

574,5  
КМ91  
8/4

Московский Государственный Университет  
имени М.В.Ломоносова

Биологический факультет

На правах рукописи

КРЕНЕВА Софья Викторовна

ПРИМЕНЕНИЕ ПРИНЦИПА  
СУКЦЕССИОННОГО АНАЛИЗА ДЛЯ ОЦЕНКИ И ПРОГНОЗА  
СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

03.00.18 - гидробиология

03.00.16 - экология

А В Т О Р Е Ф Е Р А Т

диссертации на соискание ученой степени  
доктора биологических наук

Москва - 2002

Работа выполнена в Азовском Институте Рыбного Хозяйства  
(г.Ростов-на-Дону)

Научный консультант -- доктор биологических наук  
Гвозденко С.И.,

Официальные оппоненты:

доктор биологических наук, профессор И.В.Бурковский  
доктор биологических наук, профессор Ю.Г.Симаков  
доктор биологических наук Мамаева Н.В.

Ведущая организация – Институт глобального климата и экологии АН РАН  
(г.Москва)

Защита состоится 25 апреля 2002 г. в 15<sup>30</sup> ч. на заседании диссертационного совета Д.501.001.55 по защите диссертаций на соискание ученой степени доктора биологических наук при Московском Государственном Университете им. М.В.Ломоносова по адресу: Москва, 119899, Воробьевы Горы, МГУ, Биологический факультет, ауд. 389.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке биологического факультета МГУ.

Автореферат разослан \_\_\_\_\_ 2002 г.

Ученый секретарь совета  
кандидат биологических наук

Н.В.Карташева

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Стремительность процесса деградации естественных гидроэкосистем отчасти связана с отставанием в развитии методов контроля процессов загрязнения и эвтрофирования. До настоящего времени нет общепринятых системы экологического контроля и надежной методологии экологического нормирования антропогенной нагрузки на основе количественных показателей состояния биоценозов. За прошедший век накоплен большой материал и опыт, однако, имевшиеся ранее подходы в принципе не могли обеспечить решение насущных задач прикладной гидроэкологии, о чем свидетельствует отсутствие методов ранней диагностики и прогноза, а также достоверных методов биологического контроля загрязнения крупных и др. водоемов со сложной гидродинамикой. Очевидны также малая эффективность использования общих нормативов для различных водных объектов и потребность отыскания и обоснования новых подходов при принятии решений по защите водоемов от антропогенного воздействия.

На этом пути сукцессионный анализ изменений, вызванных воздействием окружающей среды на биоту, подразумевает необходимость использования всестороннего анализа отклика системы на воздействие. Это позволяет обосновать комплекс мероприятий, опирающихся на системный подход при решении общих и конкретных задач прикладной экологии.

Цель и задачи исследования. Анализ и апробация существующих сегодня направлений, критериев и методов показали, что:

- приоритетным следует считать поиск принципиально нового подхода, способного обеспечить раннюю диагностику и прогноз состояния водоемов;
- для разработки методов надежного контроля в крупных водоемах и окраинных климатических зонах в основу биологического анализа должен быть положен системный подход;
- для дальнейшего развития надежных методов контроля и разработки методов прогнозирования, а также для разработки системы экологического нормирования приоритетной следует считать информацию биоценотического (или экосистемного) уровней:

Научная библиотека  
ЮНЦ РАН

- расчеты ущерба и нормирования нагрузки следует строить на количественных биологических показателях, в основу изначального контроля состояния экосистем должны быть положены также количественные методы, так как все эти операции тесно взаимосвязаны.

Экологическое нормирование только с позиций общепринятых классификаций недостаточно. Кроме него, необходима система биологического анализа загрязненных вод, базирующаяся на индивидуальном подходе к водным экосистемам. Без учета особенностей каждого конкретного водоема невозможно ни определить достоверно нормативы нагрузки, ни рассчитать ущерб; ни составить прогноз. Следовательно, изначально как контроль, так и все последующие, вытекающие из него операции должны быть основаны на индивидуальном подходе.

Целью исследования был поиск нового направления, способного объединить и обеспечить выполнение выше перечисленных требований.

В круг основных задач входили:

- 1) поиск наиболее перспективных показателей и критериев оценки;
- 2) разработка системы биологического анализа загрязненных вод и методов, способных обеспечить надежный контроль и оценку состояния загрязняемых водных объектов любого типа независимо от климатической зоны;
- 3) широкая их проверка в различных условиях и демонстрация способов использования, возможностей, которые открывает новый подход.

В итоге автором предпринята попытка определить перспективное направление в санитарной гидробиологии с целью наметить основные пути решения этих проблем.

В качестве подхода, наиболее полно удовлетворяющего названным требованиям, может служить анализ антропогенных сукцессий разного порядка, наблюдавшихся в каждом конкретном водном объекте.

