

УДК 574.52

СВЯЗЬ СТРУКТУРЫ МАКРОЗООБЕНТОСА С ГИДРОХИМИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ В РЕКАХ РАЗНОГО ПОРЯДКА БАСЕЙНА НЕМАНА¹

© 2024 г. В. П. Семенченко^{а, *}, В. Н. Корнеев^б, М. Д. Мороз^а, Г. М. Тищиков^б

^аНаучно-практический центр НАН Беларуси по биоресурсам Минск, 220072 Беларусь

^бЦентральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов, Минск, 220086 Беларусь

*e-mail: semenchenko57@mail.ru

Поступила в редакцию 28.02.2023 г.

После доработки 28.09.2023 г.

Принята к публикации 25.11.2023 г.

Проанализирована связь между гидрохимическими и структурными показателями сообщества макрозообентоса, включая биотические индексы, для рек бассейна Немана в весенний и летний периоды. Перечень гидрохимических показателей включал pH, концентрацию растворенного кислорода, содержание ионов аммонийного и нитратного азота, растворенного фосфора и тяжелых металлов. Установлена тесная корреляционная связь между структурными показателями макрозообентоса и гидрохимическим составом воды, она четко выражена для летнего периода. Максимальные величины коэффициентов корреляции получены для связи доли ЕРТ и доли олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса. Связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимическими показателями оказалась недостоверной. Подчеркивается важность мультиметрического подхода, учитывающего как гидробиологические, так и гидрохимические показатели.

Ключевые слова: реки бассейна Неман, макрозообентос, гидрохимические показатели, гидробиологические показатели.

DOI: 10.31857/S0321059624030093 EDN: AUGLIH

ВВЕДЕНИЕ

Водные беспозвоночные, в частности макрозообентос, — основные биоиндикаторы при оценке экологического статуса поверхностных вод, поскольку аккумулируют различные токсические вещества, биогенные элементы, а также реагируют на изменения среды обитания, вызванные гидроморфологическими процессами [4, 6, 17].

Несмотря на ряд исследований по разработке разного рода биотических индексов с учетом сообщества макрозообентоса, связь структурных показателей сообщества с гидрохимическими данными слабо исследована. Следует отметить, что в отличие от гидрохимических величин, которые характеризуют качество воды в момент отбора проб, макрозообентос реагирует с запаз-

дыванием, что отражает длительное воздействие различного рода факторов.

Определение связи структурных показателей сообщества макрозообентоса с гидрохимическими данными имеет чисто практическое значение. Во-первых — это составная часть мониторинга, результаты которого могут быть использованы при управлении водными ресурсами [11]. Во-вторых, в настоящее время широко используется установка автоматических станций или сходного оборудования для определения различных гидрохимических величин или в режиме реального времени, или с затратой небольшого времени для измерения (“high-frequency water quality measurements”) [5]. В связи с этим определение гидрохимических показателей, которые в наибольшей степени отражают воздействие на макрозообентос, как индикаторов качества воды — одна из приоритетных задач при установке автоматических станций.

Цель данной работы — анализ связи структурных показателей сообщества макрозообентоса,

¹ Работа выполнена в рамках подпрограммы “Устойчивое использование природных ресурсов и охрана окружающей среды с учетом изменения климата” (проект № 20213614).

включая биотические индексы, с гидрохимическими данными для рек разного порядка бассейна р. Неман, находящихся при различной степени антропогенной нагрузки, для выделения наиболее информативных из них.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исследования проведены в весенний и летний периоды на створах рек бассейна Немана (рис. 1). Следует отметить, что на р. Неман выше г. Гродно построена плотина Гродненской гидроэлектростанции, в результате этого образовалось водохранилище руслового типа.

Исследованные реки в течение длительного времени испытывают значительный антропогенный пресс, в основном вызванный сбросом различного рода загрязняющих веществ из очистных сооружений.

