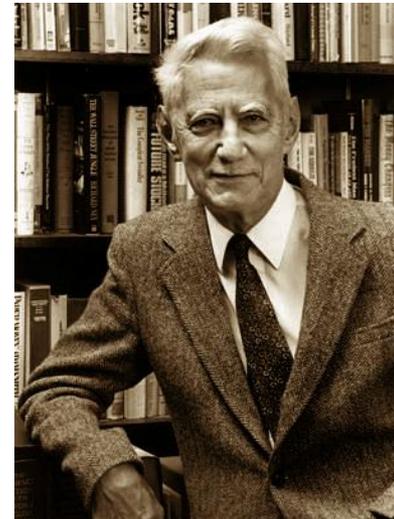
$$H(\alpha\beta) = - (1/r) \log(1/r) - (1/l) \log(1/l)$$

- или в общем случае произвольного опыта с k исходами, имеющими вероятности P_1, P_2, \dots, P_k :

$$H = - \sum_{i=1}^k P_i \cdot \log_2 P_i$$



Ральф Хартли



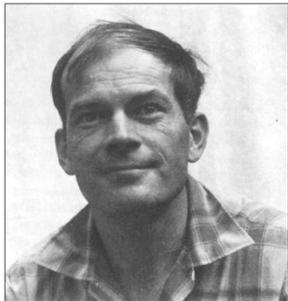
Клод Элвуд Шеннон

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

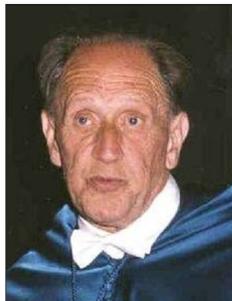
- Энтропия (или неопределенность исхода) равна нулю, если вероятность одного из событий равна 1, и принимает максимальное значение в случае равновероятных исходов.
- Действительно, если известно, что в водоеме присутствует только один вид гидробионтов, то какая-либо неопределенность по его извлечению отсутствует (т.е. $H = 0$).
- Неопределенность в предсказании результата отлова резко возрастает, если мы имеем в водоеме k видов с одинаковой численностью.
- Важным для биологии свойством энтропии является то, что значительным числом исходов, суммарная вероятность которых мала, при подсчете энтропии можно пренебречь.

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- По сведениям И.И. Дедю [1990], Р. Мак-Артур уже в 1955 г. для оценки степени структурированности биоценозов использовал общее уравнение энтропии произвольной системы, опубликованное К. Шенноном в 1947 г.
- В 1957 г. Р. Маргалеф постулировал теоретическую концепцию, согласно которой разнообразие соответствует неопределенности (т.е. энтропии) при случайном выборе видов из сообщества [Макрушин, 1974].
- В результате этих работ большое распространение и повсеместное признание получил индекс Шеннона H , иногда называемый информационным индексом разнообразия К. Шеннона – У. Уивера.



Р. Мак-Артур



Р. Маргалеф

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

При расчете энтропии H по Шеннону считается, что каждая проба – случайная выборка из сообщества, а соотношение видов в пробе отражает их реальное соотношение в природе (индекс Шеннона обычно варьирует в пределах от 1,5 до 3,5, очень редко превышая 4,5, чем выше, тем лучше).

В качестве оценок вероятностей независимых событий p_i могут быть использованы следующие отношения:

- удельная численность i -го вида, как частное от деления его численности N_i на общую численность всех видов, взятых для анализа:

$$p_i = N_i / \sum N_i$$

- удельная биомасса i -го вида, как частное от деления его биомассы V_i на общую биомассу всех видов в пробе:

$$p_i = V_i / \sum V_i$$

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- Существует прямая функциональная связь между H и числом видов в сообществе S .
- Если видовой состав относительно невелик ($S < 30$), то на величину H преимущественно влияет значение количества видов, нежели характер равномерности распределения числа особей. С увеличением $S > 60$ влияние числа видов на величину H существенно ослабевает.

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- Параллельная зависимость индекса Шеннона от двух факторов биоразнообразия (видовой плотности и выравненности) является одновременно его достоинством и недостатком.
- Достоинство заключается в «комплексности» индекса, а недостаток – в том, что невозможно оценить по предъявленному значению, какой из этих двух факторов превалирует. Из сказанного вытекает практическое требование к корректности сравнения индексов Шеннона для различных биоценозов: размерность видового пространства сравниваемых структурных комплексов должно быть примерно одинаковой.

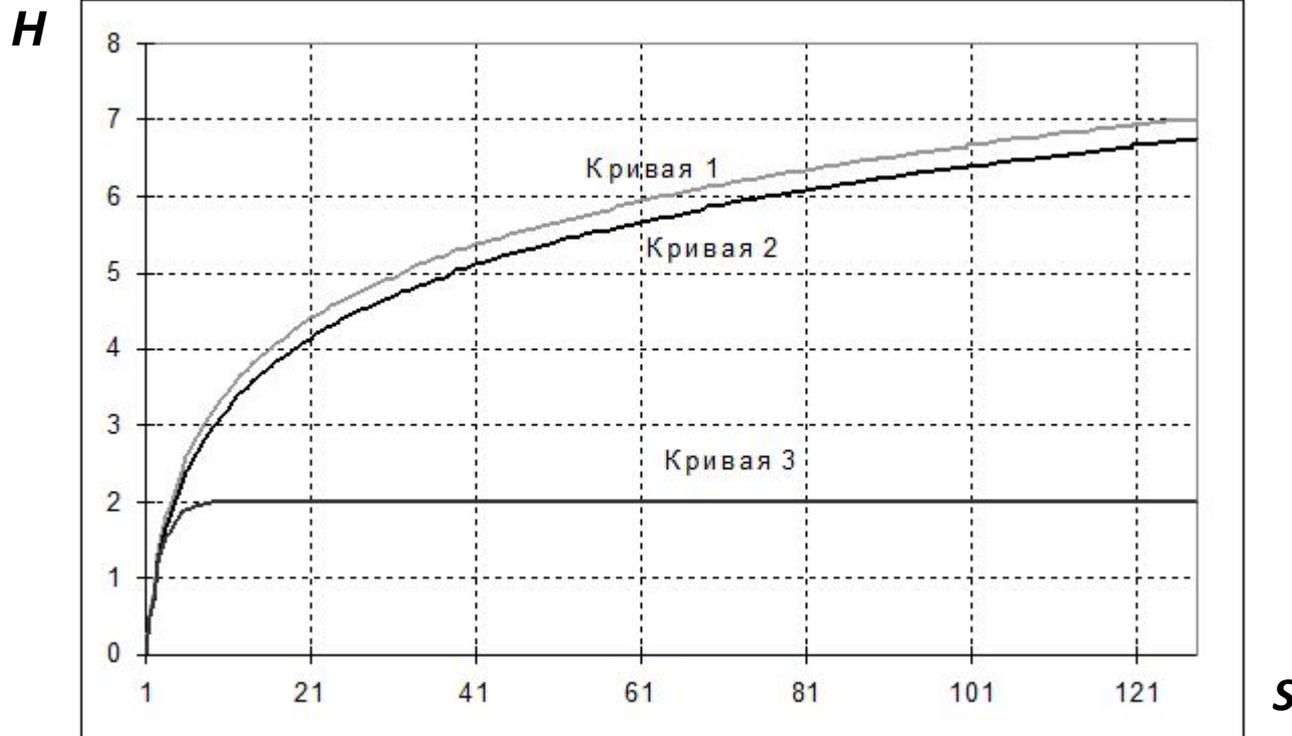
Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- Избежать этого можно, используя не все виды, найденные в пробе, а только некоторый «стандарт» из 10-15 преобладающих видов, составляющих приблизительно 90% общей численности или биомассы, так как именно они в конечном итоге определяют структуру и продуктивность сообщества.
- Для элиминации влияния числа видов S Пиелу Э. [Pielou, 1966, 1975] был предложен индекс выравненности экологических сообществ Пиелу:

$$e = \frac{H}{H_{max}} = \frac{H}{\log_2 S}$$

который зависит только от равномерности распределения обилия по таксонам, поскольку представляет собой степень уклонения энтропии H от ее максимального значения H_{max} . Индекс меняется от 0 до 1.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия



Зависимость индекса Шеннона H от числа видов S

(**кривая 1** – график максимально возможных значений индекса - равномерное распределение численности по таксонам {1, 1, 1, 1...}; **кривая 2** – умеренное доминирование – заселенность

таксонов в арифметической прогрессии {1, 2, 3, 4, ...}; **кривая 3** – сильное доминирование –

заселенность таксонов в геометрической прогрессии {1, 2, 4, 8, ... 1})

Энтропийный подход к оценке биоразнообразия:

- Однако, гипотеза о максимуме биоразнообразия в результате выравненности плотностей популяций не соответствует представлениям о способе существования реальных экосистем: трудно представить себе устойчивое сообщество организмов, в котором каждый вид представлен одинаковой численностью или биомассой.
- В сообществах гидробионтов в результате эволюции образовались некоторые устойчивые соотношения численностей отдельных таксонов; например: в малых реках Самарской области на 1 особь *Coleoptera* в среднем обычно приходится 2 экз. *Hemiptera*, 3 экз. *Bivalvia*, 4 экз. *Ephemeroptera*, 8 экз. *Chironomidae*, 14 экз. *Nematoda* и 25 экз. *Oligochaeta*.
- Безусловно, под влиянием тех или иных факторов эти соотношения могут существенно меняться, но их объективная составляющая во многом определяется экологией, аллометрическими характеристиками особей отдельных видов, трофическими связями и проч.
- В любом случае, соотношении показателей обилия этих групп $\{1 : 1 : \dots : 1 : 1\}$, оптимальное в смысле индекса Шеннона, для любого гидробиолога означает не оптимум биоразнообразия экосистемы, а признак экологической катастрофы.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

- Другой подход к оценке разнообразия основан на подсчете количества возможных связей между внутренними элементами экосистемы, обеспечивающих ее единство и функционирование.
- Эти связи имеют смысл числа степеней свободы внутривидовых и межвидовых взаимодействий. В качестве меры связности может быть использован индекс разнообразия К. Гайни – Е. Симпсона [С.Gini, 1912; Simpson, 1949], больше известный как **индекс Симпсона**, который имеет вид:

$$C = \sum (n_i / N)^2 \quad \text{или} \quad C = \sum \left[\frac{n_i (n_i - 1)}{N(N - 1)} \right]$$

где n_i – оценка значимости каждого вида (численность или биомасса),
 N – сумма оценок значимостей.

- Поскольку при возведении в квадрат малых отношений n_i / N получаются очень малые величины, **индекс Симпсона тем больше, чем сильнее доминирование** одного или нескольких видов.

Оценка качества экосистемы по индексам видового разнообразия

Значение индексов для различных выборок:

Число видов	51	36	44	44	20
Обилие (особей/км ²)	380,3	317,2	340,8	662,9	608,5
Индекс Шеннона (H)	3,22	2,80	2,97	3,00	2,58
Индекс Пиелу (e)	0,820	0,782	0,780	0,797	0,861
Индекс Симпсона (C)	0,058	0,087	0,090	0,071	0,098

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- Система сапробности – претендует на быструю и емкую оценку типа водоема в зависимости от соотношения обилий отдельных видов индикаторных организмов.
- Изначально в используемую классификационную терминологию был заложен определенный понятийный дуализм. С одной стороны – это **классификация организмов** по их сопротивляемости загрязнению (органической нагрузке, недостатку кислорода, присутствию соединений сероводорода), поскольку: **сапробность** (от греч. *saprós* — гнилой) – *«это комплекс физиологических свойств данного организма, обуславливающий его способность развиваться в воде с тем или иным содержанием органических веществ, с той или иной степенью загрязнения»*.
- С другой стороны, – **классификация водоемов** по сапробности прямого отношения к той или иной «физиологической способности отдельных видов организмов» не имеет – это типичное районирование водоемов по соотношению двух конкурирующих абиотических факторов: «концентрации органических веществ естественного (в основном, детритного) характера» и «концентрации растворенного кислорода».