**Научная новизна.** Разработана принципиально новая система экологического контроля, основанная на анализе антропогенных сукцессий водных экосистем, открывающая новое перспективное направление в прикладной гидробиологии. Предлагаемая система количественных оценок отклика биоценоза на загрязнение обеспечивает возможность ранней диагностики и дает основание для

прогноза и разработки новых методик расчета экологического ущерба (Кренева, 1983; Кренева, Гусева, 1992).

Новая система биологического анализа представляет собой ряд приемов и методов, обеспечивающих в своей совокупности возможность контроля, независимо от климатической зоны, в водоемах разного типа, в том числе и в крупных водоемах со сложной системой течений. Весьма существенной оказывается возможность значительного увеличения скорости получения биологической информации о состоянии загрязняемого водоема на экосистемном уровне.

Впервые в санитарной гидробиологии для классификации загрязненных вод и оконтуривания зон различной загрязненности был использован метод из области распознавания образов (программа "Класс", алгоритм "Задача о коммивояжере" (Кренева, 1976а; Абакумов, Кренева, Семин, 1985), а также показаны возможность, целесообразность и преимущества использования общей методики отбора и обработки живых проб при исследовании пресноводных инфузорий и коловраток (Кренева, 1992). На большом, разнообразном материале показаны существенные преимущества пресноводного микрозоопланктона для экологических исследований, на его основе разработаны индекс и шкала для оценки состояния гидроэкосистем по микрозоопланктону (Кренева, 1976-1984, 19876, 1989, 19916, 1992, 1995 и др.).

**Теоретическое и практическое значение работы.** Многие широко используемые традиционные методы биологического анализа имеют ряд серьезных недостатков, что делает их малоперспективными для целей охраны естественных гидроэкосистем. Подавляющее большинство из них либо лишены количественной основы, либо не достигают экосистемного уровня.

Новое направление экологического контроля состояния вод в отличие от известных ранее основано на глобальных законах сукцессии. Это позволило на основе количественных методов создать систему биологического анализа с широким использованием арсенала математической статистики. Это позволило осуществлять контроль состояния водоемов любого типа, - например, в холодных порожистых северных или горных речках с крайне обедненной фауной и флорой и в крупных водоемах с мощной и сложной системой течений.

В практическом отношении новый подход позволил автору впервые: 1) обнаружить в ряде районов Ладожского озера еще в 1973-74 годах признаки быстрого эвтрофирования; 2) оконтурить зоны загрязнения в северной части озера (районы Приозерского ЦБЗ, Питкярантского ЦБК, городов Сортавала, Лахденпохья и др.); 3) изучить закономерности распространения загрязненных потоков и предсказать неизбежность скачкообразного перехода этого огромного холмоводного олиготрофного водоема в класс мезотрофных, что впоследствии было подтверждено результатами работ комплексных экспедиций ИОЗАН СССР /Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера, 1982 и др./.

Новая система биологического анализа была впервые апробирована на большом количестве разнотипных водоемов, в разнообразных климатических и географических зонах. В результате установлены закономерности и особенности антропогенного эвтрофирования в них (Кренева, 1976 а,б; 1980, 1983, 1989, 1996а-в; Кренева, Гусева 1991; Гусева, Кренева и др., 1990а-д, и др.). Проведен сравнительный анализ показательности ряда групп гидробионтов на разных стадиях сукцессии и в различных условиях.

Результаты работы были использованы в 1973-1976 гг. в отчетах Института озероведения АН СССР (С-Пб) по теме ГКНТ при Совете Министров СССР №0.01.330 “Разработка методики измерения поступления, распространения и трансформации загрязненных вод в крупных озерах” и в многочисленных отчетах АзНИИРХ по заказу Министерства рыбного хозяйства СССР.

Разработанные методы также рекомендованы для практического использования:

1) в общегосударственной службе наблюдений за загрязнением природной среды “Руководством по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем” Министерства экологии и природных ресурсов Российской Федерации (глава V);

2) в системе МРХ СССР Методическими указаниями АзНИИРХ: “Экспресс-методы биологической оценки уровня загрязнения водной среды, донных осадков, почвы и живых объектов”; “Экспресс-метод оценки состояния пресноводных экосистем с помощью индекса антропогенного эвтрофирования”; “Метод оценки загрязненности пресноводных экосистем по общим количественным и структурным

показателям развития микрозоопланкtonных сообществ (инфузории и коловратки)”.

Предметом защиты является: Обоснование нового направления в контроле загрязнения и состояния водных экосистем на базе системного анализа скорости антропогенных сукцессий с использованием количественных оригинальных и современных методов анализа природных ситуаций на любых акваториях.

**Публикации и апробация.** Список публикаций по разрабатываемой теме содержит на данный момент 43 печатные работы (19 самостоятельных) общим объемом около 20 печатных листов. Из них 27 в центральных изданиях.