Перечень гидрохимических показателей для анализа следующий: содержание растворенного кислорода, рН, БПК₅, аммонийный и нитратный азот, растворенный фосфор, ионы меди и цинка. Концентрация тяжелых металлов (марганец, хром, никель), а также содержание нефтепродуктов и СПАВ в большинстве случаев соответствовало классу 1 качества воды.



Рис. 1. Створы отбора проб на реках бассейна Немана (1 – р. Неман; 53.761538 с.ш.; 23.81058 ю.д.); 2 – р. Неман; 53.6395 с.ш.; 23.9822 ю.д.); 3 – р. Котра (53.5621 с.ш.; 24.0770 ю.д.); 4 – р. Скиделянка (53.6065 с.ш.; 24.2255 ю.д.); 5 – р. Неман (53.5128 с.ш.; 24.0755 ю.д.); 6 – р. Неман (53.4723 с.ш.; 24.2403 ю.д.); 7 – р. Щара (53.1176 с.ш.; 25.3000 ю.д.); 8 – р. Неман (53.8650 с.ш.; 25.7462 ю.д.); 9 – р. Неман (53.6714 с.ш.; 25.4432 ю.д.); 10 – р. Берестовичанка (53.1884 с.ш.; 23.9572 ю.д.).

Методика определения гидрохимических показателей была следующей:

- растворенный кислород – HI9143 (HANNA Instruments);
- рН – HI98108 (HANNA Instruments);
- БПК₅ – флуориметрический метод;
- аммонийный азот – спектрометрический;
- нитратный азот – система капиллярного электрофореза;
- растворенный фосфор – флуориметрический метод;
- ионы меди, цинка и других металлов – метод атомной адсорбционной спектрометрии.

Также определялась концентрация синтетических поверхностно активных веществ (СПАВ) и нефтепродуктов.

Для расчета структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотических индексов использован пакет программ ASTERICS 4.04.

Для оценки связи гидрохимических показателей со структурой сообщества макрозообентоса использован регрессионный и корреляционный анализ. Полученные величины структурных показателей в случае нелинейных связей трансформированы в $\log x + 1$.

РЕЗУЛЬТАТЫ

Гидрохимические показатели

В табл. 1 приведены данные по гидрохимическим показателям, полученным в весенний и летний периоды. В весенний период для большинства исследованных створов они менялись в относительно небольших пределах. Исключение – створ 7 на р. Щаре, где отмечено низкое содержание растворенного кислорода, а также створ 10, где наблюдалась высокая концентрация аммонийного азота. Для большинства створов величины БПК₅ были относительно невысоки. Содержание СПАВ и нефтепродуктов было в пределах 0.025–0.055 и <0.005 мг/л.

Ситуация значительно изменилась в летний период. На ряде створов наблюдался дефицит растворенного кислорода, снизилась величина

Таблица 1. Гидрохимические показатели для исследованных створов в весенний и летний периоды (числитель – весенний период, знаменатель – летний период)