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

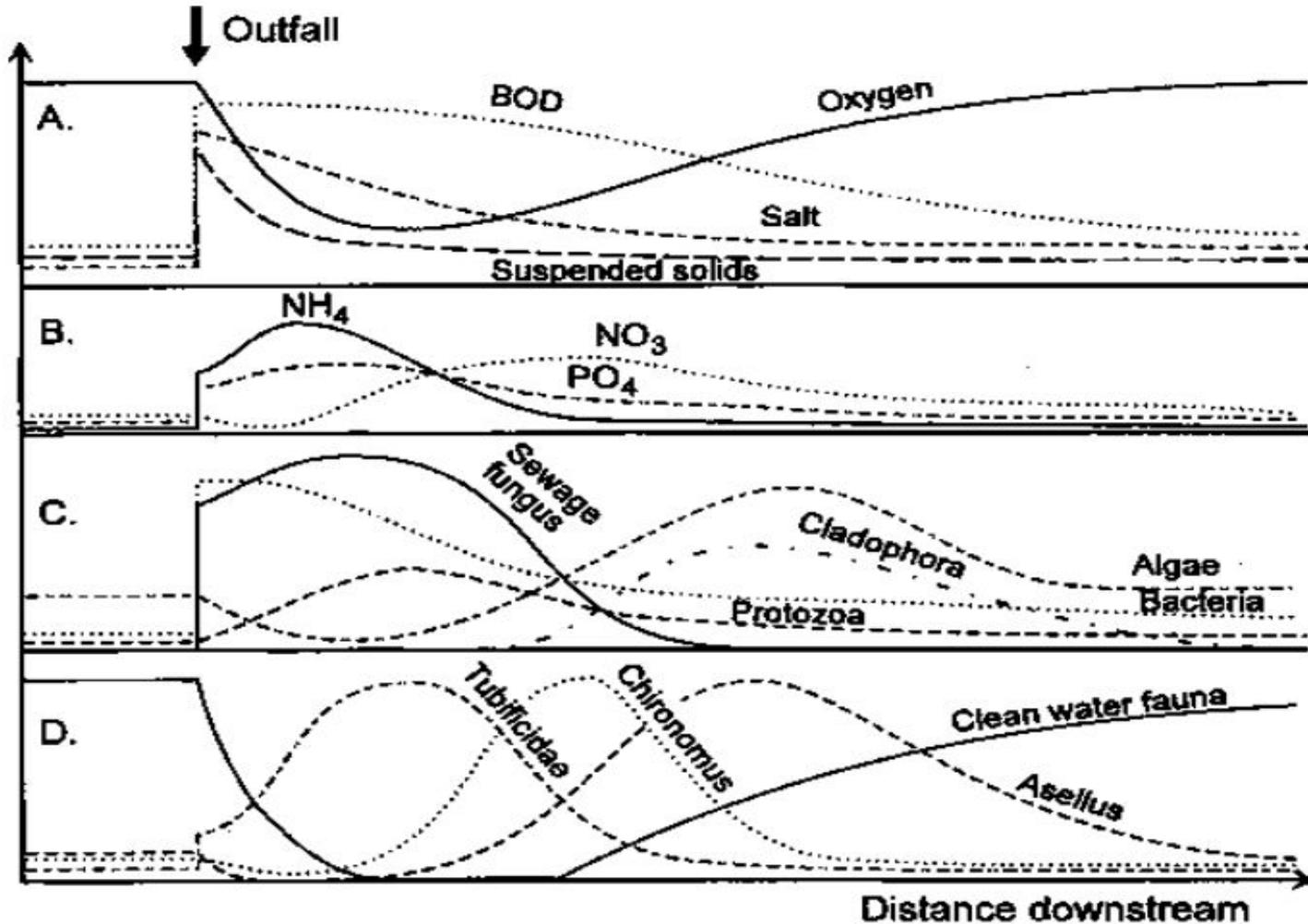
- Основные признаки такой классификации по 4 классическим зонам сапробности, предложены **Р. Кольквитцем** и **М. Марссоном** [Kolkwitz, Marsson, 1902]



Рихард Кольквиц

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Названия от греч. *oligos* – немногий, *mesos* – средний, *poly* – многий.



Зона	Баланс кислорода и органического вещества	Преобладающие виды гидробионтов
Олигосапробная Зона	<ul style="list-style-type: none"> – Практически чистые водоемы: цветения не бывает, содержание кислорода и углекислоты не колеблется. – На дне мало детрита, автотрофных организмов и бентосных животных (червей, моллюсков, личинок хирономид). 	<p>Встречаются водоросли <i>Melosira italica</i>, <i>Draparnaldia glomerata</i> и <i>Draparnaldia plumosa</i>, коловратка <i>Notholka longispina</i>, ветвистоусые рачки <i>Daphnia longispina</i> и <i>Bythotrephes longimanus</i>, личинки поденок, веснянок, рыбы стерлядь, голяян, форель.</p>
β-мезо-сапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> – Содержание кислорода и углекислоты колеблется в зависимости от времени суток: днем избыток кислорода, дефицит углекислоты; ночью – наоборот. – Нет нестойких органических веществ, произошла полная минерализация. – Ил желтый, идут окислительные процессы, много детрита. 	<ul style="list-style-type: none"> – Много организмов с автотрофным питанием, высокое биоразнообразие, но численность и биомасса невелика. – Наблюдается цветение воды, так как сильно развит фитопланктон. Сапрофитов - тысячи клеток в 1 мл, и резко увеличивается их количество в период отмирания растений. – Встречаются: диатомовые водоросли <i>Melosira varians</i>, <i>Diatoma</i>, <i>Navicula</i>; зеленые <i>Cosmarium</i>, <i>Botrytis</i>, <i>Spirogira crassa</i>, <i>Cladophora</i>; много протококковых водорослей. Впервые появляется роголистник <i>Ceratophyllum demersum</i>. Много корненожек, солнечников, червей, моллюсков, личинок хирономид, появляются мшанки. Встречаются ракообразные и рыбы.
α-мезо-сапробная зона	<ul style="list-style-type: none"> – Протекают окислительно –восстановительные процессы, начинается аэробный распад органических веществ, образуется аммиак, углекислота; – Кислорода мало, но сероводорода и метана нет. – БПК₅ составляет десятки миллиграмм в литре. – Железо находится в окисной и закисной формах. – Ил серого цвета и в нем содержатся организмы, приспособленные к недостатку кислорода и высокому содержанию углекислоты. 	<ul style="list-style-type: none"> – Преобладают растительные организмы с гетеротрофным и миксотрофным питанием. – Количество сапрофитных бактерий определяется десятками и сотнями тысяч в 1 мл. – Отдельные организмы развиваются в массе: бактериальные зооглеи, нитчатые бактерии, грибы, из водорослей – осциллятории, стигеоклониум, хламидомонас, эвглена. – Встречаются в массе сидячие инфузории (<i>Carchesium</i>), коловратки (<i>Brachionus</i>), много окрашенных и бесцветных жгутиковых. В илах много тубифицид (олигохеты) и личинок хирономид.
Полисапробная Зона	<ul style="list-style-type: none"> – Дефицит кислорода: он поступает в поверхностный слой только за счет атмосферной аэрации и полностью расходуется на окисление. – В воде содержится значительное количество нестойких органических веществ и продуктов их анаэробного распада, в основном, белкового происхождения, а также сероводород и метан. – Процессы фотосинтеза угнетены. На дне кислорода нет, много детрита, идут восстановительные процессы, железо присутствует в форме FeS, ил черный с запахом H₂S. 	<ul style="list-style-type: none"> – Очень много сапрофитной микрофлоры. – Хорошо развиты гетеротрофные организмы: нитчатые бактерии (<i>Sphaerotilus</i>), серные бактерии (<i>Beggiatoa</i>, <i>Thiothris</i>), бактериальные зооглеи (<i>Zoogloea ramigera</i>), простейшие - инфузории (<i>Paramecium putrinum</i>, <i>Vorticella putrina</i>), бесцветные жгутиковые, олигохеты <i>Tubifex tubifex</i>, водоросль <i>Polytoma uvella</i>.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- В одном и том же водоеме могут быть участки (зоны) с разной сапробностью. Чаще всего это является естественным свойством водоема, не связанным с антропогенным воздействием.
- Например, в прибрежной зоне у топких берегов обычно располагается α-мезосапробная зона – здесь активно идут естественные процессы старения водоема, связанные с его зарастанием. Пробы воды, взятые с наиболее глубоких участков, дают нередко характерную полисапробную картину. Весь же водоем в целом с учетом характеристики разных жизненных форм, по субъективному мнению эксперта-гидробиолога, может быть охарактеризован, как переходный от β- к α-мезосапробному типу.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- Для каждой зоны сапробности можно выделить тесно связанное с ней подмножество видов гидробионтов, которые считаются ее индикаторами. Именно это обстоятельство породило иллюзию того, что в основании сапробиологической классификации водоемов лежат именно «биологические» факторы, а не механизмы деструкции органического вещества.
- Считается [Абакумов с соавт., 1981], что именно по соотношению индикаторных организмов достигается более быстрая, точная и дешевая классификация водоема, по сравнению, например, с методами химического анализа. На практике же, чаще всего, применяется обратный подход: зоны сапробности оцениваются на основании опыта исследователя или с использованием инструментальных методов контроля, а найденные индикаторные виды лишь иллюстративно подтверждают уже сделанный вывод.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- О.П. Оксийук и В.Н. Жукинский в своих классификационных таблицах соотнесли две шкалы: сапробности и трофности. Если под сапробностью понимается интенсивность органического распада, то трофность означает интенсивность органического синтеза.
- В природе оба процесса – органический синтез и распад – существуют параллельно и состоят друг с другом в многократном взаимодействии, что позволяет говорить об аналогии ступеней сапробности и трофики:

"олигосапробность – олиготрофия",

"β-мезосапробность – мезотрофия",

"α-мезасапробность – эвтрофия"

"полисапробность – гипертрофия".

- Эта аналогия привлекательна тем, что создает предпосылку к устранению одной из классификаций, как ненужного дублирующего звена.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- Система Кольквитца–Марссона была разработана применительно к условиям загрязнения вод средней Европы в начале XX века.
- В настоящее время характер и степень загрязнения водоемов изменились, в основном за счет интенсификации антропогенного воздействия. Это явилось причиной расширения «классической» классификации в двух основных направлениях:
 - ✓ появление новых зон «чище» олигосапробной и «грязнее» полисапробной;
 - ✓ выделение дополнительных зон на принципиально новой классификационной основе.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- Наиболее широкая ревизия «классической» системы была выполнена **В. Сладечком** [Sládeček, 1965, 1967], который включил в классификацию абиотические зоны, а внутри полисапробной выделил три зоны – изосапробную (преобладание цилиат над флагеллятами), метасапробную (преобладание флагеллят над цилиатами) и гиперсапробную (отсутствие простейших при развитии бактерий и грибов).
- Наконец, была сделана методологически решительная попытка [Sládeček, 1969] сравнения некоторых бактериологических и химических показателей с отдельными ступенями сапробности и предложена общая «биологическая» схема качества вод.

Категория вод	Степень сапробности	Индекс сапробности	Психрофильные бактерии в мл	Кол-во бактерий	Концентрация, в мг/л			Специфические вещества и показатели
					БПК ₅	O ₂	H ₂ S	
<i>Катаробная</i>	Катаробность		$< 5 \cdot 10^2$		0	Разное	0	Остаточный хлор
<i>Лимно-сапробная</i>	Ксено-сапробность	0 – 0.5	10^3	10^4	1	> 8	0	
	Олиго-сапробность	0.51 – 1.5	10^4	$5 \cdot 10^4$	2.5	> 6	0	
	β-мезо-сапробность	1.51 – 2.5	$5 \cdot 10^4$	10^5	5	> 4	0	
	α-мезо-сапробность	2.51 – 3.5	$25 \cdot 10^4$	10^6	10	> 2	0	
	Поли-сапробность	3.51 – 4.5	$2 \cdot 10^6$	$3 \cdot 10^7$	50	> 0.5	Следы	Eh < 200 mV
<i>Эусапробная</i>	Изо-сапробность	4.51 – 5.5	10^7	$3 \cdot 10^9$	400	Следы	< 1	Eh от 50 mV до 200 mV
	Мета-сапробность	5.51 – 6.5	10^8	10^{10}	700	0	< 100	Eh < 50 mV
	Гипер-сапробность	6.51 – 7.5	10^9	10^6	2000	0	< 10	Птомаины
	Ультра-сапробность	7.51 – 8.5	10	0	120000	0	0	
<i>Транссапробная</i>	Анти-сапробность		0		0	Разное	0	Токсические вещества
	Радио-сапробность		Разное		Разное	Разное	0	Радиоактивные вещества
	Крипто-сапробность		Разное		Разное	Разное	0	Физические факторы

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- По мнению Л.П. Брагинского [1981], *«...сейчас можно в общем виде утверждать, что токсобность гидробионтов в целом соответствует их сапробности и что виды, устойчивые к органическому загрязнению, в целом устойчивы и к загрязнениям токсическим».*

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Показатели сапробности и методы их идентификации:

- Наиболее широко в России применяется система сапротоксобности, разработанная для водоемов и водотоков Кольского Севера В.А. Яковлевым [1984, 1988, 1998]. Она учитывает характер загрязнений, вносимых разнопрофильными (в первую очередь, горнодобывающими) предприятиями региона. Составлен список видов-индикаторов сапротоксобности и отдельно список видов-индикаторов закисления водоемов [Яковлев, 1984,1988].
- Индикаторное значение видов устанавливалось, с одной стороны, на основе индикации сапробности (т.е. органического загрязнения), с другой стороны – на высокой чувствительности отдельных видов животных к различного рода токсическим веществам.
- Предложенные методы рекомендованы и нашли свое широкое применение на водоемах Северо-Запада России как самостоятельно, так и в составе интегрального показателя Е.В. Балускиной [1997].

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Индекс сапробности по Р. Пантле и Г. Букку:

[Pantle, Buck, 1955; Pantle, 1956]

- Для количественной оценки способности гидробионта обитать в воде с тем или иным содержанием органических веществ было введено некоторое условное численное значение – индикаторная значимость s_i (иной термин – индивидуальный индекс сапробности i -го вида).
- Выражаясь менее образно, Р. Пантле и Г. Букк, основываясь на обширных к тому времени списках показательных видов по сапробности, предложили заменить греческий термин на соответствующее число - s_i :

- 1 – для олигосапробов,
- 2 – для β -мезосапробов,
- 3 – для α -мезосапробов,
- 4 – для полисапробов.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

- Для каждой произвольной гидробиологической пробы по всем видам, встретившимся в справочниках, можно вычислить средневзвешенный индекс сапробности, характеризующий степень загрязнения в точке измерения:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N (s_i \cdot h_i)}{\sum_{i=1}^N h_i}$$

S = 1.0 - < 1.5 oligosaprobic
S = 1.5 - < 2.5 β -mesosaprobic
S = 2.5 - < 3.5 α -mesosaprobic
S = 3.5 - 4.0 polysaprobic

где N – число выбранных видов-индикаторов;
 h_i – относительная численность i -го вида.

