

УДК 504.455(470.341)+504.064.36.574(470.341)

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ И ФРАКТАЛЬНАЯ ПРИРОДА МАКРОЗООБЕНТОСА МАЛЫХ ГОРОДСКИХ ВОДОЕМОВ

Д.Б. Гелашвили, Д.А. Пухнаревич, Д.И. Иудин

*Нижегородский государственный университет им. Н.И. Лобачевского
Россия, 603950, Н. Новгород, пр. Гагарина, 23*

Поступила в редакцию 02.05.06 г.

Структурная организация и фрактальная природа макрозообентоса малых городских водоемов. – Гелашвили Д.Б., Пухнаревич Д.А., Иудин Д.И. – Показано, что между донным населением глубоководных участков городских водоемов различия по видовому составу значительнее, чем между зообентосом литорали этих водоемов. Выявлены статистически достоверные различия между озерами по биомассе макрозообентоса и таким показателям, как вариабельность динамики биомассы и видовое разнообразие, обусловленными абиотическими факторами. Дана оценка качества воды. Установлена прямая зависимость вариабельности динамики биомассы от величины экологической ёмкости для малых городских водоемов. Показано, что мультифрактальный спектр может служить адекватным обобщенным геометрическим образом видовой структуры сообществ макрозообентоса.

Ключевые слова: макрозообентос, городские водоемы, структура сообщества, мультифрактальный анализ.

Structural organization and fractal nature of macro-zoo benthos in small urban reservoirs. – Gelashvili D.B., Puchnarevich D.A., Iudin D.I. – The specific structure difference between the ground populations of deep-water places in urban reservoirs is shown to be more significant than that between the zoo benthos of the littoral zone in these reservoirs. Statistically reliable distinctions between lakes by macro-zoo benthos biomass and such parameters as the variability of biomass dynamics and specific variety caused by abiotic factors have been revealed. An estimation of the water quality is given. A direct dependence of the biomass dynamics variability on the ecological capacity has been established for small urban reservoirs. A multifractal spectrum is shown to serve an adequate generalized geometrical image of the specific structure of macro-zoo benthos biomass communities.

Key words: macro-zoo benthos, urban reservoirs, community structure, multifractal analysis.

ВВЕДЕНИЕ

Изучение структуры и функционирования водных экосистем пресных водоемов в связи с особенностями их морфометрии, гидрологии, химизма вод и уровня антропогенного воздействия является одним из фундаментальных разделов современной факториальной экологии (Охапкин, 1998; Алимов, 2000; Дзюбан, Крылова, 2000; Максимов и др., 2001; Филенко, 2001; Кузнецова, 2002). Появление одних организмов и исчезновение других были первыми замеченными признаками быстро развивающихся нарушений свойств озер, расположенных среди культурных ландшафтов (Смирнова, Тимм, 1980). В связи с этим для оценки эффекта антропогенного воздействия на водные экосистемы наряду с физико-химическими и токсикологическими исследованиями широко применяются наблюдения за состоянием основных сообществ гидробионтов, в частности макрозообентоса. Известно, что благодаря своим биологическим и экологическим особенностям донные живот-

ные являются хорошими индикаторами долговременных изменений условий их существования, происходящих в том числе и под влиянием антропогенного воздействия (Пареле, 1981; Тимм, 1987; Попченко, 1992; Розенберг, Краснощеков, 1996; Балушкина, 1997; Баканов, 1998; Зинченко, 1998; Шахматова и др., 2000; Гелашвили и др., 2001; Kansanen et al., 1990; Johnson et al., 1993; Kirk, Perry, 1994). В то же время структурно-функциональная организация макрозообентоса малых водоёмов замедленного водообмена естественного и искусственного происхождения, расположенных в районе техногенно трансформированных территорий, исследована недостаточно.

Цель настоящей работы – анализ особенностей структурной организации сообществ макрозообентоса десяти водоемов городов Нижнего Новгорода и Дзержинска, находящихся в условиях высокой антропогенной нагрузки, с применением традиционных гидробиологических методов и фрактальной геометрии.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Материал был собран и обработан в период с 1998 по 2004 гг. Сбор количественных проб зообентоса проводился ежемесячно на постоянных вертикалях продольных створов изучаемых водоемов. На литорали обследованных водоемов отбирали также качественные пробы. Полевую и камеральную обработку материала проводили общепринятыми методами.

В качестве интегрального показателя структурных и функциональных характеристик донных биоценозов использовалась вариабельность динамики биомассы: $VDB = V_{мин} / V_{макс}$ (Алимов, 1991). Сложность структурной организации сообществ бентоса оценивали с помощью индекса видового разнообразия Шеннона (Мэгарран, 1992). С целью оценки сходства сообществ городских водоемов был использован индекс биоценотического сходства Серенсена (Песенко, 1982).

Экологическая емкость, или отношение средней глубины водоема к максимальной ($E = h_{ср} / h_{макс}$), рассматривалась нами как показатель однородности рельефа дна и косвенный показатель однородности условий обитания зообентоса (Алимов, 2000). Оценка доминантности по численности проводилась с использованием индекса доминантности (Попченко, 1992). Для оценки качества воды были использованы индекс загрязненности воды (ИЗВ), а также индекс сапробности Пантиле – Букка в модификации Сладечека (Макрушин, 1974; Sladecsek, 1973), олигохетный индекс Гуднайта – Уитлея (Goodnight, Whitley, 1961) и хирономидный индекс Балушкиной (Балушкина, 1976).

