

Государственное бюджетное образовательное учреждение  
дополнительного образования города Москвы "Московский детско-  
юношеский центр экологии, краеведения и туризма»

**Оценка эффективности методик биоиндикации водоемов по  
макрозообентосу в ученическом экологическом мониторинге.**

Автор: Елизавета Константиновна Васкевич  
Команда юных натуралистов «Гамма»  
ГБОУ МДЮЦ ЭКТ, 10 класс

Руководитель работы: Алексей Александрович Яковлев  
Преподаватель дополнительного образования, ГБОУ МДЮЦ ЭКТ

Москва  
2019

## **Содержание:**

Введение.....	2
Литературный обзор.....	2
Методика исследования.....	5
Результаты исследования и их анализ.....	7
Выводы.....	12
Заключение.....	12
Список использованной литературы.....	13

## **Введение.**

В наше время наблюдается рост популярности движения юных экологов, которые пользуются в основном для оценки состояния водоема биоиндикационными методами. Вопрос о практичности их применения и точности полученных результатов очень важен. Ведь получаемые данные часто используются для доказательства негативного антропогенного влияния на среду и от их достоверности напрямую зависят хозяйственные решения.

М. В. Чертопруд в своей работе еще 2002 года писал, что из-за специфичности фауны Европейской части России применение классических методик биоиндикации становится затруднительным из-за того, что дают некоторые искажения результатов. Юные и не профессиональные исследователи способны, допустив неточности в сборе материала, исказить и без того проблемные данные. (Николаев, 2018) Это обстоятельство побудило нас проверить, насколько корректные данные мы получаем в результате применения разных методов биоиндикации состояния водоема по макрозообентосу. Оценить возможность получения ошибочных результатов.

## **Литературный обзор.**

В конце XIX века, далеком 1887 году Стивен А. Форбс опубликовал свою классическую статью «Озеро как микрокосм». Одну из первых научных работ, направленных на изучение водоема, как целостной системы. Для нас важно, что уже в ней говорилось о том, что все живые организмы в водоеме взаимодействуют друг с другом, что у каждого организма своя роль и что, изучая отдельные виды, можно получать информацию о состоянии всего водоема в целом. (Forbes, 1887) Я считаю, что с этой работы можно начинать отсчет истории биоиндикации водоемов, так как в ней была впервые высказывается мысль о том, что отдельные виды могут быть индикаторами состояния водных экосистем. А в первом десятилетии XX века появляется новый термин – сапробность, который обозначает способность живых организмов существовать в водоеме с определенным уровнем растворенных органических веществ, в скором времени появляется и разделение водоемов в зависимости от того, какие по сапробности организмы в нем живут, начали выделять, так называемые, зоны сапробности. (Kolkwitz, Marsson, 1909). Классическая шкала сапробности Кольквица и Марссона применяется до сих пор (Чертопруд, 2007). Индикаторами стали около 300 видов растений и 500 видов животных, кроме рыб. А вот классические методики биоиндикации, такие как Метод Пантле и Букк (1955) и Индекс реки Трент (Woodiwiss, 1964) появились через почти полвека, в них рассматривается макрозообентос, и те группы организмов, которые более или менее чувствительны к увеличению уровня органики в воде.

На данный момент в мире существует бесчисленное количество методик биоиндикации и их модификаций. В. П. Семенченко в своем

руководстве приводит только в качестве основных методик шестнадцать индексов (2004)! Как раз огромное количество различных модификаций одного и того же индекса дает нам понять, что существующие методики чем-то не устраивают ученых. Например, индекс Пантле-Букк не однократно модифицировался (обычно он применяется в модификации Сладечека, 1973) и адаптировался под фауну местных водоемов. Зачастую использовался усеченный список видов-индикаторов.

Так как методики биоиндикации нетрудны в использовании, а развитие промышленности и сельского хозяйства способствует увеличению возможности органического загрязнения близлежащих водоемов, они часто применяются в системе общественного экомониторинга. То есть граждане страны, не являющиеся профессиональными учеными, применяя определенные методы биоиндикации, следят за качеством воды местных рек, озерах и прудах. Например, такая система есть в США, и она достаточно устоявшаяся. Более того, развитие народного мониторинга способствовало появлению новых, еще более простых индексов, например индекса Izaak Walton Lige of America (IWLA), модификация (или прообраз?!) которого известна в отечественной литературе под названием «Индекс Майера».

