



Издатель

ФГБОУ ВО «Петрозаводский государственный университет»
Российская Федерация, г. Петрозаводск, пр. Ленина, 33

Научный электронный журнал

ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

<https://ecopri.ru>

№ 4 (50). Декабрь, 2023

Главный редактор

А. В. Коросов

Редакционный совет

В. Н. Большаков
А. В. Воронин
Э. В. Ивантер
Н. Н. Немова
Г. С. Розенберг
А. Ф. Титов
Г. С. Антипина
В. В. Вапиров
А. М. Макаров

**Редакционная
коллегия**

Т. О. Волкова
Е. П. Иешко
В. А. Илюха
Н. М. Калинкина
J. P. Kurhinen
А. Ю. Мейгал
J. B. Jakovlev
B. Krasnov
A. Gugolek
В. К. Шитиков
В. Н. Якимов

Службы поддержки

А. Г. Марахтанов
Е. В. Голубев
С. Л. Смирнова
Н. Д. Чернышева
М. Л. Киреева

ISSN 2304-6465

Адрес редакции

185910, Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Ленина, 33.

E-mail: ecopri@petsu.ru

<https://ecopri.ru>





УДК 574.633

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ИНДЕКСА ВУДИВИССА И ПОКАЗАТЕЛЕЙ ТАКСОНОМИЧЕСКОГО БОГАТСТВА БЕНТОСА ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В Г. ПЕТРОЗАВОДСКЕ

КОНОВАЛОВ
Даниил Сергеевич

*Институт водных проблем Севера, Карельский научный центр РАН (г. Петрозаводск, пр. Александра Невского, 50),
konovalov.daniil1998@gmail.com*

НАЗУКОВА
Юлия Олеговна

*Институт биологии, экологии и агротехнологий, Петрозаводский государственный университет (г. Петрозаводск, ул. Красноармейская, 31),
nazukova.julia1998@gmail.com*

Ключевые

слова:

биомониторинг,
сообщества
донных
беспозвоночных,
кривые
накопления,
моделирование

Аннотация. В статье использована методика оценки состояния бентосных сообществ на основании биотического индекса Вудивисса. Выявлено влияние урбанизации на качество воды водных объектов г. Петрозаводска. Также возникла задача минимизации числа проб, которая решалась изучением особенностей накопления таксономического богатства сообществ донных беспозвоночных в разных местообитаниях (фоновых участках и участках с непосредственным воздействием). Для анализа таксономического богатства (s) использована степенная модель накопления таксонов $s = an^b$, где a – ожидаемое значение таксономического богатства в первой исследованной пробе, b – скорость накопления таксономического богатства, обусловленная увеличением числа проб (n). Установлено, что фоновые участки водных объектов были значимо богаче по таксономическому составу, чем участки в зоне непосредственного воздействия. Сообщества разных местообитаний значимо различались по обоим модельным параметрам на основании D-теста (критерий Колмогорова – Смирнова). В статье показана надежность результатов оценки состояния водных объектов с использованием индекса Вудивисса. Предложено усовершенствование методики биоиндикации путем минимизации выборочного усилия и увеличения репрезентативности данных для оперативного мониторинга, позволяющего увидеть очаги бедности таксономического состава бентосных сообществ.

© Петрозаводский государственный университет

Получена:

16 ноября 2023
года

Подписана к

печати:

13 января 2024
года

Введение

Выполнение мониторинговых исследований подразумевает системность и комплексность подхода к отбору проб (Розенберг, 2005). Комплексность и системность предполагают рассмотрение экосистемы как совокупности среды обитания и организмов, взаимодействующих как между собой, так и со средой. Сообщества гидробионтов трансформируются в зависимости от изменяющихся факторов среды. Используемый в качестве инструмента мониторинга метод биоиндикации позволяет установить степень интенсивности воздействия загрязняющих веществ с использованием организмов-биоиндикаторов.

Трудность использования в качестве индикаторов экологического состояния водных объектов донных беспозвоночных обусловлена пространственной и временной неоднородностью их сообществ (Безматерных, 2007). Поэтому для описания полного видового богатства обитающих в том или ином местообитании организмов требуется регулярный отбор проб в ряде точек акватории в течение всего периода их активности. Это условие нередко трудно реализуемо, например, из-за лимита времени, отводимого на мониторинговое исследование, или труднодоступности водного объекта, проводить сборы в котором с желаемым охватом акватории и периодичностью не представляется возможным. Кроме того, изучение видового состава гидробионтов требует высокой квалификации исследователя, способного верно идентифицировать видовую принадлежность собранных беспозвоночных.