Показатель	Створ 1	Створ 2	Створ 3	Створ 4	Створ 5	Створ 6	Створ 7	Створ 8	Створ 9	Створ 10
$T, ^\circ\text{C}$	$\frac{15.9}{24.8}$	$\frac{15.4}{25.1}$	$\frac{14.7}{22.3}$	$\frac{13.7}{18.8}$	$\frac{=}{22.8}$	$\frac{17.1}{23.2}$	$\frac{13.4}{21.3}$	$\frac{12.7}{21.6}$	$\frac{12}{22.6}$	$\frac{13}{18.8}$
O_2 , мг/л	$\frac{9.4}{3.8}$	$\frac{9.3}{2.9}$	$\frac{10.5}{2.9}$	$\frac{6.9}{5.3}$	$\frac{=}{11.2}$	$\frac{8.3}{8.5}$	$\frac{3.4}{7.6}$	$\frac{5.8}{9.2}$	$\frac{7}{6.8}$	$\frac{11.3}{1.3}$
pH	$\frac{8.9}{6.8}$	$\frac{8.9}{6.9}$	$\frac{8.2}{6.9}$	$\frac{8.1}{7.1}$	$\frac{=}{7.7}$	$\frac{8.4}{7.8}$	$\frac{7.7}{7.4}$	$\frac{8.2}{7.9}$	$\frac{8.2}{7.8}$	$\frac{7.8}{7.0}$
БПК ₅	$\frac{5.4}{4.7}$	$\frac{3.2}{4.4}$	$\frac{4.0}{9.3}$	$\frac{5.9}{3.6}$	$\frac{5.6}{5.6}$	$\frac{5.7}{5.1}$	$\frac{2.6}{9.3}$	$\frac{4.6}{9.1}$	$\frac{3.3}{9.3}$	$\frac{3.0}{8.6}$
NH_4^+ , мг/л	$\frac{0.668}{0.338}$	$\frac{0.033}{0.256}$	$\frac{0.058}{0.069}$	$\frac{0.062}{0.067}$	$\frac{0.024}{0.02}$	$\frac{0.017}{0.017}$	$\frac{0.099}{0.069}$	$\frac{0.019}{0.198}$	$\frac{0.013}{0.069}$	$\frac{1.34}{0.963}$
NO_3^- , мг/л	$\frac{0.116}{0.278}$	$\frac{0.13}{0.129}$	$\frac{1.32}{0.51}$	$\frac{2.29}{1.18}$	$\frac{0.104}{0.067}$	$\frac{0.048}{0.067}$	$\frac{1.71}{0.51}$	$\frac{0.6}{0.428}$	$\frac{0.76}{0.51}$	$\frac{1.56}{3.5}$
PO_4^- , мг/л	$\frac{0.027}{0.087}$	$\frac{0.026}{0.089}$	$\frac{0.05}{0.023}$	$\frac{0.15}{0.15}$	$\frac{0.013}{0.01}$	$\frac{0.027}{0.012}$	$\frac{0.07}{0.023}$	$\frac{0.015}{0.045}$	$\frac{0.017}{0.023}$	$\frac{0.6}{0.41}$
Cu, мг/л	$\frac{0.003}{<0.001}$	$\frac{0.006}{<0.001}$	$\frac{0.0036}{<0.001}$	$\frac{0.0038}{<0.001}$	$\frac{0.0057}{<0.001}$	$\frac{0.0064}{<0.001}$	$\frac{0.0048}{<0.001}$	$\frac{0.0031}{<0.001}$	$\frac{0.0057}{<0.001}$	$\frac{0.004}{0.0049}$
Zn, мг/л	$\frac{0.009}{0.0195}$	$\frac{0.0121}{0.0162}$	$\frac{0.0188}{0.0048}$	$\frac{0.0082}{0.0064}$	$\frac{0.005}{0.0079}$	$\frac{0.0128}{0.0094}$	$\frac{0.0113}{0.0103}$	$\frac{0.0062}{0.0162}$	$\frac{0.0123}{0.0048}$	$\frac{0.0107}{0.013}$

pH, увеличились концентрации фосфата иона, цинка, величина БПК₅.

Концентрация СПАВ менялась в пределах 0.025–0.039 мг/л, а нефтепродуктов – 0.009–0.02 мг/л.

Эта ситуация связана с уменьшением скорости течения и расхода воды на изученных створах в летний период. Так, в р. Скиделянке (створ 4) скорость расхода воды уменьшилась в 1.3, а в р. Берестовичанке (створ 10) – в 1.2 раза. Это приводит к снижению разбавления загрязняющих веществ и, соответственно, концентрации растворенного кислорода.

С учетом значительных изменений гидрохимии в летний период дальнейшие расчеты уравнений регрессии и коэффициентов корреляции гидробиологических показателей с гидрохимическими были основаны на данных для этого времени года.