- Зона сапробности для биоценоза оценивается по S так же, как s_i – числом от 1 до 4 с округлением до ближайшего значения.
- Для статистической достоверности результатов необходимо, чтобы в пробе содержалось не менее двенадцати индикаторных организмов с общим числом особей не менее тридцати.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

- В. Сладечек, расширивший систему Кольквитца–Марссона, предложил несколько изменить значение индекса для зон сапробности и принять его значения для наиболее загрязненных (эусапробных) вод от 4.51 до 8.5, а для чистых, ксеносапробных вод от 0 до 0.5.

Неоднозначны взгляды различных авторов на оценку показателя обилия h_i .

Р. Пантле и Г. Букк предложили следующие относительные градации:

- 1 – случайные находки,
- 3 – частая встречаемость,
- 5 – массовое развитие.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

- В. Сладечек в своей модификации метода прибегает к более дробной детализации – 1 – очень редко, 2 – редко, 3 – нередко, 5 – часто, 7 – очень часто, 9 – массовое развитие;

Значение	Диапазон	h_i
Очень редко	0-1	1
Редко	2-3	2
Нередко	4-10	3
Часто	10-20	5
Очень часто	20-40	7
Массово	40-100	9

- Н.А. Дзюбан и С.П. Кузнецова [1981] считают, что наименьшие искажения будут, если включать в формулу вместо относительных баллов h фактическое количество особей.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

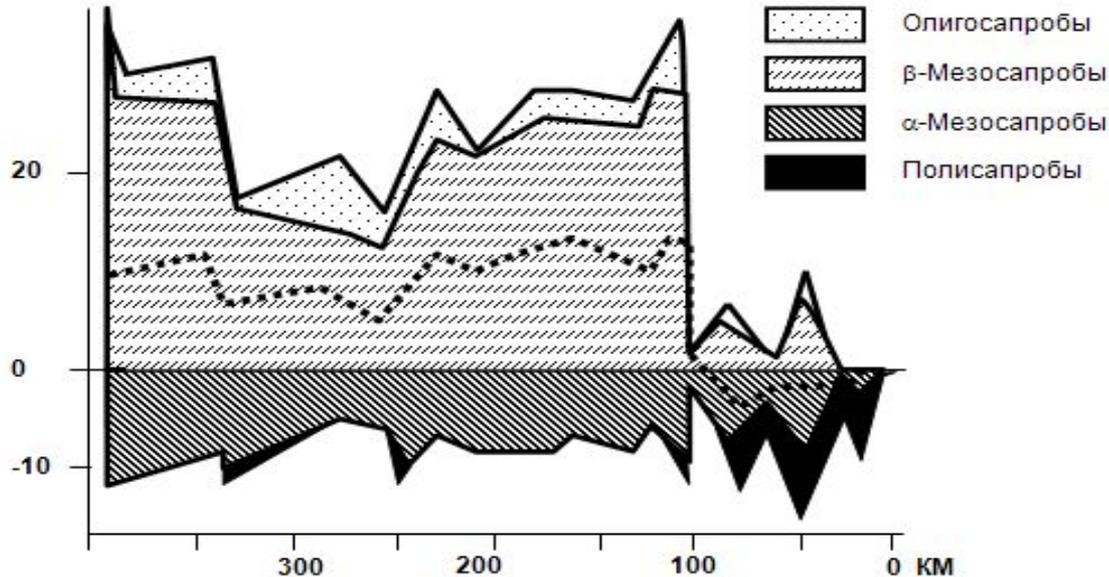
Графо-аналитический метод Г. Кнеппе:

- Метод представления результатов биологического анализа в графической форме предложил Г. Кнепп [Knorr, 1954, 1955].
- Количество встреченных в пробе особей видов-индикаторов системы Кольквитца–Марссона оценивается Г. Кнеппом по семибальной системе: 1 - единично, 2 - мало, 3 - от мало до средне, 4 - средне, 5 - от средне до много, 6 - много и 7 - массово.
- Раздельно подсчитываются суммы баллов олиго-, β -мезо-, α -мезо- и полисапробных видов. Найденные суммы откладываются на вертикальной оси, причем суммы баллов олиго- и β -мезосапробов принимаются за положительные, а α -мезо- и полисапробов – за отрицательные величины.
- На горизонтальной оси откладывается расстояние между станциями. В результате соединения соответствующих точек прямыми линиями получается фигура, состоящая из 4 частей, которая показывает для каждого створа обследованной реки соотношение видов-индикаторов.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Графо-аналитический метод Г. Кнеппе:

- На графике легко может быть получена кривая «среднего балла», соединяющая точки, соответствующие центрам тяжести фрагментов фигуры и показывающая, по мнению Кнеппа, к какой степени сапробности следует отнести тот или иной участок реки.
- Средний балл по Кнеппу с большой вероятностью гарантирует отнесение практически любой реки к одной из двух мезосапробных зон.



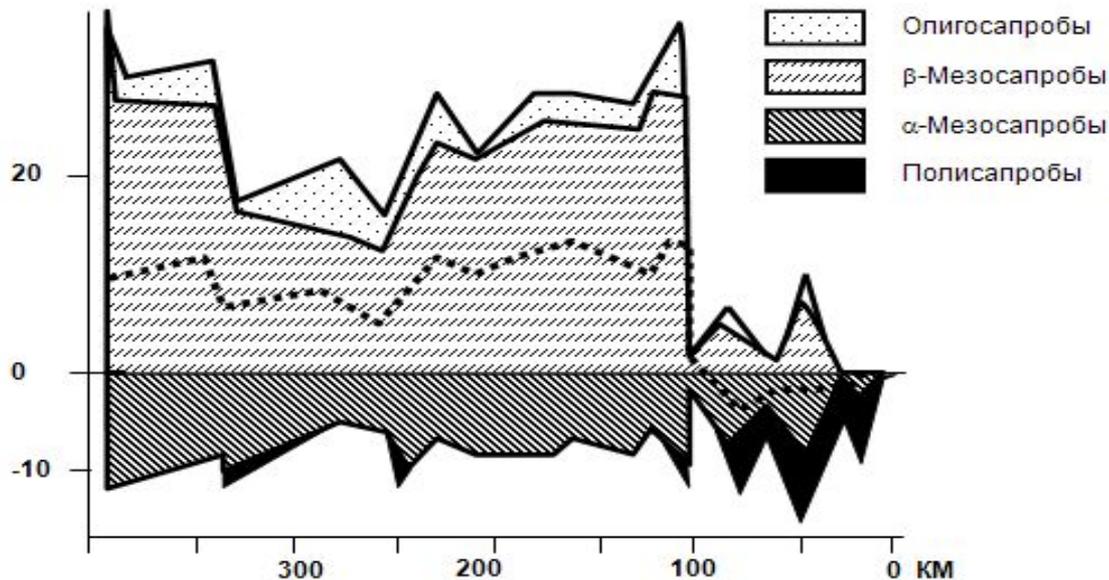
Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Графо-аналитический метод Г. Кнеппе:

Г. Кнепп рекомендует для углубленного анализа изменения качества воды по участкам водоемов использовать графики двух индексов, выражающих относительную долю видов индикаторов, причисляемых к двум смежным зонам сапробности:

- *Индекс относительной чистоты* = $100 \Sigma (o + \beta) / \Sigma (o + \beta + \alpha + p)$;
- *Индекс относительной загрязненности* = $100 \Sigma (\alpha + p) / \Sigma (o + \beta + \alpha + p)$,

где o, β, α, p – баллы встречаемости олиго-, β -мезо-, α -мезо- и полисапробных видов.



Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- Многие виды-индикаторы встречаются в водах двух или даже трех ступеней или зон сапробности, что является причиной неопределенности при установлении средней сапробности биоценоза.
- Чтобы уточнить результаты биологического анализа, М. Зелинка и П. Марван [Zelinka, Marvan, 1961, 1966] ввели понятие вектора сапробных валентностей вида, который показывает, в какой мере вид характерен для той или иной ступени сапробности.
- Сапробные валентности теоретически совпадают с оценками распределения вероятности встречаемости вида в каждом из индицируемых классов и выражаются одной или несколькими цифрами, сумма которых для вида равна 10.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- Сапробные валентности обосновываются авторами на основании многолетней регистрации сборов, сравнения их с химическими анализами и с литературными данными (по-видимому, он носит субъективный характер).
- Чтобы подчеркнуть роль (дискриминирующую важность) отдельных видов при оценке степени загрязнения, Зелинка и Марван вводят шкалу индикаторного веса J , который оценивается для каждого вида в баллах от 1 до 5.
- Индикаторные веса J_i предлагается вычислять, ориентируясь на характер распределения сапробных валентностей по классам. Например, индикаторный вес $J = 5$ присваивается хорошим индикаторам, если все 10 баллов сапробной валентности распределены в одной зоне сапробности.
- Если валентности равномерно распределяются по классам, то такие виды считаются индифферентными или плохими индикаторами и получают небольшой балл.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- Пусть $k = \{1, 2, \dots, n\}$ – множество классов сапробности, $i = \{1, 2, \dots, m\}$ – множество индикаторных видов.
- Если для каждого вида определены значения коэффициентов a_{ik} (**сапробные валентности**), J_i (**индикаторные веса**), а для произвольной гидробиологической пробы измерены значения количества видов h_i , то **средневзвешенная сапробная валентность сообщества A_k** рассчитывается как:

$$A_k = \frac{\sum_i a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i}{\sum_i h_i \cdot J_i}$$

- Сапробная валентность является эффективной и несмещенной оценкой принадлежности пробы к **k-му классу**.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Наименования индикаторных видов	Сапробные валентности по классам (зонам) a_{ik}					Индикаторный вес J_i	Количество особей h_i
	Ксено-сапробная	Олиго-сапробная	б-мезо-сапробная	а-мезо-сапробная	Поли-сапробная		
Подёнки							
<i>Ameletus inopinstus</i>	10					5	69
<i>Baetis gemellus</i>	7	3				3	31
<i>Baetis pumilus</i>	1	4	4	1		1	30
<i>Baetis rhodani</i>	3	3	3	1		1	42
<i>Ephemera danica</i>	1	4	4	1		1	8
Суммы ($a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i$)	4265	557	278	80	0		
Сумма ($h_i \cdot J_i$)						518	
Средневзвешенные сапробные валентности A_k	8,23	1,08	0,54	0,15	0		

$$A_k = \frac{\sum_i a_{ik} \cdot h_i \cdot J_i}{\sum_i h_i \cdot J_i}$$

Вектор значений $A = \{A_x, A_o, A_b, A_a, A_p\} = \{8,23; 1,08; 0,54; 0,15; 0\}$

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- При подстановке в формулу показатель относительной численности индикаторных видов h_i может быть выражен в абсолютном числе экземпляров, относительных уровнях обилия в баллах или в процентных отношениях.
- Метод Зелинки и Марвана явился серьезным методологическим шагом вперед по сравнению с обезличенным и явно деформированным в сторону «экватора» «сапробным центром тяжести» в интерпретации Р. Пантле и Г. Букка.
- **Вектор значений** $A = \{A_x, A_o, A_b, A_a, A_p\}$ следует понимать как картину сапробных условий в сообществе. Положение наивысшего значения в этом ряду определяет, какую степень сапробности водоема характеризует изучаемое сообщество. Соседние величины позволяют судить о том, в какую сторону возможны отклонения.

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном

- Представленный метод является наиболее усовершенствованной модификацией системы Кольквитца и Марссона, в результате чего стало общепринятым приводить списки индикаторов сапробности с указанием сапробных валентностей и индикаторного веса видов.
- Однако считается, что возможность широкого применения метода ограничена тем, что сапробные валентности и индикаторный вес могут быть различны в разных районах, а сами по себе цифры, характеризующие сапробные валентности недостаточно надежны.

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- Вряд ли такая аргументация логична, поскольку предметом метода является сам метод (т.е. техника расчетов), а не готовые таблицы индикаторных видов, полученные 40 лет назад на реках Средней Европы.
- Без сомнения, при изменении пространственно-временного аспекта эти таблицы претерпевают серьезные модификации: появляются новые виды-индикаторы, либо коренным образом изменяется индикаторная роль уже имеющихся видов.
- Поэтому понятно стремление исследователей-гидробиологов, накопивших значительный массив экспедиционных данных, провести самостоятельные расчеты индикаторных валентностей с учетом региональных особенностей гидробионтов, характера загрязнений и типологии водоемов.

Модификация расчета индекса сапробности М. Зелинкой и П. Марваном:

- Как продельвается эта работа, описано, например, П.Я. Цимьдином [Гидробиологический, 1981]. Им предложена **формула вычисления сапробных валентностей** для произвольного вида с использованием его численности N и встречаемости D_i в основных зонах сапробности ($o-p$):

$$a_{ik} = \frac{N_k \cdot D_{ik}}{\sum_{k=p}^o N_k \cdot D_{ik}} \cdot 10$$

где встречаемость $D_i = m_i / M$;

m_i – число проб, в которых был найден вид i ;

M – общее число проб.