В нашей стране «народный» экомониторинг только начал зарождаться, уже была предложена идея такого движения силами учащихся и преподавателей нашей страны. (Николаев, 2018), однако системное сравнение результатов биоиндикации, осуществленных разными методами и с различным качеством пока не достигнуто.

Возвращаясь к проблемам научной биоиндикации, стоит упомянуть, что один из классических методов биоиндикаций был подвергнут критике, а именно индекс Пантле-Букк. Хотелось бы упомянуть, что для нашей страны есть ряд особенных проблем его использования таких, как специфичность фауны Европейской части России, необходимость количественных проб и определения макрозообентосных организмов до вида, что трудоемко, затрачивает много времени и требует профессиональных знаний. Поэтому была создана очередная модификация данного индекса, которая подразумевает список групп-индикаторов, характерных для нашей местности и основанный на качественных пробах, что делает данный индекс почти идеальным и пригодным для использования непрофессиональными кадрами. (Чертопруд, 2007)

Таким образом, мы снова возвращаемся к теме общественного мониторинга водоемов, и встает вопрос о пригодности различных индексов биоиндикации в целом, ведь тот же Чертопруд в своей работе 2007 года говорит о том, что другие традиционные методики не точны в своем применении. Кардинально разные методики будут давать разные результаты, потому что они имеют разные биоиндикационные группы организмов.

Например, в индекс Вудивисса включена такая индикаторная группа, как водные жуки, и нет дробления моллюсков на классы, а в индексе Майера есть дробление группы моллюсков, но не включены водные жуки. Так как результат двух этих индексов будет зависеть от количества найденных индикаторных групп, то качественные пробы в данном случае не очень удобны, так как на распространение нужных для этих методик организмов будут влиять различные микроусловия на точках отлова и качество сбора материала. (Николаев, 2018)

Наиболее часто применяемые индексы основываются на качественных пробах. Вполне ожидаемо, что из-за использования разных индикаторных групп макрозообентоса, даже если исследователю удалось избежать неточностей при сборе материала, они будут давать различающиеся результаты. Какой из них будет более правильным? Для определения достоверности полученных результатов необходимо обращаться к другим методам оценки ситуации. Например, специалисты обращаются к химическому анализу, так как определенные химические соединения способны указать на уровень эвтрофикации водоема, но это дорого и не очень удобно в полевых условиях.

Также можно сделать оценку дополнительных параметров, что подразумевает количественные пробы и выявление фаунистических закономерностей.

В ходе исследований таких закономерностей были изучены различные группы макрозообентосных организмов, на основе которых были созданы отдельные методики биоиндикации. Например, олигохетный индекс Гуднайта и Уотлея (1961) В отечественной литературе не раз высказывалось мнение о перспективности использования моллюсков, в основном идет о двустворчатых в биоиндикации (Романова, 2007), но конкретных методик предложено не было.

Одним из недочетов таких узконаправленных методик является ограниченность их применения, несмотря на модификации, и недостаточная, неполная изученность данных групп. Многообразие пресноводных экосистем создает множество факторов, обуславливающих фаунистическое разнообразие отдельных водоемов. Таким образом мы подходим к разумному заключению, что если мы хотим получить достоверную оценку сапробности водоемов, то фаунистические закономерности, в сочетании с анализом эвтрофикации водоема нужно продолжать тщательно изучать.

Для целей ученического мониторинга выбор методики биоиндикации должен быть продиктован не только точностью метода, но и его чувствительностью к ошибкам исследователей. А еще, идеальный метод биоиндикации должен позволять, видя состав проб, оценить, насколько точный результат получился.

**Целью** данной работы является сравнение результатов методов биоиндикации качества воды в пресных водоемах, наиболее распространенных среди учащихся школ и членов биологических и экологических кружков.

Перед нами стояли следующие **задачи**:

- Химический анализ основных показателей качества воды и оценка фактического уровня эвтрофикации.
- Расчет наиболее популярных индексов биоиндикации, оценка их чувствительности к объему проб.
- Сравнение биоиндикационных оценок с результатами химического анализа воды.
- Выявить видовой состав макрозообентоса и фаунистические закономерности, которые позволят проверить результаты биоиндикации.