Между тем донные беспозвоночные могут быть важными индикаторами состояния экосистемы, и отказываться от их использования в этом качестве нецелесообразно. Для снижения трудозатрат на процедуры биоиндикации разработан ряд биотических индексов, которые позволяют по наличию или отсутствию представителей тех или иных групп организмов оценивать сапробность водного объекта, не проводя определение организмов до уровня вида (Баканов, 2000).

Один из таких индексов – биотический индекс Вудивисса, метрика которого основана на разделении организмов в «группы» по признаку чувствительности к разным уровням загрязнения. В его основу входит положение о том, что по мере увеличения интенсивности загрязнения из сообщества выбывают организмы в порядке их чувствительности (Баканов, 2000; Woodiwiss, 1980).

Данный индекс был создан для оценки загрязнения рек, но может применяться для литорали озер, где донная фауна наиболее разнообразна (Woodiwiss, 1980). Опыт применения метода Вудивисса в условиях Карелии вызвал необходимость его модификации с учетом некоторых региональных особенностей фауны. Так, в составе зообентоса большинства обследованных рек редко или вовсе не встречается индикаторная или, согласно Вудивиссу, «ключевая» группа организмов – бокоплавцы. Она заменена на *Simuliidae* (личинки мошек), которые широко представлены в водотоках во все сезоны года и аналогично последним реагируют на загрязнение (Кухарев, 1986).

В исследовании зообентоса рек г. Петрозаводска (Барышев, 2023) отмечено снижение таксономического богатства и значений индекса Вудивисса по мере протекания р. Лососинки через территорию города. В работах ряда авторов (Безматерных и др., 1999; Головатюк, Зинченко, 2011) подчеркнута высокая корреляция значений биотического индекса Вудивисса с другими мерами оценки качества воды, а также реакция индекса на изменение абиотических условий среды. Таким образом, биотический индекс Вудивисса является надежной мерой оценки состояния сообществ донных беспозвоночных.

Любая система оценки экологического состояния требовательна к минимальному числу проб. Использование модифицированной для Республики Карелия методики определения биотического индекса Вудивисса включает в себя оценку таксономического состава сообщества по встречаемости 6 таксонов надвидового ранга (Литвиненко, Регеранд, 2013). Для описания таксономического состава сообществ необходимо проанализировать все имеющиеся в пункте наблюдений биотопы. Однако отсутствуют критерии, которые позволили бы определить необходимое количество

образцов для описания полного таксономического состава сообщества в зависимости от размера и типа водного объекта.

Частично данную проблему решает моделирование кривых накопления видового (таксономического) богатства. На практике этот метод применяется, например, для оценки увеличения видового богатства с увеличением числа проб или площади обследованной территории. Авторами (Иешко и др., 2020) показано значение данного метода для характеристики видового разнообразия паразитов и определения достаточности размера выборки, а также для прогнозирования видового богатства.

В настоящей работе под термином «таксономическое богатство» понимается число надвидовых рангов макрозообентоса – личинок поденок, веснянок, ручейников, хирономид и амфипод. Объединение в такие крупные таксономические единицы выполнено согласно модифицированной для водных объектов Карелии методике определения индекса Вудивисса (Литвиненко, Регеранд, 2013) и объясняется разной чувствительностью организмов к загрязнению. Другие «индикаторные группы», согласно Т. Н. Поляковой, нами не были рассмотрены, поскольку не были встречены за период исследования.

Цель настоящей работы – оценить экологическое состояние водных объектов г. Петрозаводска с помощью биотического индекса Вудивисса.

Задачи работы:

Оценка экологического состояния рек Лососинка, Неглинка и литорали Онежского озера с помощью биотического индекса Вудивисса;

Моделирование кривых накопления таксономического богатства сообществ разных местообитаний исследуемых водных объектов для определения достаточности выборочного усилия;

Сравнение модельных параметров кривых накопления таксономического богатства сообществ разных местообитаний исследуемых водных объектов.

Материалы

Исследование таксономического богатства проводили в период с июля по сентябрь на трех водных объектах в черте г. Петрозаводска: р. Лососинке, р. Неглинке и Онежском озере. Пункты наблюдений на Онежском озере располагались на каменисто-галечной литорали, в прибойной зоне Петрозаводской губы. Пункты наблюдений на реках располагались на каменисто-галечной ритрале.

На каждом водном объекте были определены по 2 пункта наблюдений: один в фоновой зоне (индекс «1»), другой – в зоне непосредственного воздействия (индекс «2»). За «фоновую» зону нами в данном исследовании приняты территории, не испытывающие воздействие городских стоков. Карта-схема пунктов наблюдений представлена на рис. 1.