Для анализа структурно-функциональной организации донных биоценозов были применены кластерный и дисперсионный анализ. Теоретические основы и методические подходы применения теории фракталов для описания видовой структуры гидробиоценозов приведены в наших предыдущих работах (Иудин и др., 2003; Гелашвили и др., 2004; Iudin, Gelashvili, 2003).

Результаты обрабатывали в соответствии с рекомендациями по анализу одномерных и многомерных массивов данных при помощи пакетов прикладных программ Statistica 6.0, Microsoft Excel 9.0 для Windows 2000.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Характеристика абиотических условий. Предметом исследования явились 10 водоемов городов Нижнего Новгорода и Дзержинска, характеризующихся разными гидрологическими и географическими характеристиками (табл. 1). Озера Святое и Круглое находятся в окрестностях г. Дзержинска, остальные водоемы – в г. Нижнем Новгороде, из них пруды-водохранилища Щелоковского хутора – в нагорной, а озера Счастливое, Парковое, Земснаряд, Больничное и Дунайка – в его заречной части. На формирование гидрологического и гидрохимического режимов исследованных водоемов оказывают влияние различные природные подзоны и орорафические районы.

Таблица 1

Гидрографические и гидрологические характеристики городских водоемов

Водоемы	Происхождение	Проточность (коэф. водообмена в межень)	Площадь зеркала, км ²	Площадь водосбора, км ²	Объем воды, м ³	Глубина, м (сред. / макс.)	Характер грунта (литораль / профундаль)	Степень зарастания литорали
Верхний пруд*	Искусственное	Проточное (0.95)	0.0207	2.08	39500	1.91 / 4.00	Заиленный песок / черный ил	Средняя
Средний пруд*	То же	То же (0.60)	0.0315	2.48	76600	2.43 / 6.25	То же	То же
Нижний пруд*	«	« (0.57)	0.0427	2.98	99400	2.33 / 5.10	Заиленный песок / серый и черный ил	«
Счастливое	«	Бессточное (0.132)	0.0256	0.3833	80921	3.2 / 6.0	То же	Высокая
Парковое	«	То же (0.255)	0.08	1.96	220284	2.8 / 5.8	Заиленный песок / черный ил	То же
Земснаряд	Естественное	Проточное (0.089)	0.190	2.68	875838	4.4 / 8.3	Заиленный песок / серый и черный ил	Средняя
Больничное	То же	Бессточное (0.035)	0.037	0.095	76741	2.1 / 6.8	Заиленный песок / черный ил	Низкая
Дунайка	Искусственное	Проточное (0.033)	0.392	0.23	1944316	5.4 / 12.2	Заиленный песок / серый и черный ил	Средняя
Святое	Естественное	Бессточное (0.120)	0.604	4.00	977285	1.6 / 3.3	Заиленный песок / черный ил	То же
Круглое	Старица	Проточное (0.715)	0.130	6.70	273393	2.1 / 5.6	Заиленный песок / серый и черный ил	Высокая

Примечание. Сведения по гидрологическим характеристикам городских озер приведены по материалам экологических паспортов на эти водные объекты. * – пруды-водохранилища Щелоковского хутора.

Донные отложения исследованных водоемов представлены илистыми или илисто-песчаными грунтами, местами с примесью глины, детрита. Гидрохимический анализ установил наличие в водоемах высоких концентраций тяжелых металлов, биогенов и нефтепродуктов. Наиболее высокие показатели ИЗВ характерны для придонных горизонтов оз. Дунайка (8.3) и Верхнего пруда Щелоковского хутора (8.0), что обусловлено высокими концентрациями бенз(а)пирена и марганца в Верхнем пруду и марганца и железа в оз. Дунайке.

Классы качества по ИЗВ колебались от III, «умеренно загрязненных» (озера Счастливое, Парковое, Земснаряд и Больничное) до VI, «очень грязных» вод

(Верхний и Средний пруды Щелоковского хутора, озера Дунайка и Круглое). Приоритетные загрязняющие вещества в основном сходны для всех изученных водоемов – ими являются марганец, медь, цинк, железо и нефтепродукты. В целом во всех исследованных водоемах имеется тенденция роста уровня загрязнения от поверхности ко дну, где вода имеет более низкие характеристики качества. Как правило, состояние водоемов улучшается в переходные периоды года (весной и осенью), когда имеет место более интенсивный водообмен, и ухудшается в периоды установившейся стратификации.

Видовая структура и динамика количественных показателей макрозообентоса городских водоемов. Всего в обследованных водоемах обнаружено 197 видов зообентонтов, относящихся к 56 семействам, 19 отрядам, 10 классам и 5 типам. Обнаруженные таксономические группы типичны для водоемов умеренных широт.

Наиболее богатыми по числу видов являются бентоценозы озера Земснаряд (88 видов). Самым бедным был зообентос Верхнего пруда Щелоковского хутора (45 видов), что, вероятно, в значительной мере обусловлено химическим загрязнением воды и донных отложений, особенно бенз(а)пиреном. Максимальное видовое разнообразие, оцениваемое по среднесезонному значению индекса Шеннона, отмечено в озере Дунайке, минимальное – в озере Святом.