### **Методика исследований.**

Исследование проводилось в ходе экспедиции в Тульскую обл., Кимовский р-н, ГМЗ «Куликово Поле» с 25.06.19 по 08.07.19. Для изучения были выбраны четыре станции, на каждой из которых было сделано три серии гидробиологических проловов, также все пробы являлись количественными, чтобы исключить влияние микроусловий. (Николаев, 2018) Все станции обладали примерно однотипными условиями. Это станции на р. Непрядва, верхнее течение р. Дон, р. Смолка и р. Дон, Урочище Татинки.

Макрозообентос собирался с помощью гидробиологического сачка и кюветок, далее собранные гидробионты фиксировались в 70%-ом растворе спирта. Определение проводилось в полевом стационаре, а в дальнейшем уточнялось. Использовался Краткий определитель беспозвоночных пресных вод центра европейской России (Чертопруд, Чертопруд, 2011).

*Рис. 1. р. Непрядва. Определение проб в полевом стационаре.*



Химический анализ проводился с помощью набора для химического анализа воды в пресных водоемах Sera aqua-test box. Для анализа были выбраны такие физические параметры воды, как кислотность (pH), карбонатная жесткость (кН), уровень нитритов и нитратов, содержание в воде железа, фосфатов, ионов аммония и аммиака. Анализу подвергались свежие пробы непосредственно на месте отбора.

*Рис. 2 Тестирование пробы на содержание соединений азота.*



Также была проведена оценка биомассы водорослей Spiroghira, для этого была введена шкала от 1 до 5, где 1 — это отсутствие, а 5 — сплошное разрастание. Известно, что соединения азота, довольно быстро усваиваются быстро разрастающимися водорослями, таким образом, обилие водорослей служит дополнительным показателем постоянно выделяющихся азотных соединений.

Для расчета были выбраны три самых часто используемых в ученических работах индекса биоиндикации: индекс Майера, индекс Вудивисса и индекс Пантле-Букк (Изучаем малые реки, 1999), они считались в соответствии с таблицами групп-биоиндикаторов. Далее полученные значения соотносились с зонами сапробности пресных водоемов, а затем сравнивались между собой и с результатами химического анализа.

Для того, чтобы оценить и сравнить видовое богатство на станциях мы рассчитывали индекс Менхиника.

Так как чаще всего юные исследователи берут качественные пробы, то пролов на одной из станций (Верхнее течение реки Дон) был раздроблен на три малых пробы, расстояния между точками сбора примерно 1-1,5 метра. Данное дробление поможет увидеть зависимость результатов биоиндикации от объема проб.

### **Результаты исследования и их анализ.**

Проведенный нами химический анализ показал, что уровень pH колебался от 8 до 8,5; вода в Дону и Непрядве вода жесткая, кН= 12-14, в Татинках кН=16 (из-за выхода известняка), в Смолке кН = 6-7, так как из-за слоя ила в воде, который изолирует выходы известняковой породы, растворяется меньшее количество карбонатов. Содержание железа в воде не превышало ПДК для рыбных хозяйств, а нитриты, нитраты, ионы аммиака и аммония вовсе не были обнаружены, за исключением точки в Татинках, где содержание ионов аммония было примерно 0,1 мг/л. Данные химические соединения уходили в биомассу водорослей *Spiroghira*, очень обильных в Урочище Татинки и Непрядве, обильных в Дону выше Течения, довольно обильных в Смолке.

Содержания фосфатов, не превышали норму ПДК для рекреационных водоемов: в реках Дон (до слияния) и Смолка они равнялись 0,3 и 0,5 мг/л соответственно, а в реке Дон (Урочище Татинки) и реке Непрядва 2 и 1 мг/л, что означало наличие на первых двух станциях небольшого количества растворенных органических веществ, а в двух других более высокий уровень эвтрофикации. (см. табл. 3)

*Рис. 3. Результаты химического анализа воды.*

Проба	Химический показатель							
	Концентрация вещества (mg/l)							
	pH	kH	NO <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	NH <sub>3</sub>	Fe (общее)	PO <sub>4</sub>
Река Непрядва	8,5	14	0	0	0	0	0,25	<b>1</b>
Р. Дон, верхнее течение	8	13	0	0	0	0	0	<b>0,3</b>
Река Смолка	8	7	0	0	0	0	0,25	<b>0,5</b>
Р. Дон, Урочище Татинки	8,5	16	0	0	<b>-0,1</b>	0	0,25	<b>2</b>