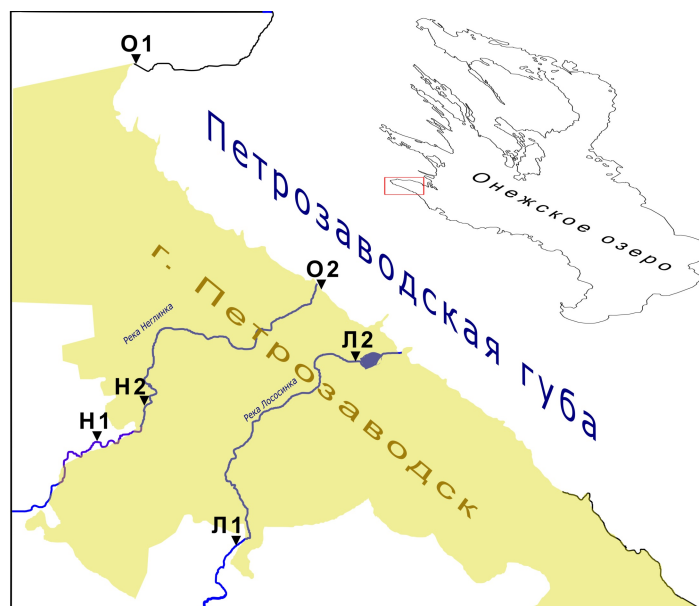


Рис. 1. Месторасположение пунктов отбора проб макрозообентоса. Желтым выделена территория г. Петрозаводска
Fig. 1. Sampling points. The territory of Petrozavodsk is highlighted in yellow

Петрозаводская губа Онежского озера является одним из крупнейших (площадь зеркала – 123 км²) заливов Онежского озера и испытывает антропогенное воздействие ввиду расположения на ее акватории г. Петрозаводска. Петрозаводская губа имеет важное водохозяйственное значение: она является источником хозяйственно-питьевого и промышленного водоснабжения, а также приемником сточных и ливневых вод (Литвиненко, Регеранд, 2013).

Исследуемые реки г. Петрозаводска относятся к малым рекам предгорного типа: длина рек Лососинка и Неглинка составляет 25 и 14 км соответственно (Литвиненко, Регеранд, 2013). Реки различаются по глубине и ширине русла, а также по расходу воды. Так, глубина русла р. Лососинки меняется от 0.5 до 3 м, а р. Неглинка редко достигает глубины 1 м. Средний годовой расход р. Лососинки составляет 3.7 м³/с, а р. Неглинки – 0.51 м³/с (Литвиненко, Регеранд, 2013).

Методы

В период с 10 июля по 14 сентября 2022 г. было отобрано 36 качественных проб макрозообентоса (по 6 на каждом пункте наблюдений). Организмы отбирали с помощью ручного лова с площади в 5 м², при этом лов не прекращался, пока попадались новые организмы. В нашем исследовании за пробу принимается объем организмов, найденных за один полевой выход. Программа наблюдений представлена ниже (табл. 1).

Таблица 1. Программа отбора проб

Неделя	Даты
1	10.07-12.07
2	20.07-22.07
3	26.07-28.07
4	09.08-11.08
5	16.08-18.08
6	12.09-14.09

Анализ проб проводили в лаборатории, при определении организмов использовались атласы-определители (Хейсин, 1962; Яшнов, 1969). Водных беспозвоночных идентифицировали до уровня так называемых индикаторных групп, включающих систематические категории от отряда и выше. Группа – это для одних животных отдельные виды, для других, трудно определяемых, – более крупные таксоны (Полякова, 2007).

Экологическое состояние водных объектов оценивали с использованием модифицированного для водных объектов Республики Карелия биотического индекса Вудивисса (Литвиненко, Регеранд, 2013). Модификация методики учитывает региональные особенности фауны, в которой редко или вовсе не встречаются бокоплавы, поэтому эта индикаторная группа заменена на *Simuliidae* (личинки мошек), которая широко представлена в водотоках и аналогично реагирует на загрязнение (Литвиненко, Регеранд, 2013). Биотический индекс определялся для каждой качественной пробы, поскольку он показывает состояние в конкретный момент времени. Для определения экологического состояния пункта наблюдений за весь период наблюдений по результатам 6 качественных проб (для каждого пункта) нами было определено среднее значение и медиана индекса Вудивисса (табл. 2).