В результате расчета индекса доминантности по численности видов было установлено, что в сублиторали и профундали большинства исследованных водоемов наблюдается ярко выраженное доминирование одного или нескольких эврибионтных видов, что свидетельствует об экстремальных (стрессовых) условиях обитания донных беспозвоночных. При этом в некоторых водоемах на отдельных участках наблюдалось полное отсутствие макрозообентоса. Наиболее высокие показатели индекса отмечены для *Tubifex tubifex* Mull. – 46.3 (оз. Земснаряд) и *Chaoborus* sp. – 29.05 (оз. Счастливое). Субдоминантами являются некоторые виды олигохет, моллюсков и хирономид.

Характеристика биоценотического и структурно-функционального сходства городских водоемов. С целью оценки биоценотического и структурно-функционального сходства исследованных водоемов (табл. 2) были проведены одномерный и многомерный кластерные анализы, а также многомерный дисперсионный анализ.

Одномерный кластерный анализ. Известно, что наибольший вклад в видовое богатство исследованных водоемов вносит население литорали, где условия для развития донной фауны более благоприятные. Мелководность способствует ветровому перемешиванию водной массы и улучшению газового режима в придонных слоях воды, а массовое развитие макрофитов приводит к формированию фитофильных сообществ, которые гораздо более разнообразны по видовому составу, чем в других участках акватории водоемов. Одномерный кластерный анализ на основе индекса биоценотического сходства Серенсена (k) по видам зообентонтов, встреченным в литорали, выявил разбиение изучаемых 10 водоемов на два кластера. В первый вошли озера Дунайка, Святое, Земснаряд, Круглое, Больничное, Парковое и Счастливое, расположенные в заречной части Нижнего Новгорода и в

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ И ФРАКТАЛЬНАЯ ПРИРОДА

Дзержинске, во второй – пруды-водохранилища Щелоковского хутора, расположенные в нагорной части Нижнего Новгорода (рис. 1). Установлено, что максимальное сходство наблюдается между бентоценозами озер Святое и Дунайка ($k = 0.586$), а также Земснаряд и Круглое ($k = 0.581$).

Таблица 2

Структурные и функциональные характеристики макрозообентоса сублиторали
и профундали городских озер в течение сезона

Водоем	Время сбора проб	Численность, экз. / м ²	Биомасса, г/м ²	ВДБ	Число видов	Индекс Шеннона
Верхний пруд	Лето	150±60	1.2±0.4	0.018	9	0.98±0.33
	Осень	1660±560	3.8±1.1	0.297	10	1.57±0.62
	Сезон	750±320	2.3±0.7	0.01	17	1.28±0.34
Средний пруд	Лето	640±290	13.6±8.7	0.002	32	1.83±0.31
	Осень	730±130	8.8±3.9	0.062	27	2.06±0.33
	Сезон	710±180	11.7±5.3	0.002	46	1.93±0.22
Нижний пруд	Лето	1470±430	3.4±1.4	0.007	26	1.61±0.31
	Осень	1820±860	3.3±1.3	0.058	21	1.21±0.40
	Сезон	1610±420	3.4±0.9	0.007	34	1.45±0.24
Счастливое	Весна	2150±2010	5.6±5.2	0.021	12	1.44±0.07
	Лето	500±270	0.9±0.4	0.023	13	1.34±0.22
	Осень	850±210	2.6±0.8	0.162	10	0.66±0.24
	Сезон	890±350	2.2±0.9	0.005	21	1.14±0.15
Парковое	Весна	90±10	0.2±0.0	0.382	3	0.33±0.33
	Лето	1840±780	1.8±0.7	0.058	18	0.77±0.14
	Осень	3290±1320	5.8±2.1	0.054	10	0.81±0.17
	Сезон	2040±620	2.9±0.9	0.007	21	0.71±0.11
Земснаряд	Весна	800±140	3.9±2.2	0.082	15	2.22±0.07
	Лето	2940±900	5.6±1.9	0.013	30	1.35±0.18
	Осень	4800±1680	6.6±2.2	0.175	30	1.83±0.39
	Сезон	3200±760	5.6±1.2	0.01	39	1.65±0.17
Больничное	Лето	140±60	0.3±0.1	0.42	5	0.30±0.16
	Осень	620±560	1.7±1.5	-	1	0
	Сезон	330±220	0.9±0.6	0.002	6	0.18±0.10
Дунайка	Лето	410±160	0.6±0.2	0.045	10	3.48±0.09
	Осень	330±170	0.5±0.3	0.11	10	2.86±0.06
	Сезон	380±110	0.6±0.2	0.045	14	3.29±0.10
Святое	Весна	40±20	0.6±0.6	0.011	2	0
	Лето	140±140	3.1±3.1	0.002	2	0
	Осень	170±110	1.5±1.0	0.0007	3	0.17±0.17
	Сезон	130±80	2.2±1.6	0.0007	5	0.06±0.06
Круглое	Весна	170±140	2.6±2.2	0.123	7	1.12±0.69
	Лето	320±260	0.8±0.7	0.001	5	0.11±0.11
	Осень	1420±1170	3.5±2.8	0.077	3	0.16±0.16
	Сезон	660±410	2.0±1.0	0.0001	14	0.30±0.15

В рамках нашего исследования также представляло несомненный интерес провести анализ видового сходства между донными сообществами относительно