Гидробиологические показатели

В основу расчетов положены следующие структурные характеристики сообщества макрозообентоса:

- число видов n ;
- численность N ;

- доля ЕРТ (Ephemeroptera+Plecoptera+Trichoptera) в общей численности макрозообентоса;
- доля олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса (% олиго) [13];
- индекс Зелинки–Марвана (Индекс З–М) [20];
- индекс BMWP (Biological Monitoring Working Party) [10];
- индекс Шеннона.

Численность макрозообентоса колебалась в широких пределах, достигая максимума на створах с высоким уровнем загрязнения (рис. 2).

Это вызвано массовым развитием нескольких устойчивых к загрязнению видов. Так, максимальная численность в створах 9 и 10 в основном

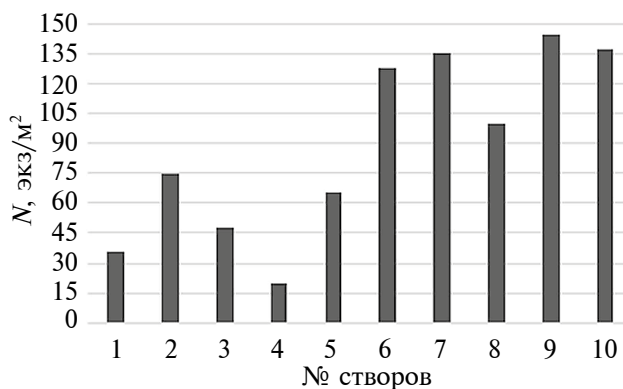


Рис. 2. Численность N макрозообентоса на изученных створах в летний период.

связана с двумя видами: моллюском *Viviparus viviparus* на створе 9 (30% общей численности) и *Asselus aquaticus* на створе 10 (70% общей численности).

Величины структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотические индексы на исследованных створах менялись в широких пределах (табл. 2).

Максимальные значения индекса Шеннона и доли (%) ЕРТ получены для створа 8, который не подвергался антропогенному загрязнению, а минимальные значения — для створов 4 и 10, где наблюдался дефицит кислорода.

С использованием структурных показателей сообщества макрозообентоса и результатов гидрохимического анализа рассчитаны соответствующие уравнения регрессии и величины ко-

эффициентов корреляции между структурными показателями и гидрохимией (табл. 3).

Для ряда структурных показателей и биотических индексов получены достоверные коэффициенты корреляции с гидрохимическим составом воды.

Связь структурных показателей с концентрацией ионов меди, цинка и БПК₅ оказалась статистически недостоверной.

ОБСУЖДЕНИЕ

Использование структурных показателей сообщества макрозообентоса как метрик для оценки экологического качества воды широко распространено в работах Агентства по защите окружающей среды США (USEPA) [4] и в Европейской водной рамочной директиве [17].

Таблица 2. Величины структурных показателей сообщества макрозообентоса и биотические индексы в летний период на исследованных створах

№ створа	N	% ЕРТ	% олиго	Индекс З–М	Индекс BMWP	Индекс Шеннона
1	38	5.59	3.58	2.49	97	3.07
2	38	13.90	7.09	2.18	75	2.78
3	45	29.05	12.00	2.34	107	2.79
4	17	22.00	4.46	2.16	59	2.20
5	30	27.30	14.39	2.02	130	1.72
6	40	60.06	9.31	2.25	91	3.18
7	51	28.85	8.27	2.37	121	2.71
8	41	31.46	12.04	2.23	164	2.49
9	47	31.22	9.86	2.10	142	2.74
10	30	0.29	0.64	2.78	79	0.97

Таблица 3. Коэффициенты корреляции между структурными показателями сообщества макрозообентоса и гидрохимией (н.д. — недостоверно)

Показатель	Индекс З–М	Индекс Шеннона	BMWP	% олиго-	ЕРТ	Число видов
O ₂ , мг/л	–0.565 н.д.	0.459 *	0.534 *	0.65 **	0.839 **	0.22 н.д.
pH	0.583 *	0.067 н.д.	0.701 **	0.64 **	0.699 **	0.214 н.д.
PO ₄ [–] , мг/л	0.81 **	–0.71 **	–0.503 *	–0.914 **	–0.909 **	–0.39 н.д.
NH ₄ ⁺ , мг/л	0.834 **	–0.724 **	–0.264 н.д.	–0.899 **	–0.968 **	–0.195 н.д.
NO ₃ [–] , мг/л	0.813 **	–0.811 **	–0.181 н.д.	–0.84 *	–0.891 **	–0.129 н.д.