С целью описания общего тренда нарастания таксономического богатства сообществ для каждого водного объекта в целом и отдельно для каждого пункта отбора проб были построены кривые накопления (Иешко и др., 2019). Таксономическое богатство сообществ макрозообентоса описывали с помощью степенной модели $S = an^b$, где a – ожидаемое значение таксономического богатства в первой пробе, b – скорость накопления таксономического богатства, обусловленная увеличением числа исследованных проб (n). Значимость отличий модельных параметров от нуля проверяли с помощью критерия Стьюдента (t), адекватность модели исходным данным описывали с помощью коэффициента детерминации R^2 . Изменение порядка включения проб в представленный подсчет ведет к получению иного ряда накопления таксономического богатства водных беспозвоночных. В этой связи для корректного анализа необходимо изучать или весь спектр вариантов кривых накопления, или существенное их множество. Задача была решена путем случайной перестановки конкретных проб в исходной выборке (ресамплинг) с последующим расчетом новых частных рядов накопления числа таксонов водных беспозвоночных (Иешко и др., 2019). Всего рассчитано по 100 вариантов модельных параметров для каждой выборки. Распределение частот в ряды модельных параметров кривых накопления сравнивали с помощью критерия Колмогорова – Смирнова (D). Данные обрабатывали в среде MS Excel и R 4.1.1 (The R Project..., 2021) с использованием базовых функций.

Результаты

В результате исследований в пробах из Онежского озера, рек Лососинка и Неглинка обнаружили представителей 8 индикаторных групп водных беспозвоночных (табл. 2).

Таблица 2. Индикаторные группы организмов донных беспозвоночных в исследуемых водных объектах

Индикаторные группы	Число представителей индикаторных групп, экз.					
	р. Лососинка		р. Неглинка		Онежское озеро	
	Л1	Л2	Н1	Н2	О1	О2
Бокоплавы Amphipoda	0	0	0	0	1	0
Поденки Ephemeroptera	5	6	0	1	5	0
Веснянки Plecoptera	3	1	0	0	3	0
Ручейники Trichoptera	5	6	4	2	3	0

Хируномиды Chironomidae	1	1	1	1	0	2
W_{cp}	4.5	5.16	2.83	1.66	5.6	0.33
W_M	5	5	4	0.5	6	0

Примечание. W_{cp} – среднее значение индекса Вудивисса по результатам 6 измерений, W_M – медиана индекса Вудивисса по результатам 6 измерений

Самым большим числом индикаторных групп за период наблюдений характеризовались оба пункта р. Лососинка и литораль Онежского озера в пункте «Онего 1». Здесь были встречены представители 4 групп. Минимальным числом групп характеризовались оба пункта р. Неглинки и пункт «Онего 2». Здесь было встречено от 1 до 3 групп организмов.

Наибольшей частотой встречаемости характеризовались представители Trichoptera, Ephemeroptera и Plecoptera. Меньше всего нами было встречено представителей Amphipoda.

По результатам отбора проб пункты «Онего 1», «Лососинка 1», «Лососинка 2» характеризовались наибольшим средним и медианным значением индекса Вудивисса. По среднему значению индекса Вудивисса, вода в этих пунктах наблюдений умеренно-загрязненная. По значению медианы индекса Вудивисса, варьирует от умеренно-загрязненной до чистой.

Кривые накопления таксономического богатства позволяют представить отличия между водоемами в обобщенном виде и оценить скорость его роста с увеличением числа проб. Степенные кривые представлены на рис. 2, параметры моделей даны в табл. 3.