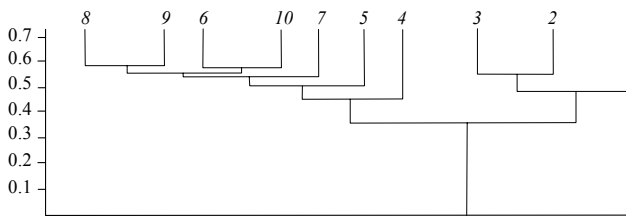


Рис. 1. Дендрограмма биоценотического сходства макрозообентоса литорали водоемов городов Нижнего Новгорода и Дзержинска по индексу Серенсена, построенная методом одиночного присоединения (1 – Верхний пруд, 2 – Средний пруд, 3 – Нижний пруд, 4 – оз. Счастливое, 5 – оз. Парковое, 6 – оз. Земснаряд, 7 – оз. Больничное, 8 – оз. Дунайка, 9 – оз. Святое, 10 – оз. Круглое)

шесть кластеров. В первый вошли озера Счастливое и Дунайка, во второй – Верхний и Средний пруды Щелоковского хутора, в третий – озера Парковое, Земснаряд и Нижний пруд-водохранилище, в четвертый – озеро Больничное, в пятый – озеро Круглое, в шестой – озеро Святое (рис. 2). Следовательно, между донным населением глубоководных участков городских водоемов видовые различия выражены значительно, чем между зообентосом литорали этих водоемов. Таким образом, если условия существования зообентонтов в прибрежных зонах городских водо-

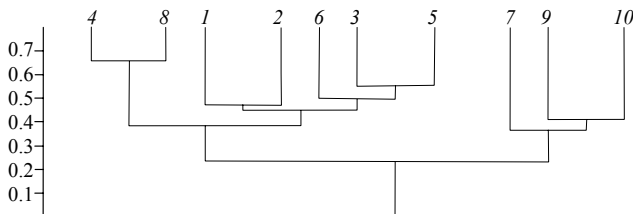


Рис. 2. Дендрограмма биоценотического сходства макрозообентоса сублиторали и профундали водоемов городов Нижнего Новгорода и Дзержинска по индексу Серенсена, построенная методом одиночного присоединения (1 – Верхний пруд, 2 – Средний пруд, 3 – Нижний пруд, 4 – оз. Счастливое, 5 – оз. Парковое, 6 – оз. Земснаряд, 7 – оз. Больничное, 8 – оз. Дунайка, 9 – оз. Святое, 10 – оз. Круглое)

родного ландшафта. В отношении изученных нами малых городских водоемов данная зависимость подтверждается в полной мере ($E = 38.577ВДБ \cdot 10^3 - 10.941$, $R^2 = 0.76$). Такая закономерность объясняется тем, что экологическая емкость водоема ($E = h_{cp} / h_{max}$) является показателем выравниваемости рельефа дна и соответственно показателем однородности условий обитания зообентонтов. При возрастании экологической емкости водоемов уменьшаются различия между наибольшими и наименьшими в течение года значениями биомассы макрозообентоса. Таким обра-

глубоководных участков городских водоемов (глубина более 1.8 м), где экологическая ситуация гораздо более неблагоприятная и зообентос находится в стрессовых условиях.

Кластерный анализ на основе индекса биоценотического сходства выявил разбиение сообществ макрозообентоса сублиторали и профундали исследованных водоемов на шесть кластеров. В первый вошли озера Счастливое и Дунайка, во второй – Верхний и Средний пруды Щелоковского хутора, в третий – озера Парковое, Земснаряд и Нижний пруд-водохранилище, в четвертый – озеро Больничное, в пятый – озеро Круглое, в шестой – озеро Святое (рис. 2). Следовательно, между донным населением глубоководных участков городских водоемов видовые различия выражены значительно, чем между зообентосом литорали этих водоемов. Таким образом, если условия существования зообентонтов в прибрежных зонах городских водо-

мов сходны и сглаживают различия между биоценозами, то условия в глубоководных участках варьируют сильнее, что отражается на видовом составе.

В исследованиях А.Ф. Алимова (2000) была установлена прямая зависимость вариабельности динамики биомассы зообентоса от величины экологической емкости крупных водоемов при-

зом, в водоемах с более однообразными условиями обитания донных животных внутригодовые колебания биомассы оказываются меньше, чем в водоемах с более разнообразными.

Многомерный кластерный анализ. Многомерный кластерный анализ был проведен по пяти основным структурно-функциональным характеристикам макрозообентоса (численность, биомасса, число видов, ВДБ и индекс Шеннона) (см. табл. 2). Все показатели предварительно были нормированы на среднее значение. Анализ данных методом Уорда выявил, что по структурно-функциональным показателям донных сообществ исследованные водоемы разбились на 4 кластера. Обособились в три отдельных кластера озера Дунайка (8), Земснаряд (6) и Средний пруд-водохранилище Щелоковского хутора (2). Все остальные водоемы отошли в один

«большой» кластер (рис. 3). Сопоставление результатов одномерного (по видовому сходству сублиторали и профундали) и многомерного кластерного анализов показывает, что при многомерном анализе сохраняются устойчивые группировки, дифференцируемые в пределах «большого» кластера. Это относится к оз. Парковому (5) и