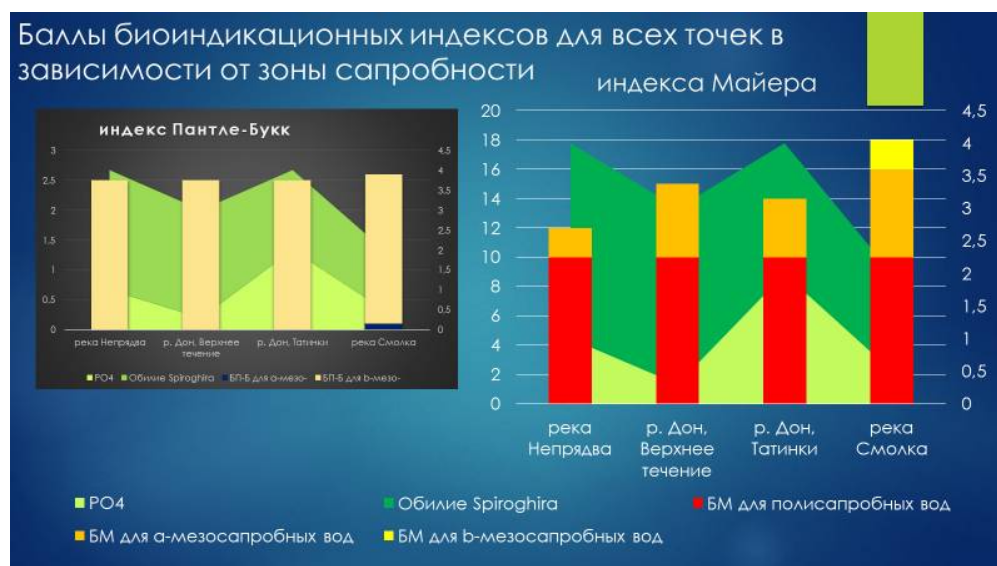
Нами было проанализировано 735 особей макрозообентосных организмов, относящихся к 56 видам. Были найдены основные индикаторные группы, характерные для мезосапробных водоемов.

Расчет биоиндикационных видов всех точек выявил следующее:

- По индексу Пантле-Букк наши водоемы относились к в-мезосапробным водоемам, а точка на р Дон в У. Татинки - а-мезосапробный водоем.

- Оценка по индексу Майера показала обратную зависимость, когда река Смолка была определена, как в-мезосапробная (Рис.4).

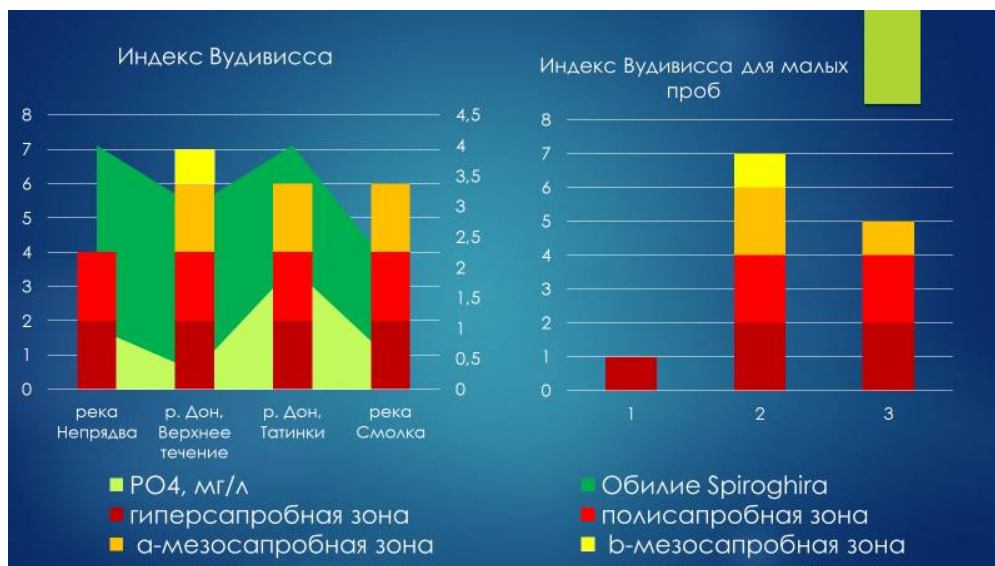
Рис. 4. Оценка индексом Майера и Пантле-Букк