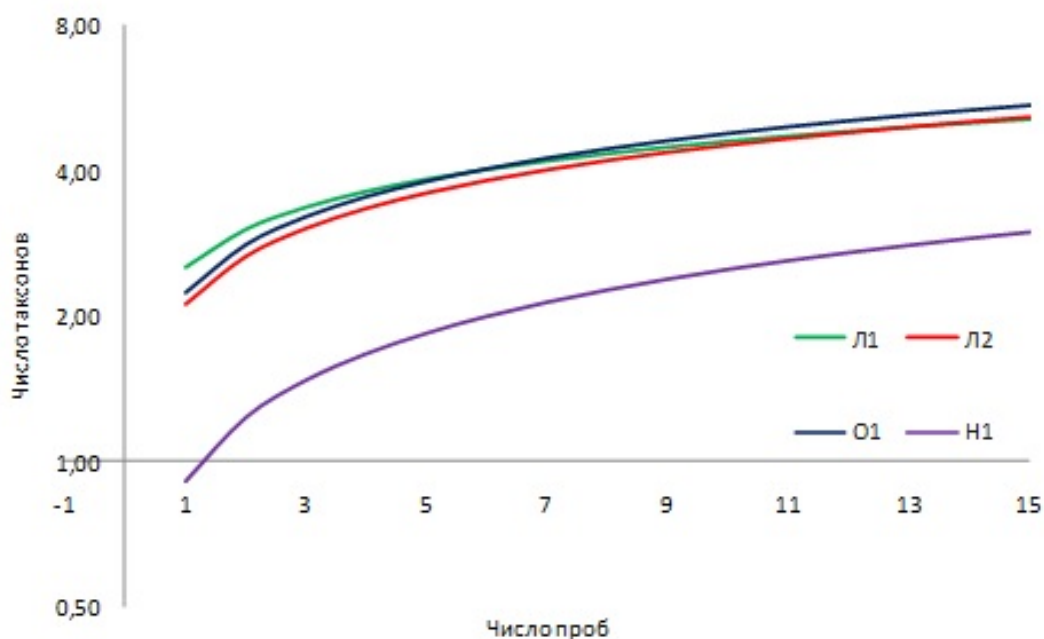


Рис. 2. Кривые накопления таксономического богатства донных беспозвоночных в исследованных водных объектах. Ось ординат – шкала логарифмическая

Fig. 2. Curves of taxonomic wealth accumulation of benthic invertebrate communities in the studied water bodies. The ordinate axis is a logarithmic scale

Таблица 3. Параметры моделей накопления таксономического богатства донных беспозвоночных $S = an^b$

Пункт	Параметры	lim	R^2	Me	lim	n	
Лососинка 1 (Л1)	<u>a</u>	<u>2.53</u>	<u>1.69-3.32</u>	<u>0.5</u>	<u>2.54</u>	<u>2.16-2.8</u>	<u>6</u>

	b	0.26	0.11–0.49		0.25	0.19–0.37	
Онего 1 (O1)	a	2.24	1.01–3.32	0.6	2.38	2.01–2.73	6
	b	0.33	0.11–0.79		0.34	0.26–0.41	
Неглинка 1 (H1)	a	0.91	0.3–1.37	0.45	0.77	0.67–1.37	27
	b	0.44	0.26–1.08		0.43	0.26–0.57	
Лососинка 2 (Л2)	a	2.11	1.43–3.32	0.54	2.16	1.69–2.7	7
	b	0.33	0.11–0.56		0.36	0.21–0.48	
Онего 2 (O2)	a	0.44	-	0.29	-	-	-
	b	0.5	-		-	-	
Неглинка 2 (H2)	a	0.73	-	0.59	-	-	-
	b	0.79	-		-	-	

Примечание. Отличие параметров от нуля, критерий Стьюдента $t > 21.8, p < 0.001$, lim – доверительные интервалы параметров, полученные бутстреп-методом, R^2 – коэффициент детерминации, Me – медианные значения рядов бутстрепированных значений a и b и их доверительные интервалы, n – выборочное усилие, обусловленное числом проб.

Ход кривых накопления для пунктов фоновой зоны (см. рис. 2: O1, Л1 и H1) указывает на наибольшее таксономическое богатство в Онежском озере и наименьшее в р. Неглинка. Ожидаемое среднее число таксонов в первой пробе (параметр a , см. табл. 3) р. Лососинки выше, чем в Онежском озере, отличия статистически значимы (критерий Колмогорова – Смирнова, $D = 0.22, p = 0.016$). Более высокая скорость накопления (параметр b) в озере ($D = 0.28, p < 0.001$) указывает на большее разнообразие населения донных беспозвоночных, чем в реке. В р. Неглинке модель констатирует сильную обедненность населения – среднее ожидаемое таксономическое богатство донных беспозвоночных не превышает единицы, что значимо ниже, чем в озере и р. Лососинке (критерий Колмогорова – Смирнова, $D > 0.94, p < 0.001$).

Фоновые участки водных объектов различались по значению выборочного усилия, необходимого для оценки индекса Вудивисса (n). Для р. Лососинки, Онежского озера и р. Неглинки это значение составило 6, 6 и 27 соответственно.

Как показано выше, моделирование накопления таксономического богатства позволяет сравнивать разные водные объекты между собой. Но другая задача состоит в проверке гипотезы, что данная методика подходит для сравнения разных местообитаний в пределах одного водного объекта.

Модели накопления таксономического богатства р. Лососинки представлены на рис. 3. Параметры моделей указаны в табл. 3.