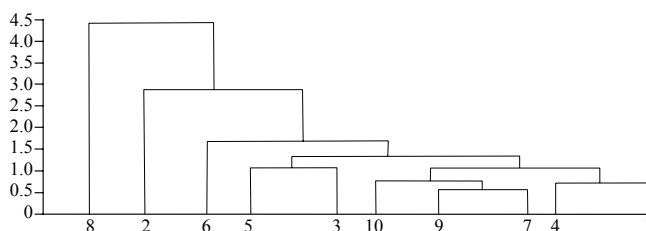


Рис. 3. Дендрограмма сходства структурно-функциональных показателей сообществ макрозообентоса водоемов городов Н. Новгорода и Дзержинска, полученная с помощью многомерного кластерного анализа методом Уорда (1 – Верхний пруд, 2 – Средний пруд, 3 – Нижний пруд, 4 – оз. Счастливое, 5 – оз. Парковое, 6 – оз. Земснаряд, 7 – оз. Больничное, 8 – оз. Дунайка, 9 – оз. Святное, 10 – оз. Круглое)

Среднему пруду (3), а также озерам Больничному (7), Святому (9) и Круглому (10). Таким образом, результаты многомерного кластерного анализа подтверждают сделанное ранее заключение о более выраженных биоценотических различиях макрозообентоса в глубоководных участках водоемов на урбанизированной территории.

Перед проведением дисперсионного анализа данные были проверены на гомогенность дисперсий по тесту Левена. В результате данной процедуры статистически значимой гетерогенности обнаружено не было.

Для оценки статистической значимости полученных кластерных решений был проведен многомерный дисперсионный анализ. Показано, что разбиение статистически значимо: λ Уилкса = 0.00002 при $p = 0.0006$.

Результаты многомерного дисперсионного анализа (MANOVA) выявили статистически значимые различия между четырьмя кластерами по трем из изученных характеристик: биомассе, $p_B = 0.0001$; вариабельности динамики биомассы, $p_{ВДБ} = 0.0003$ и индексу Шеннона, $p_H = 0.023$.

Оценка качества воды исследуемых водоемов гидробиологическими методами. Анализ качества воды проводили по четырем широко используемым в

гидробиологии индексам (табл. 3). Индекс сапробности Пантле – Букка, рассчитанный по численности видов, характеризует большинство исследованных водоемов как α -мезосапробные. Исключение составляют β -мезосапробные озеро Круглое и Средний пруд-водохранилище Щелоковского хутора и полисапробное озеро Святое. Колебания индекса Вудивисса в течение сезона и в зависимости от места отбора проб имели большую амплитуду, как, например, в озере Круглом и Верхнем пруду-водохранилище. Воды литорали индекс Вудивисса характеризовал преимущественно как «чистые» или «умеренно загрязненные». Хириноидный индекс Балушкиной в среднем за сезон характеризовал воды исследованных объектов как «загрязненные» или «умеренно загрязненные». В озере Парковом осенью 2000 г. отмечено его максимальное значение – 11.5, что характеризует качество вод водоема как «грязные». Небольшое относительное количество олигохет в профундали и сублиторали Верхнего и Среднего прудов-водохранилищ Щелоковского хутора и озера Больничного привело к тому, что индекс Гуднайта – Уитлея оценивал воды этих водоемов в среднем за сезон как «чистые», что является завышенной характеристикой и не согласуется с показаниями других индексов. Индекс Гуднайта – Уитлея был максимален в озерах Дунайка и Святое, воды которых оценивал как «грязные». Эта оценка не согласуется с показаниями индекса Шеннона для озера Дунайки, где видовое разнообразие макрозообентоса – наивысшее для всех исследованных водоемов. Остальные водоемы индекс Гуднайта – Уитлея характеризовал как «загрязненные» или «умеренно загрязненные».

Таблица 3

Оценка качества воды сублиторали и профундали водоемов городов Нижнего Новгорода и Дзержинска в 1998 – 2001 гг. с помощью гидробиологических индексов

Водоем	Индекс Гуднайта – Уитлея		Индекс сапробности Пантле – Букка		Индекс Балушкиной		Индекс Вудивисса	
	Значение индекса	Класс качества воды	Значение индекса	Зона сапробности	Значение индекса	Класс качества воды	Значение индекса	Класс качества воды
Верхний пруд	21.30±15.05	II	3.39±0.15	α -мезосапробная	6.63±0.43	IV	6–0	III – VI
Средний пруд	23.62±8.80	II	2.39±0.23	β -мезосапробная	8.67±0.51	IV	5–0	III – VI
Нижний пруд	51.93±9.50	IV	2.71±0.10	α -мезосапробная	7.82±0.85	IV	3–0	V – VI
Счастливое	49.80±8.93	III	2.70±0.70	То же	5.22±0.87	III	4–0	IV – VI
Парковое	65.60±9.86	IV	2.80±0.09	«	8.6±1.35	IV	5–0	III – VI
Земснаряд	64.78±6.37	IV	3.03±0.04	«	6.9±0.15	IV	6–2	III – V
Больничное	27.30±27.30	II	2.51±0.17	«	8.17±1.67	IV	2–0	V – VI
Дунайка	78.98±5.76	V	3.29±0.10	«	6.5±0.01	III	2–0	V – VI
Святое	83.30±16.67	V	3.54±0.17	Полисапробная	5.33±1.17	III	1–0	VI
Круглое	54.60±45.46	IV	2.46±0.09	β -мезосапробная	5.04±1.46	III	6–0	III – VI

Примечание. Классификация качества вод: I – очень чистые, II – чистые, III – умеренно загрязненные, IV – загрязненные, V – грязные, VI – очень грязные.