* При $p < 0.05$.

** При $p < 0.01$.

При этом подчеркивается важность мультиметрического подхода с использованием как гидробиологических (доля таксономических групп в общей численности, биотические индексы и др.), так и гидрохимических показателей [7].

Один из наиболее широко распространенных индексов на основе видового богатства — EPT Index. В расчетах в настоящей работе использована доля (%) видов EPT в общей численности макрозообентоса. Аналогично рассчитана доля олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса.

Кроме структурных показателей макрозообентоса есть ряд биотических индексов, в частности индекс BMWP [10], который широко используется в странах Европы и имеет ряд модификаций [3], и др. Индекс З—М [15, 20] до сих пор используется в ряде стран Восточной Европы [13, 14] и в основном показывает степень органического загрязнения.

Для доли EPT и видов, приуроченных к олигосапробным условиям, получены максимальные значения коэффициентов корреляции с гидрохимическими величинами. Связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимией оказалась статистически недостоверной, в то время как для индекса Шеннона получен ряд достоверных значений коэффициентов корреляции. Наименьшие коэффициенты корреляции получены для связи структурных показателей макрозообентоса с концентрациями нитратного и аммонийного азота, а также с рН среды. По данным Д.М. Безматерных [2], достоверная отрицательная корреляция числа видов макрозообентоса умеренно загрязненной р. Барнаулки получена только с ионом нитратного азота.

Несколько неожиданной оказалась более тесная корреляционная связь индекса З—М, чем BMWP, с гидрохимическими величинами. Возможно, это объясняется тем, что исследованные створы на реках подвергались сильному антропогенному прессу, в частности сбросу вод с очистных сооружений, содержащих органические вещества, за исключением створа 8, который можно рассматривать как эталонный.

В целом, связь структурных показателей макрозообентоса с гидрохимическими показателями во многих случаях оказалась достаточно жесткой, о чем свидетельствуют высокие уровни значимости, которые в большинстве случаев <0.01 . Это свидетельствует о важности мультиметрического подхода к оценке экологического состояния водного объекта в условиях антропогенного пресса.

При анализе данных по створам на р. Неман четко прослеживается нарушение принципа речного континуума. Так, максимальные значения большинства структурных показателей получены для створа 8, находящегося в верхней части реки, а минимальные — для створов 1 и 6, расположенных ниже по течению и подвергающихся антропогенному загрязнению.

Следует учитывать тот факт, что существует косвенное влияние температуры, рН и других факторов на полученные регрессионные зависимости. Так, увеличение рН приводит к усилению влияния аммонийного азота на живые организмы, особенно при повышенной температуре [18]. Снижение количества растворенного кислорода и повышение температуры влияют на процесс нитрификации [16]. При разрушении СПАВ увеличивается концентрация растворенного фосфора, особенно при повышенной температуре [19]. В связи с этим возможны как синергический эффект воздействия различных факторов на полученные регрессионные связи [1, 8, 12], так и косвенное влияние какого-либо из изученных факторов [9].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В условиях высокого антропогенного пресса на реки бассейна Немана, вызванного сбросом сточных вод, наблюдается тесная корреляционная связь между структурными показателями макрозообентоса с гидрохимическим составом воды, которая четко выражена для летнего периода. Максимальные величины коэффициентов корреляции получены для связи доли EPT и доли олигосапробных видов в общей численности макрозообентоса. В то же время связь общего числа видов макрозообентоса с гидрохимическими показателями оказалась недостоверной. Получен-

ные данные — основа для определения перечня гидробиологических и гидрохимических показателей как в системе мониторинга экологического состояния рек, так и для контроля. Одной из проблем при оценке воздействия гидрохимических показателей на структуру макрозообентоса может быть синергический эффект различных факторов.