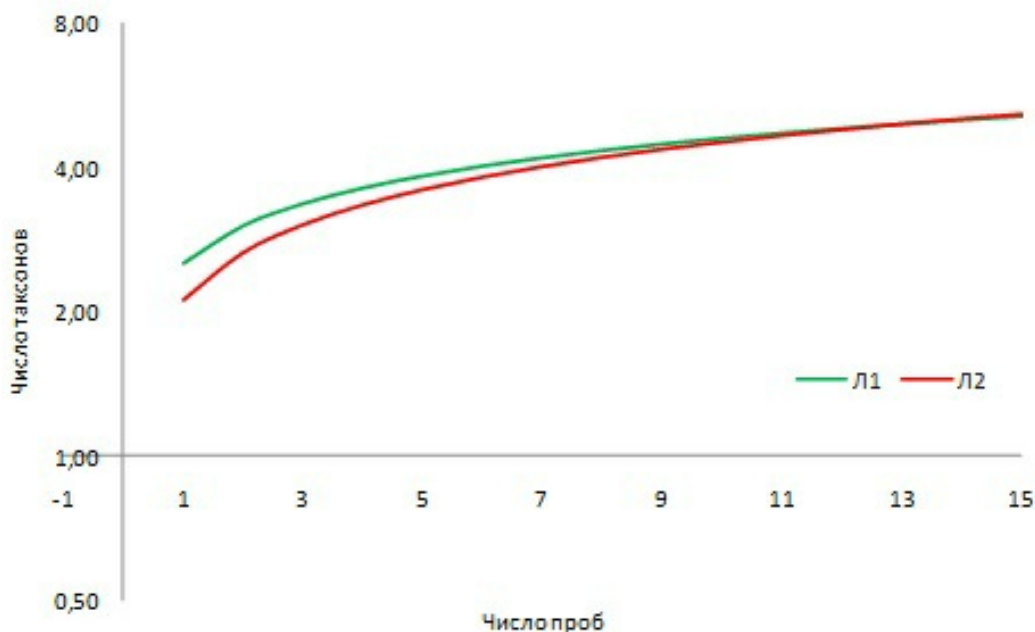


Рис. 3. Таксономическое богатство р. Лососинки. Ось ординат – шкала логарифмическая

Fig. 3. Taxonomic wealth of the Lososinka river. The ordinate axis is a logarithmic scale

Ход кривых накопления для р. Лососинки (см. рис. 3) указывает на наибольшее таксономическое богатство в пунктах наблюдений, находящихся в фоновой зоне. Ожидаемое среднее количество таксонов в первой случайной пробе (параметр a , см. табл. 3) выше в фоновой зоне, чем в зоне непосредственного воздействия ($D = 0.36$, $p < 0.001$). Скорость накопления таксономического богатства (параметр b , см. табл. 3) значимо выше в зоне непосредственного воздействия ($D = 0.29$, $p < 0.001$).

Пункты наблюдений на р. Лососинке различались по значению выборочного усилия, необходимого для оценки индекса Вудивисса (n). В фоновой зоне это значение составило 6 проб, в зоне непосредственного воздействия – 7 проб.

Обсуждение

Результаты встречаемости организмов макрозообентоса (см. табл. 2) свидетельствуют о более богатых сообществах в р. Лососинке и фоновом участке Онежского озера. Предположительно, высокое таксономическое богатство в р. Лососинке связано с подходящими условиями для обитания гидробионтов: гидрологическими и гидрохимическими. В р. Неглинке (в зоне непосредственного воздействия) наблюдалось наименьшее число таксонов, что, вероятно, связано с высоким уровнем загрязнения реки в данном месте. Фауна пункта «Онего 2» так же бедна, справедливо суждение о повышенном загрязнении за счет близости пункта наблюдений к устью р. Неглинки и близости к городу.

На протяжении периода наблюдений нами было встречено большое число чувствительных к загрязнению таксонов макрозообентоса – Trichoptera, Ephemeroptera и Plecoptera. Эти организмы являются индикаторами загрязнения и свидетельствуют о хорошем качестве воды (Полякова, 2007). Меньше всего нами было встречено представителей Amphipoda в фоновой зоне Онежского озера. Вероятно, это обусловлено отсутствием густой широколиственной растительности на берегах пунктов наблюдений и высокой температурой воды (Вшивкова и др., 2019).

На протяжении периода исследования наблюдалось изменение индекса Вудивисса и соответствующего ему качества воды. В фоновых участках исследуемых водных объектов значения индекса Вудивисса были достоверно более высокими. По-видимому, это связано с влиянием городских стоков на качество воды. Эти результаты оказались схожи с исследованиями р. Лососинки в конце XX в.: значения индекса

Вудивисса и соответствующее ему качество воды снижается по мере протекания реки через территорию города (Барышев, 2023).