Таким образом, в целом ряде случаев индекс Гуднайта – Уитлея представил несогласованные с другими показателями результаты и при его использовании

применительно к малым городским водоемам следует соблюдать определенную осторожность.

Фрактальная структура сообществ макрозообентоса городских озер. Ранее нами (Иудин и др., 2003; Гелашвили и др., 2004; Iudin, Gelashvili, 2003) было теоретически обосновано положение о том, что видовая структура биотических сообществ может быть количественно описана с помощью мультифрактального формализма. Предпосылкой этому явилась гипотеза Маргалефа (1992), связывающая число видов в сообществе (S) и суммарный объем выборки (N) степенной зависимостью

$$S = N^k. \quad (1)$$

Именно свойства степенной функции (самоподобие, масштабная инвариантность, сохраняемая и в случае дробных показателей степени) позволили Маргалефу поставить вопрос о фрактальной организации биотических сообществ. Степенная зависимость (1) в ортогональных координатах натуральных значений S и N легко преобразуется в линейную в билигарифмических координатах

$$\ln S = k \ln N, \quad (2)$$

где $k = \ln S / \ln N$, $0 \leq k \leq 1$, имеет смысл индекса видового разнообразия Маргалефа. Выражения (1), (2) показывают, что видовая структура сообщества (в данном случае в виде его компонента – видового богатства) инвариантна относительно преобразования его численности. Величину k можно трактовать как соответствующую фрактальную размерность: число элементов видовой структуры – число видов сообщества – меняется по степенному закону с показателем k при увеличении размеров системы, т.е. с ростом численности сообщества. Проверка этого положения для сообществ макрозообентоса городских озер показала хорошее совпадение с теорией фракталов (рис. 4).

Действительно, с увеличением объема выборки (сложением результатов нескольких независимых проб меньшего размера) видовое богатство макрозообентоса в билигарифмических координатах растет линейно и удовлетворительно аппроксимируется уравнением (2):

$$\ln(S) = -0.17 + 0.49 \ln(N).$$

Однако сама по себе фрактальная размерность k не дает исчерпывающего количественного представления о структуре самоподобного объекта. Наиболее общее описание внутреннего устройства самоподобных объектов позволяет дать

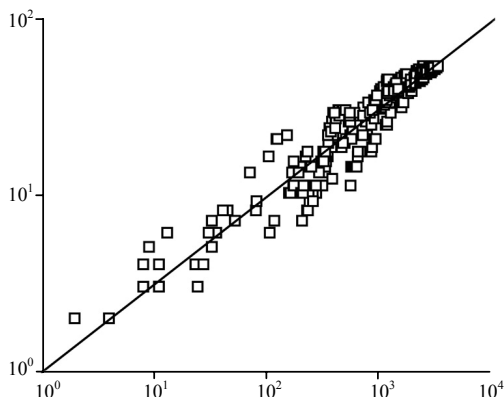


Рис. 4. Зависимость логарифма обнаруженного числа видов макрозообентоса (ось ординат) от логарифма размера выборки (ось абсцисс) для городских озер г. Н. Новгорода за 2000 год

теория мультифракталов, характеризуемых бесконечной иерархией размерностей (Федер, 1991; Мандельброт, 2002). Разработанная и подробно описанная нами процедура построения мультифрактальных спектров гидробиоценозов (Гелашвили и др., 2004) дает возможность получить обобщенный геометрический образ видовой структуры сообщества, апробированный на разномасштабных водных объектах (Шурганова и др., 2005). В качестве примера приведем эволюцию мультифрактальных спектров видового распределения макрозообентоса городских озёр в период с мая по август 2000 г. (рис. 5). Здесь индекс сингулярности a характеризует

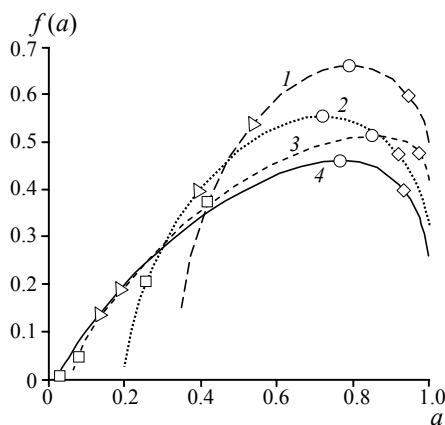


Рис. 5. Сезонная динамика мультифрактальных спектров видовой структуры сообщества макрозообентоса городских озёр. По оси абсцисс: a – индекс сингулярности; по оси ординат: $f(a)$ – спектр сингулярностей. Номера графиков отвечают взятию проб: 1 – в мае, 2 – июне, 3 – июле, 4 – августе. Условные обозначения фрактальных размерностей соответствующих: $\diamond$ – представленности редких видов; $\circ$ – видовому разнообразию по Маргалефу (k); Δ – видовому разнообразию по Шеннону (H); $\square$ – видовому разнообразию по Симпсону (C)