- Оценка по индексу Вудивисса дала наибольший разброс данных. (см. Рис. 5)

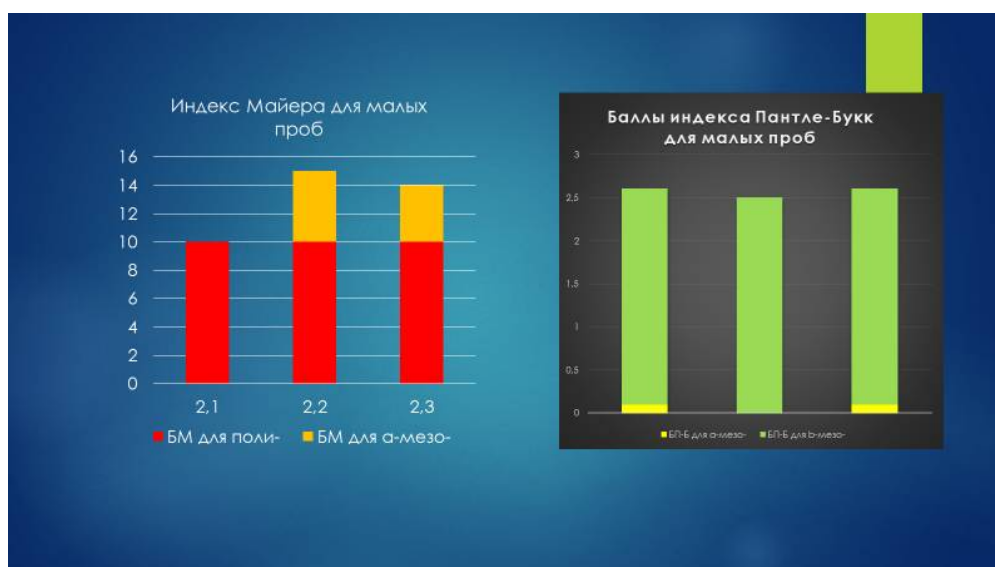
При этом практически все водоемы оценивались как а-мезосапробные, и полученные биоиндикационные оценки не всегда совпадали с содержанием фосфатов и обилием нитчатых водорослей. Поэтому мы решили проверить насколько данные индексы будут чувствительны к малому объему проб. И вот здесь у нас появились значительные колебания от гиперсапробных до в-мезосапробных вод на пробах взятых на расстоянии, буквально, одного метра, это что касается методики Вудивисса.

Рис. 5 Оценка индексом Вудивисса.



Колебание в результатах биоиндикации методами Майера и Пантле-Букк для малых проб было гораздо ниже, в пределах одной зоны сапробности (рис. 6).

Рис. 6 Оценка индексами Майера и Пантле -Букк по малым пробам.



Оценка биоразнообразия по Менхинику показала, что наибольшее биоразнообразие характерно для точки с наименьшим содержанием фосфатов и небольшим обилием водорослей. А наименьшее биоразнообразие было отмечено на точке с наивысшим содержанием фосфатов и высоким обилием водорослей.

Рис. 7. Сравнение биоразнообразия.



В точках с низким биоразнообразием мы выявили резкое увеличение доли брюхоногих моллюсков. Так в Непрядве и Татинках при высоком уровне содержания фосфатов и развитии водорослей у нас долю брюхоногих моллюсков, большинство из которых являются альгофагами, составляло порядка 70%. А вот в водоемах с относительно низким содержанием органики доля брюхоногих моллюсков составила около 35-40%. (рис. 8, 9)

Рис. 8.



Рис. 9

## Оценка биоразнообразия



Таким образом мы своим исследованием подтвердили неоднократно высказывавшуюся в отечественной литературе мысль о перспективности применения моллюсков в биоиндикации. Очевидно, что массовые встречи брюхоногих моллюсков в пробах являются признаком эвтрофикации мезосапробных водоемов. И этот показатель можно учитывать при сравнении близких точек. Мы можем рекомендовать использовать показатель, долю брюхоногих моллюсков, для выявления различий в трофности мезосапробных водоемов.