Классификация водоемов и биоценозов по сапробности

Индекс сапротоксности по В.А. Яковлеву [1984, 1988]:

Этот индекс математически ничем не отличается от средневзвешенного индекса сапробности по Пантле–Букку:

$$S_t = (\sum s_{ti} * n_i) / \sum n_i,$$

где n_i – количество особей i -го индикаторного вида, s_{ti} – индекс сапротоксности вида, равный:

- ✓ 1.0 – 1.5 в олигосапротоксной зоне,
 - ✓ 1.5 – 2.5 в β -мезосапротоксной зоне,
 - ✓ 2.5 – 3.5 в α - мезо-сапротоксной зоне,
 - ✓ 3.5 – 4 – в полисапротоксной зоне.
-
- Принципиальные отличия концепции сапротоксности лишь в том, какой набор гидрохимических показателей является основанием для деления водоемов на четыре класса: по В.А.Яковлеву следует учитывать не только БПК₅ и содержание кислорода, но и широкий набор неорганических поллютантов.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- Соотношение количества видов, по-разному относящихся к загрязнению, неоднократно использовалось в качестве показателя качества воды.
- При усилении загрязнения, как правило, уменьшается обилие стенобионтных и олигосапробных видов животных, в результате чего возрастает относительная доля эврибионтных и сапробионтных видов.

О.М. Кожова [1986] разделила виды гидробионтов на четыре группы:

- ✓ 1 – чувствительные и устойчивые,
- ✓ 2 – чувствительные и неустойчивые,
- ✓ 3 – нечувствительные и неустойчивые,
- ✓ 4 – нечувствительные и устойчивые.

Группа 1 – лучшие индикаторы загрязнения; при усилении загрязнения виды группы 2 обычно мигрируют (при наличии соответствующей способности), а группы 3 – погибают. При дальнейшем загрязнении начинают доминировать представители группы 4.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- **Т. Ватанабе** [Watanabe, 1962] для расчёта индекса загрязнения использовал соотношение видов диатомей, которые автор считает в разной мере устойчивыми к загрязнению:

$$i = \frac{2A + B - 2C}{A + B - C} \cdot 100$$

где **A** – число видов, устойчивых к загрязнению,
B – безразличных и **C** – встречающихся только в загрязнённых водах.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- К этой группе критериев можно отнести так называемые *биотические индексы*, предложенные **В. Бекком** [V. Beck], **Т. Биком** [T. Beak], **Ф. Вудивиссом** [F. Woodiwiss], **Т. Грэхемом** [T. Graham] и **Р. Патрик** [R. Patrick], хотя А.В. Макрушин [1974] полагает, что они являются соединением двух других систем оценок: по показательным организмам и по видовому разнообразию.
- Оценка степени загрязнения с использованием биотических индексов зависит от числа встреченных на станции видов. При этом организмы, неустойчивые к загрязнению, вливают на итоговую оценку сильнее, чем устойчивые виды.
- В связи с этим, окончательный результат зависит от видового разнообразия и от того, какие виды это разнообразие создают.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

Первым из широко применяемых систем оценки загрязнения пресных вод по биотическим индексам был метод В. Бекка [Beck, 1955], который выделил 39 видов многоклеточных беспозвоночных, являющихся индикаторами загрязнения, и все организмы разделил на две группы:

1. выносящие только очень слабое загрязнение;
2. способные переносить анаэробные условия.

Им предложена формула для нахождения биотического индекса, характеризующего степень загрязнения водоема органическим веществом (индекс Бекка):

$$I = 2*(n \text{ видов 1 группы}) + (n \text{ видов 2 группы}).$$

При сильном загрязнении, когда индикаторных организмов на станции не обнаружено, индекс равен **0**, а при среднем загрязнении – варьирует **от 1 до 6**.

В чистой реке с однообразными условиями и медленным течением индекс может принимать значение **от 4 до 9**, достигая своего максимального значения в наиболее чистых водах – **40**.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

Увеличение числа групп привело Т. Бика [Beak, 1959, 1964] к разработке двух индексов – озерного и речного. При этом гидрофауна делится на три группы:

1. виды очень устойчивые к загрязнению и встречающиеся на загрязненных участках в массовых количествах;
2. виды, встречающиеся как на загрязненных, так и на чистых участках, но не образующие больших скоплений;
3. виды неустойчивые к загрязнению.

Незагрязненная станция должна иметь полный набор представителей трех групп, обычных для данного типа местообитания, и оценивается суммой трех баллов $1+2+3=6$.

По мере развития загрязнения происходит исчезновение отдельных видов, при этом сумма оценочных баллов снижается, достигая в минимуме 0.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- Наиболее известен индекс р. Трент (и расширенный индекс р. Трент), в отечественной литературе чаще называемый индексом Вудивисса [Woodiwiss, 1964, Вудивисс, 1977].
- Изучая влияние загрязнения на бентос р. Трент (Англия), Вудивисс обратил внимание на то, что по мере увеличения интенсивности загрязнения вначале из состава донной фауны выпадают наиболее чувствительные группы животных – веснянки, затем поденки, ручейники и т.д.
- В конце концов, остаются только олигохеты и личинки красного мотыля, исчезающие только при очень сильном загрязнении.
- На этом основании он разбил возможные степени загрязнения на 10 классов и построил таблицу для определения этих классов по наличию или отсутствию отдельных групп гидробионтов с учетом общего количества таких групп на изучаемом участке.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- Под термином «группа», подразумевается результат, к которому приходят при определении систематического положения водных организмов без рассмотрения деталей строения.
- **Группы составляют следующие организмы:** часто встречающиеся и легко определяемые виды плоских червей, пиявок, водных клещей, жуков, ракообразных, личинок веснянок, подёнок, двукрылых, *Baetis rhodani* (подёнка), *Chironornus thummi* (мотыль).
- Кроме них в понятие «группа» входят ручейники, хирономиды и симулииды, определяемые до семейства, и сетчатокрылые, определяемые до вида.

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- Как и в системах Б. Бекка и Т. Бика, здесь величина индекса зависит от видового разнообразия (числа присутствующих «групп») и состава населения.
- Например, если на станции обнаружено 2-5 «групп», но среди них есть личинки веснянок, то индекс равен 6-7. Если при таком же количестве «групп» население ограничено тубифицидами и хирономидами, то индекс Вудивисса равен 2.
- Большая ценность метода заключается в сравнительной легкости идентификации указанных групп, что может делать и не специалист-систематик.