асимптотическое поведение подмножества видов с фрактальной размерностью $f(a)$ (спектр сингулярностей) при увеличении численности. Он показывает, насколько быстро убывает удельное число представителей данного вида при увеличении суммарной численности N : $p_i(N) \propto N^{a_i}$. Чем меньше a_i , тем медленнее это убывание и тем более представительный (доминирующий) вид мы имеем. Размерность $f(a)$ показывает, как много видов с данной сингулярностью a_i содержится внутри всего сообщества. Иными словами, $f(a)$ есть размерность подмножества видов с сингулярностью a . Экстремум спектра $f_{\max} = f(a(q=0)) = k$ совпадает с индексом разнообразия Маргалефа и соответствует монофрактальной размерности распределения. Следует сразу отметить, что при таком подходе сообщество рассматривается как множество, состоящее из отдельных фрактальных подмножеств, которые можно интерпретировать как совокупности особей, относящихся к видам со сходной представленностью. Так, например, можно выделить подмножество доминирующих видов, подмножество субдоми-

нантов и т.д. Для таких подмножеств можно вычислить фрактальную размерность, которая и будет характеризовать видовое разнообразие. Именно такой смысл имеет ордината точек на графике мультифрактального спектра. Абсцисса же точек характеризует представленность (долю) видов того или иного подмножества. Ее также можно интерпретировать как скорость убывания доли вида (типичного представителя данного подмножества) при росте объема выборки.

Наличие на графике спектра точек, лежащих по оси « a » близко к нулю, означает присутствие в сообществе сильных доминантов (причем, чем меньше абсцисса точек, тем сильнее доминирование); наличие же точек, лежащих близко к еди-

нице, означает присутствие в сообществе редких видов. Следует подчеркнуть, что мультифрактальный анализ позволяет выявить вклад редких видов в видовую структуру сообщества: на рисунке правые ветви спектров систематически короче левых. В свою очередь, ширину спектра можно интерпретировать как показатель выравнинности видов в сообществе: чем шире спектр, тем меньше выравнинность, и наоборот. Крайним вариантом выравнинности является равнопредставленность видов; при этом весь спектр схлопывается в единственную точку, ордината которой соответствует монофрактальной размерности сообщества.

Из сказанного следует, что точки кривой мультифрактального спектра описывают разнообразие в отдельных группах видов. В то же время на этой кривой находятся точки, которым можно поставить в соответствие известные индексы разнообразия, характеризующие сообщество в целом. Однако в этом нет непреодолимого противоречия. Дело в том, что различные индексы разнообразия придают разное значение видам, отличающимся своей представленностью. Так, например, широко известно, что основной вклад в индекс разнообразия Симпсона вносят широко представленные виды. Поэтому различные индексы разнообразия действительно в большей степени характеризуют отдельные группы видов с определенной представленностью. Для получения же полной информации о структуре сообщества необходимо рассмотрение всего спектра индексов. Такую возможность и предоставляет мультифрактальный анализ. Для верификации диагностических возможностей мультифрактального анализа в первом приближении можно сопоставить сезонную динамику мультифрактальных спектров с вычисленными значениями фрактальных размерностей и биоценотических показателей. Анализ мультифрактальных спектров (май – август), приведенных на рис. 5, свидетельствует о возрастании доминирования и, напротив, о снижении видового разнообразия, оцениваемого соответствующими фрактальными размерностями. Качественно аналогичная динамика имеет место и для значений этих показателей, полученных аналитическим путем. Так, увеличение индекса доминирования с мая по август можно представить следующим рядом:

$$0.55 < 0.78 < 1.8 \cong 1.8.$$

В этот же период времени закономерно снижается значение показателя видового разнообразия по Маргалефу (k):

$$0.30 > 0.26 > 0.23 \cong 0.23.$$

Подводя итог проведенным исследованиям, можно заключить, что между донным населением глубоководных участков городских водоемов видовые различия выражены значительно сильнее, чем между зообентосом литорали этих водоемов. Многомерный дисперсионный анализ позволил установить статистически значимые различия между озерами по таким характеристикам, как биомасса макрозообентоса, вариабельность динамики биомассы и видовое разнообразие. Подтверждена прямая зависимость вариабельности динамики биомассы макрозообентоса от величины экологической ёмкости для малых городских водоемов. Показано, что видовая структура биотических сообществ может быть количественно описана