Для того, чтобы проверить достоверность результатов биоиндикации, убедиться в точности полученных оценок, мы разработали алгоритм проверки. (Рис. 10) Прежде всего, рекомендуем всегда брать повторную пробу в пределах 2 метров, и в случае различия биоиндикационных оценок с предыдущей производить объединение проб для исключения влияния микроусловий перед окончательным расчетом индекса биоиндикации. Если же соседняя проба дала такой же результат, что был в первой, то следует взять еще одну пробу выше по течению с разницей в 50-100 метров для сравнения видового богатства, чтобы проверить точность полученного результата.

Рис. 10

## Алгоритм проверки результатов биоиндикации по макрозообентосу.

Определение индекса биоиндикации на выбранной точке

Берем пробу в 20м от предыдущей

Тот же результат, что и был в первой пробе

Результат отличный от предыдущего

Берем количественную пробу в 100-200м от двух предыдущих выше по течению для сравнения биоразнообразия

Объединение данных проб для исключения влияния микроусловий и окончательный расчет индексов биоиндикации

### Выводы.

- Индексы биоиндикации в целом отражают общий уровень сапробности рек, но не позволили выявить повышенную эвтрофикацию ряда станций.

- Индекс Вудивисса наиболее чувствителен к объему проб. Уменьшение проб и сокращение места пролова способно привести к беспрецедентному искажению результата.

- Вероятно, эвтрофикация приводит к уменьшению биоразнообразия прежде сокращения видового богатства. Оценка фаунистических показателей может применяться для проверки достоверности биоиндикации.

- Эвтрофикация вызывает увеличение доли моллюсков-альгофагов, в следствие вероятного разрастания водорослей.

### **Заключение.**

В последние несколько лет возросла популярность движения юных экологов, и от результатов их исследований напрямую зависят хозяйственные решения. Поэтому очень важно проверять полученные результаты, для чего мы и создали небольшую и легкую проверку для учащихся, занимающихся мониторингом качества воды при помощи биоиндикации. Мы планируем распространять эту методику среди учащихся, у нас в планах сделать брошюру. Также в дальнейшем мы планируем развивать эту тему. А пока мы просто хотим, чтобы юные экологи были внимательны, аккуратны и ответственно подходили к любому своему исследованию. Наша работа вносит вклад в повышение качества мониторинга состояния рек. Со временем, полученные результаты по биоразнообразию беспозвоночных в реках смогут быть использованы для прогнозирования многолетней динамики экосистем рек. Я выражаю благодарность всем юннатам команды Гамма за моральную поддержку и помощь при проведении наблюдений.

### **Литература**

1. Николаев С. Г., редактор. Методическое и информационное обеспечение общественного мониторинга окружающей среды силами

учащихся и педагогов образовательных организаций России» под редакцией М.: ФГБОУ ДО ФДЭБЦ, 2018

2. Семенченко В. П. Принципы и системы биоиндикации текучих вод: Мн. :ОРЕХ. , 2004. , 125 с

3. Фролова Г.И. Методические рекомендации по отбору, обработке и анализу гидробиологических проб воды и грунта. М.: МДЭБЦ, 2009г.

4. Чертопруд М.В. Гидробиологические экскурсии в Подмоскowie – Москва: Издатель Воробьев А. В., 2005г.

5. Чертопруд М.В., Чертопруд Е.С. Краткий определитель беспозвоночных пресных вод центра европейской России – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011г.

6. «Изучаем малые реки» Тула: Тульский областной эколого-биологический центр учащихся, 1999г.

7. Chertoprud M. V. Modification of Pantle-Buck Technique for Assessing Watercourse Pollution Based on Macrobenthos Quality Characteristics. Water Resources, Vol. 29 No. 3, 2002, pp. 306-31

8. Forbes, S.A. 1887. "The Lake as a Microcosm". Bulletin of the Scientific Association of Peoria, Illinois, pp 77–87. Reprinted in Illinois Natural History Survey Bulletin 15(9):537–550.

9. Kolkwitz R., Marsson M. Ökologie der Saprobien // Intern. Rev. Hydrobiol. 1909. Bd 2. S. 126-152.

10. Pantle F., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse // Gas- und Wasserfach. 1955. Bd 96, N 18. 604 S.

11. Woodiwiss, F. S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board // Chemistry and Industry, 1964. – Vol. 11. – P. 443.