Авторы выражают признательность В. Вежновцу и Д. Куницкому (НПЦ НАН Беларуси по биоресурсам) за оказанную помощь в сборе полевого материала, а также анонимным рецензентам за их комментарии и предложения по улучшению текста статьи.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Остроумов С.А.* Опасность двухуровневого синергизма при синэкологическом суммировании антропогенных воздействий // ДАН. 2001. Т. 380. № 6. С. 847–849.
2. *Безматерных Д.М.* Влияние антропогенного загрязнения на структуру макрозообентоса реки Барнаулки (бассейн верхней Оби) // Вод. ресурсы. 2018. Т. 45 (1). С. 52–61.
3. *Семенченко В.П., Разлуцкий В.И.* Экологическое качество поверхностных вод. Минск: Беларуская навука, 2011. 329 с.
4. *Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B.* Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Washington, D.C.: Ed. U.S. Environ. Protection Agency, 1999. 337 p.
5. *Bieroza M., Benisch J., Benisch J. et al.* Advances in Catchment Science, Hydrochemistry, and Aquatic Ecology Enabled by High-Frequency Water Quality Measurements // Environ. Sci. Technol. 2023. V. 57 (12). P. 4701–4719.
6. *Birk S., Bonne W., Borja A. et al.* Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive // Ecol. Indicators. 2012. V. 18. P. 31–41.
7. *Camargo J.A., Alonso A., De la Puente M.* Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates // Environ. Monitoring Assessment. 2004. V. 96. P. 233–249.
8. *Ferreira V., Chauvet E.* Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi // Global Change Biol. 2011. V. 17 (1). P. 551–564.
9. *Fleegeer J.W.* How Do Indirect Effects of Contaminants Inform Ecotoxicology? // A Rev. Processes. 2020. V. 8. P. 1659.
10. *Hawkes H.A.* Origin and development of the biological monitoring working party score system // Water Res. 1998. V. 32 (3). P. 964–968.
11. *Kenney M.A., Sutton-Grier A.E., Smith R.F., Gresens S.E.* Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality: The intersection of science and policy // Terrestrial Arthropod Rev. 2009. V. 2 P. 99–128.
12. *La Porta C.A.M., Fumagalli M.R., Gomarasca S. et al.* Synergistic effects of contaminants in Lombardy waters // Sci. Rep. 2021. V. 11. 13888. DOI: 10.1038/s41598-021-93321-6
13. *Novaković B.* Indicative ecological status assessment of the Južna Morava River based on aquatic macroinvertebrates // Water Res. Management. 2012. V. 2 (4). P. 45–50.
14. *Paunović M., Simić V., Pantović N. et al.* Water Quality Assessment Based on Saprobiological Analyses of the Macroinvertebrate Communities in the Zapadna Morava River Basin // BALWOIS 2010. Ohrid, Republic of Macedonia, 2010. P. 1–3.
15. *Sládeček V.* System of water quality from the biological point of view // Archiv für Hydrobiologie. 1973. V. 7. P. 1–218.
16. *Stief P., Schramm A., Altmann D.* Temporal variation of nitrification rates in experimental freshwater sediments enriched with ammonia or nitrite // FEMS Microbiol. Ecol. 2003. V. 46. P. 63–71.
17. WFD 2003. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy 2000/60/EC. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/index_en.html
18. *Wurts W.* Pond pH and Ammonia Toxicity // World Aquaculture. 2003. V. 34 (2). P. 20–21.
19. *Ying G.G.* Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment // Environ Int. 2006. V. 32 (3). P. 417–431.
20. *Zelinka M., Marvan P.* Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit flissender Gewasser // Archiv für Hydrobiologie. Bd. 1961. V. 57 (3). P. 389.