с помощью мультифрактального формализма. При этом мультифрактальный спектр можно рассматривать как обобщенный геометрический образ видовой структуры сообщества.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алимов А.Ф.* Сезонные и многолетние изменения биомассы зообентоса континентальных водоемов // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, № 2. С. 28 – 46.
- Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
- Баканов А.И.* Использование комбинированных индексов для мониторинга пресноводных водоемов по зообентосу // Водные ресурсы. 1998. Т. 25, № 5. С. 108 – 111.
- Балушкина Е.В.* Хиროномиды как индикаторы степени загрязнения воды // Методы биологического анализа пресных вод / Зоол. ин-т АН СССР. Л., 1976. С. 106 – 118.
- Балушкина Е.В.* Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ // Тр. Зоол. ин-та РАН. 1997. Т. 272. С. 266 – 291.
- Гелашвили Д.Б., Шахматова Р.А., Радаев А.А., Пухнарович Д.А., Кравченко А.А., Безруков М.Е., Силкин А.А.* Многомерный статистический анализ структуры сообществ макрозообентоса городских озер // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2001. Т. 3, № 2. С. 284 – 292.
- Гелашвили Д.Б., Иудин Д.И., Розенберг Г.С., Якимов В.Н., Шурганова Г.В.* Степенной закон и принципы самоподобия в описании видовой структуры сообществ // Поволж. экол. журн. 2004. №3. С. 227 – 245.
- Дзюбан А.Н., Крылова И.Н.* Оценка состояния бактериопланктона и бактериобентоса Рыбинского водохранилища в районе г. Череповец (Вологодская обл.) // Биол. внутренних вод. 2000. № 4. С. 68 – 80.
- Зинченко Т.Д.* Изменение структуры донных сообществ равнинных рек в условиях критических антропогенных нагрузок // Экологические проблемы бассейнов крупных рек: Тез. Междунар. конф. / Ин-т экологии Волж. бассейна РАН. Тольятти, 1998. С. 199 – 200.
- Иудин Д.И., Гелашвили Д.Б., Розенберг Г.С.* Мультифрактальный анализ видовой структуры биотических сообществ // Докл. РАН. 2003. Т. 389, №2. С. 279 – 282.
- Кузнецова М.А.* Изменения структурно-функциональных характеристик зоопланктона в ходе эвтрофирования разнотипных озер в аспекте концепции сукцессии (на примере озер Восточно-Европейской равнины): Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Н. Новгород, 2002. 38 с.
- Мандельброт Б.* Фрактальная геометрия природы / Ин-т компьютерных исследований. М., 2002. 656 с.
- Макрушин А.В.* Биологический анализ качества вод. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1974. 60 с.
- Максимов В.Н., Булгаков Н.Г., Левич А.П.* Индикация экологического неблагополучия как основа количественных методов экологического контроля рек // Малые реки: Современное экологическое состояние, актуальные проблемы: Тез. докл. Междунар. науч. конф. / Ин-т экологии Волж. бассейна РАН. Тольятти, 2001. 131 с.
- Маргалев Р.* Облик биосферы. М.: Наука, 1992. 254 с.
- Мэгарран Э.* Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 181 с.
- Охапкин А.Г.* Видовой состав фитопланктона как показатель условий существования в водоемах разного типа // Ботан. журн. 1998. Т. 83, № 9. С. 1 – 13.
- Пареле Э.А.* Олигохетофауна как показатель сапробности малых рек // Гидробиологический режим малых рек в условиях антропогенного воздействия. Рига: Зинатне, 1981. С. 127 – 135.

СТРУКТУРНАЯ ОРГАНИЗАЦИЯ И ФРАКТАЛЬНАЯ ПРИРОДА

Песенко Ю.И. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М.: Наука, 1982. 287 с.

Попченко В.И. Мониторинг макрозообентоса // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. С. 64 – 104.

Розенберг Г.С., Краснощеков Г.П. Волжский бассейн: экологическая ситуация и пути рационального природопользования / Ин-т экологии Волж. бассейна РАН. Тольятти, 1996. 249 с.

Смирнова Н.Ф., Тимм В.Я. Антропогенное воздействие на малые озера. Л.: Наука. Ленингр. отд-ние, 1980. 172 с.

Тимм Т.Э. Малоощетинковые черви (Oligochaeta) водоемов Северо-Запада СССР. Таллин: Валгус, 1987. 299 с.

Филенко О.Ф. Некоторые проблемы водной токсикологии в связи с требованиями современной практики // Тез. докл. VIII съезда гидробиол. о-ва РАН / АтлантНИРО. Калининград, 2001. Т. 2. С. 188.

Федер Е. Фракталы. М.: Мир, 1991. 214 с.

Шахматова Р.А., Гелаишвили Д.Б., Безруков М.Е., Кравченко А.А. Анализ структуры сообществ макрозообентоса городских озер с различным уровнем химического загрязнения // Биол. внутренних вод. 2000. № 1. С. 92 – 102.

Шурганова Г.В., Иудин Д.И., Гелаишвили Д.Б., Якимов В.Н. Мультифрактальный анализ видового разнообразия зоопланктоценозов Чебоксарского водохранилища // Актуальные проблемы рационального использования биологических ресурсов водохранилищ. Рыбинск: Изд-во «Рыбинский дом печати», 2005. С. 294 – 309.

Goodnight C.I., Whitley T.S. Oligochaetes as indicators of pollution // Proc. 15th Industr. Waste Conf. / Pardus Univ. Ext. End. 1961. Ser.106, №45. P. 139 – 142.

Iudin D.I., Gelashvili D.B. Multifractality in ecological monitoring // Nuclear instruments and methods in physics research. 2003. Sect. A. № 502. P. 799 – 801.

Johnson R.K., Wiederholm T., Rosenberg D.M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, population, and species assemblages of benthic macroinvertebrates // Freshwater Bio-monitoring and benthic Macroinvertebrates. N.Y.: Chapman and Hall, 1993. P. 40 – 158.

Kansanen P.H., Paasivirta L., Vayrynen T. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland // Hydrobiologia. 1990. Vol. 202, № 3. P. 153 – 170.

Kirk E.J., Perry S. Macroinvertebrate production estimates in the Kanawaha Rivier, West Virginia // Hydrobiologia. 1994. Vol. 281, № 1. P. 39 – 50.

Sladeczek V. System of water quality from biological point of view // Arch. Hydrobiol. 1973. Bd. 7, h. 7. S. 808 – 816.