Различия между показателями биотического индекса W_{Cp} и W_M в пунктах наблюдений в пределах одного водного объекта позволяют подтвердить гипотезу о более низком таксономическом богатстве пунктов наблюдений в черте города и более высоком уровне загрязнения.

Результаты биоиндикации с помощью биотического индекса Вудивисса подтверждаются моделями накопления таксономического богатства и их параметрами (см. рис. 2, табл. 3). Так, график модели пункта наблюдений «O1», который характеризуется наибольшим W_{Cp} и W_M , проходит выше всех остальных, что говорит о большом таксономическом богатстве озера.

Выборочное усилие, необходимое для оценки индекса Вудивисса, также подтверждает предположение о низком таксономическом богатстве р. Неглинка. В фоновом участке оно в 4 раза выше, чем в таковом у р. Лососинки. Хотя пункт наблюдений «Н1» обладал наименьшим среди фоновых участков индексом Вудивисса, нельзя утверждать, что бедность бентофауны в нем обусловлена антропогенным загрязнением.

Анализ моделей накопления таксономического богатства для разных местообитаний в пределах одного водного объекта (см. рис. 3, табл. 3) указывает на закономерное снижение таксономического богатства сообществ макрозообентоса при увеличении влияния урбанизации. Таким образом, доказана гипотеза о том, что моделирование накопления таксономического богатства обладает достаточной чувствительностью для сравнения местообитаний в пределах одного водного объекта.

Выборочное усилие, необходимое для оценки индекса Вудивисса, выше в пункте «Л2» по сравнению с пунктом «Л1». Этот факт в сочетании с более низким таксономическим богатством в первой случайной пробе пункта «Л2» позволяет сделать заключение о более низком качестве воды, хотя медианные значения индекса Вудивисса одинаковы.

Заключение

В ходе исследования удалось подтвердить гипотезу о более низком качестве воды пунктов наблюдений, находящихся в зоне непосредственного воздействия. Гипотезу подтверждает значение индекса Вудивисса по результатам отбора проб, а также коэффициенты a моделей накопления таксономического богатства и значение выборочного усилия.

Модельными кривыми обычно описываются тренды накопления видового богатства. Они позволяют математически описать и корректно сравнивать видовую структуру сообществ. Однако, когда цель исследования заключается в сравнении водных объектов по таксономическому составу надвидовых рангов макрозообентоса, можно говорить об использовании этой методики для описания трендов накопления таксономического богатства. В нашем исследовании удалось проверить и подтвердить возможность использования такого подхода.

Недостатком и одновременно требованием к использованию данного подхода является минимальный объем выборки и разнородность проб для построения рандомизированных рядов. При расчете индекса Вудивисса для пункта наблюдений «Н2» и «O2» мы смогли однозначно определить это значение, основываясь на исходной выборке. Однако компьютерная обработка данных указала нам на необходимость увеличения исходной выборки для описания полного таксономического состава и увеличения надежности результатов. Методика моделирования таксономического богатства чувствительна не только к минимальному объему выборки, но и к числу встреченных организмов.

Мы предполагаем, что методику биоиндикации по индексу Вудивисса можно усовершенствовать, используя кривые накопления таксономического богатства. Это усовершенствование позволит сравнивать водные объекты (и отдельные

местообитания в них) по следующим показателям: числу обнаруженных таксонов в первой случайно отобранной пробе, скорости накопления таксономического богатства, выборочному усилению, необходимому для описания полного таксономического состава.

Представляет интерес проверка применения данного подхода к сравнению схожих по уровню антропогенного воздействия местообитаний. Это сравнение необходимо проводить с расчетом расхода, температуры воды, учитывая дрейфующие организмы.

Библиография

Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биология внутренних вод. 2000. Т. 1. С. 68–82.

Барышев И. А. Макрозообентос рек Восточной Фенноскандии. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2023. 334 с.

Безматерных Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири // Экология. Серия аналитических обзоров мировой литературы. 2007. № 85. С. 1–86. DOI: 10.13140/RG.2.1.2432.7207

Безматерных Д. М., Жихарева О. Н., Мисейко Г. Н., Силантьева М. М. Биологический анализ качества вод бассейна Барнаулки // Известия Алтайского государственного университета. 1999. № 5. С. 107–111.

Вшивкова Т. С., Иваненко Н. В., Якименко Л. В., Дроздов К. А. Введение в биомониторинг пресных вод. Владивосток: Изд-во ВГУЭС, 2019. 240 с.