Индекс Вудивисса

Характеристика	Группы организмов	Присутствие или отсутствие вида	Биотический индекс при общем количестве присутствующих «групп»				
			0 –1	2–5	6–10	11–15	> 15
<p>Чистая вода</p> <p>↓</p> <p>Часто наблюдаемая последовательность исчезновения организмов из биоценозов по мере увеличения степени загрязнения</p> <p>↓</p> <p>Грязная вода</p>	Личинки веснянок	Больше одного вида		7	8	9	10
		Только один вид		6	7	8	9
	Личинки поденок, исключая <i>Baetis rhodani</i>	Больше одного вида		6	7	8	9
		Только один вид		5	6	7	8
	Личинки ручейников и/или <i>Baetis rhodani</i>	Больше одного вида		5	6	7	8
		Только один вид	4	4	5	6	7
	Гаммарус	Все вышеназванные виды отсутствуют	3	4	5	6	7
	Азеллус	Все вышеназванные виды отсутствуют	2	3	4	5	6
Тубифициды и/или красные личинки хирономид	Все вышеназванные виды отсутствуют	1	2	3	4		
Виды, нетребовательные к кислороду (<i>Eristalis tenax</i>)	Все вышеназванные виды отсутствуют	0	1	2			

Состояние водоема определяется так: 0-2 балла – очень сильное загрязнение (5-7 класс качества), водное сообщество находится в сильно угнетенном состоянии; 3-5 баллов – значительное загрязнение (4-5 класс качества); 6-7 баллов – незначительное загрязнение водоема (3 класс качества); 8-10 баллов и выше – чистые реки (1-2 класс качества).

Согласно биотическому индексу Вудивисса, по мере повышения уровня загрязненности вод происходит изменение видовой структуры бентосных организмов. Вследствие, чего происходит отмирание индикаторных таксонов, достигших предела толерантности

Оценка качества экосистемы по соотношению количества видов, устойчивых и неустойчивых к загрязнению

- Многие исследователи, такие как Г.Хаукс [Hawkes, 1964], Ч.Уилбер [1969], Г.Г. Винберг [1979], сравнивая разные системы мониторинга по зообентосу, пришли к выводу, что метод Ф. Вудивисса заслуживает большего внимания, чем остальные, и считают его «классическим».
- Но опыт применения его в нашей стране и за рубежом показал, что, будучи разработан для малых рек Англии, он применим далеко не ко всем типам водоемов; в частности, он дает неудовлетворительные результаты на крупных равнинных водохранилищах.
- По мнению Е.В. Балушкиной [1987], *«к недостаткам метода можно отнести недостаточную корреляцию группы с численностью входящих в нее животных, вследствие чего завышается значение очень малочисленных групп»*.
- К сходному мнению на основе анализа большого экспериментального материала приходит и М.В.Чертопруд [2002].

Оценка видового сходства биоценозов

- Индексы видового сходства имеют принципиальное отличие от всех ранее рассмотренных индексов тем, что вычисленные значения сравниваются не с некоторой эталонной шкалой «грязности», «разнообразия», сапробности и проч., а определяют взаимную упорядоченность объектов (проб, описаний, видовых списков биоценозов) друг относительно друга.
- Существует несколько классификаций методов расчета индексов связи. Так, Р.Сокал и П.Снит различали три типа мер сходства:
 1. меры **ассоциации**, выражающие различные отношения числа совпадающих признаков к общему их числу, и близкие им коэффициенты сопряженности;
 2. выборочные коэффициенты связи типа **корреляции**;
 3. показатели **расстояния** в метрическом пространстве.

Оценка видового сходства биоценозов

Меры ассоциации:

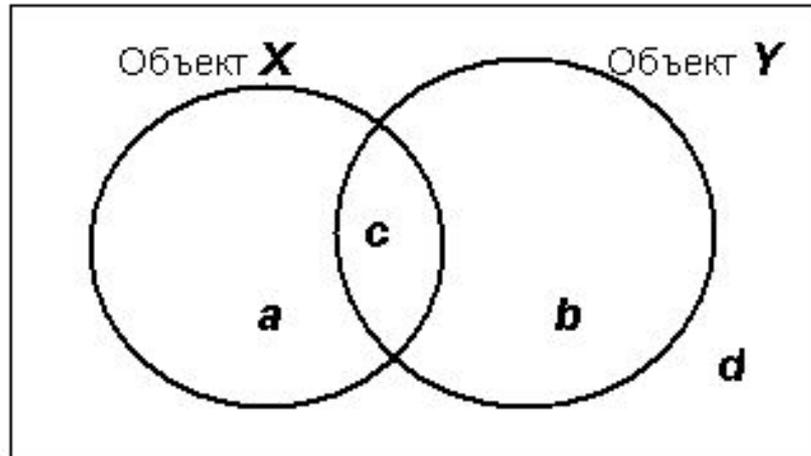
- Большинство выражений для индексов сходства основаны на общих положениях теории множеств, которые могут быть интерпретированы в виде диаграммы Венна.



Оценка видового сходства биоценозов

Меры ассоциации:

- При использовании конкретных выражений для коэффициентов подобия в формулы могут подставляться мощности (число элементов) подмножеств a , b , c и d , если исследователи хотят ограничиться альтернативными высказываниями «отсутствие / наличие» вида, либо показатели обилия в абсолютной или интервальной шкале.



a – множество видов X , отсутствующих в Y

b – множество видов Y , отсутствующих в X

c – множество видов, общих для X и Y

d – множество видов, отсутствующих в X и Y ;

$$S = a \cup b \cup c \cup d$$

Оценка видового сходства биоценозов

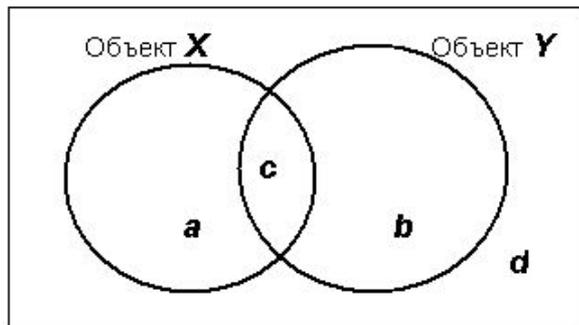
Меры ассоциации:

- Первая попытка количественного выражения степени сходства между сообществами принадлежала в 1901 г. швейцарскому исследователю П. Жаккару (P. Jaccard) и **коэффициент флористического сходства Жаккара** до сих пор широко используется в геоботанике:

$$K_j = c / (a + b - c)$$

- Гидробиологи (да и вообще, экологи) чаще применяют формулу **коэффициента общности видового состава Сьёренсена** [Sørensen, 1948]:

$$K_s = 2c / (a + b)$$



a – множество видов *X*, отсутствующих в *Y*

b – множество видов *Y*, отсутствующих в *X*

c – множество видов, общих для *X* и *Y*

d – множество видов, отсутствующих в *X* и *Y*;

$S = a \cup b \cup c \cup d$

Оценка видового сходства биоценозов

Примеры метрик ассоциации:

- Роджерса и Танимото (он же, Нордхагена): $K3 = c / (a + b + c)$;
- Маунтфорда: $K4 = 2c / (2ab - ac - bc)$;
- Рао-Рассела: $K5 = c / (a + b + c + d)$;
- Дейка: $K6 = 2c / (a + b + 2c)$;
- Кульчинского: $K7 = (a + b) / 2ab$;
- Экмана: $K8 = (a + b) / c$;
- Процент несогласия: $K9 = (a + b) / (a + b + c)$.