Головатюк Л. В., Зинченко Т. Д. Применение биотических идентификаторов для оценки качества вод притоков реки Сок (рр. Байтуган, Камышла, Сосновка) // Вестник Волжского университета им. В. Н. Татищева. 2011. № 11. С. 10–19.

Иешко Е. П., Коросов А. В., Соколов С. Г. Видовое богатство сообществ паразитов ротана *Percottus glenii* (Actinopterygii, Odontobutidae) в нативной и приобретенной частях ареала хозяина // Паразитология. 2019. Т. 53, № 2. С. 145–158. DOI: 10.1134/S0031184719020066

Иешко Е. П., Коросов А. В., Никанорова И. А., Бугмырин С. В. Связь видового богатства сообществ гельминтов и численности хозяина (на примере обыкновенной бурозубки *Sorex araneus*) // Паразитология. 2020. Т. 54, № 1. С. 3–12. DOI: 10.31857/S1234567806010010

Кухарев В. И. Методические аспекты биологической оценки качества вод малых водотоков в связи с хозяйственной деятельностью на их водосборах // Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Петрозаводск, 1986. С. 73–78.

Литвиненко А. В., Регеранд Т. И. Водные объекты города Петрозаводска. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. 109 с.

Полякова Т. Н. Рекомендации по оценке состояния экосистем малых водоемов по организмам макрозообентоса // Изучение водных объектов и природно-территориальных комплексов Карелии. Петрозаводск, 2007. С. 85–106.

Розенберг Г. С. Системно-методологические проблемы современной экологии // Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А. И. Баканова). Тольятти: Самарский НЦ РАН, 2005. С. 22–36.

Хейсин Е. М. Краткий определитель пресноводной фауны. М.: Учпедгиз, 1962. 148 с.

Яшнов В. А. Практикум по гидробиологии. М.: Высшая школа, 1969. 428 с.

The R Project for Statistical Computing. 2021. URL: <https://www.r-project.org/> (дата обращения: 2020-07-26).

Woodiwiss F. S. Description of sampling stations, methods of benthic sampling and biological water quality assessment; with some consideration of the influence of sample variation on the assessment values obtained // AquaDocs. 1980. 65 с. URL: <http://hdl.handle.net/1834/22767> (дата обращения 29.10.2023).

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания Института водных проблем Севера Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН».

THE EXPERIENCE OF USING THE WOODIWISS INDEX AND INDICATORS OF BENTHIC TAXONOMIC RICHNESS TO ASSESS THE ECOLOGICAL STATE OF WATER BODIES IN PETROZAVODSK

KONOVALOV
Daniil Sergeevich

*Institute of Water Problems of the North, Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences (50, Alexander Nevsky ave., Petrozavodsk, Republic of Karelia, Russia),
konovalov.daniil1998@gmail.com*

NAZUKOVA
Yulia Olegovna

Institute of Biology, Ecology and Agrotechnology, Petrozavodsk State University (31, Krasnoarmeyskaya st., Petrozavodsk, Republic of Karelia, Russia), nazukova.julia1998@gmail.com

Keywords:
biomonitoring,
benthic
communities,
accumulation
curves, modeling

Summary: The article considers the use of the Woodiwiss biotic index to assess the state of water bodies in Petrozavodsk. Sampling was carried out on three water bodies. In each water body, 2 observation points were allocated: the first in the background zone, the second in the zone of direct impact. To increase the representativeness and reliability of the results, power-law models of accumulation of taxonomic wealth $S=an^b$ were used, where a is the expected taxonomic wealth in the first random sample, b is the rate of accumulation of taxonomic wealth due to an increase in the number of samples (n). Significant differences in the taxonomic richness of macrozoobenthos communities of the studied water bodies were established. The background plots of water bodies were characterized by a large value of the Woodiwiss index, and a large model parameter a . Apparently, the taxonomic richness of communities is influenced not only by the size and type of water body, but also by organic pollution. This assumption is confirmed by the literature data that as the observation point approaches the city, pollution increases. A hypothesis was put forward about the sufficient sensitivity of the Woodiwiss index to indicate the bottom communities of Karelia. The hypothesis was tested by constructing taxonomic wealth accumulation curves based on the minimum number of taken samples ($n = 6$). It was shown that when using such a technique, there is no need to select a large amount of test material, which simplifies the procedure and reduces costs. In addition, such a technique is sensitive to changes in the habitat conditions of communities in different habitats within the same water body. It is planned that further research will be directed to testing the methodology for bioindication of habitats with similar levels of impact.

Received on:
16 November
2023

Published on:
13 January 2024