Результаты работы докладывались на Совещании по гидробиологическим методам оценки качества вод (1975, ЗИН АН СССР, Ленинград), Советско-Американском симпозиуме по санитарной гидробиологии и токсикологии (1976, Борок), секции гидробиологии МОИП (1975 и 1992, Москва), годовой научной конференции Научно-исследовательского Вычислительного центра АН СССР (1975, Пущино), на III и IV Всесоюзных совещаниях по санитарной гидробиологии в МГУ (1977 и 1981), на III Всесоюзном симпозиуме по проблемам антропогенного эвтрофирования водоемов при участии специалистов стран СЭВ (1983, Москва), на I (1984, Юрмала) и II (1989, Борок) Всесоюзных симпозиумах по экологии морских и пресноводных простейших, на Всесоюзной конференции “Методология экологического нормирования” (1990, Харьков), на Международном симпозиуме “Экологические модификации и критерии экологического нормирования” (1990, СССР, Нальчик), на VII Всесоюзной конференции по проблемам океанологии (1990, Ленинград), на II Всесоюзной конференции по рыболово-промышленной токсикологии (1991, С-Пб), на Международной экологической конференции в Риге (1991), на Пленарном заседании научно-консультативного совета Межведомственной ихтиологической комиссии по вопросу: Методология и методы изучения, оценки и прогноза загрязнения водных экосистем (1992, Ростов н/Д), на VII и VIII съездах ГБО РАН, на конференции Балканских стран (2001, Edirne / Turkey) и других совещаниях.

**Структура и объем работы.** Диссертация состоит из введения, 6 глав, заключения, выводов, списка литературы и приложений. В первой главе рассматривается новая концепция экологического нормирования, во второй -

обосновывается новая система биологического анализа, в третьей, четвертой и пятой - описываются конкретные методы обработки и анализа материалов полевых исследований в приложении к различным условиям с конкретными примерами. В 6 главе на основе всего накопленного опыта предлагается шкала определения качества вод по состоянию пресноводного микрозоопланктона.

Текст изложен на 386 страницах, иллюстрирован 55 таблицами и 59 рисунками, указатель литературы содержит 502 источника, из них 306 отечественных и 196 иностранных авторов. Общий объем рукописи - 522 страницы.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Работа по биологическому анализу загрязненных вод велась более четверти века, начиная с 1970-72 г в Байкальской экспедиции ГХИ, в районе БЦЗ. В 1973-1976 г. она была продолжена в Институте озероведения АН СССР, в гидрофизической экспедиции на Ладожском и Онежском озерах, и в объединенной с ИБВВ АН СССР (Борок) экспедиции по водоемам Волго-Балтийского водного пути. В этот период в основном велись поиск и отработка оптимальных методик. Отработка методов велась на материале, составляющем 2000 проб, отобранных в 8 районах Ладожского и Онежского озер, отличающихся, как по типам и степени загрязнения, так и по геоморфологическому строению и, следовательно, скорости и формам распространения загрязнений.

Позже, в составе экспертных экспедиций АзНИИРХ, проводились проверка и доработка методик на водоемах различного типа с разными источниками загрязнений.

Так, на 8 семужных реках Пинежско-Северо-Двинского бассейна в течение 3-х лет (1988-1990 г.) проводились исследования влияния на гидробиоценозы лесоразработок и молового сплава.

Аналогичная работа проводилась на восьми Карпатских лососевых реках из трех областей Украины (Львовской, Ивано-Франковской и Закарпатской).

В тундровой зоне Крайнего Севера исследовались 13 рек и озер района Ямбургского газоконденсатного месторождения (Тюменская обл.).

На о.Сахалин с 1989 по 1992 г. изучалось 14 лососевых рек в основном горного и частично полуравнинного типа. Реки южного Сахалина были подвержены влиянию

сельскохозяйственных угодий, мелиорации, ЦБК, бытового и смешанного загрязнения. В центральной части острова антропогенное влияние в основном связано с лесоразработками. На севере острова преобладает влияние нефтегазоразработок.

В бассейне оз.Байкал в 1990 г. исследовались процессы эвтрофирования на примере Посольского сора и оз.Катаиль застраивающих элодей.

Тяжелое смешанное загрязнение южных равнинных водоемов изучалось на примере каналов, Чограйского водохранилища и 5 из Состинских озер Калмыкии, находящихся на разных стадиях деградации.

На 7 реках Молдавии, Дубоссарском водохранилище и озере Ялпут исследовалось влияние преимущественно пестицидного загрязнения.

Исследовались также некоторые водоемы Ростовской области (р.Темерник, р.Дон, Миусский лиман и др.).

Во всех экспедициях отбиралось большое число проб микрозоопланктона, которые обрабатывались на месте в живом виде. Материал подробно анализировался с помощью ряда различных методов. Для анализа использовались первичные материалы гидрохимических, гидрофизических, а с 1988 года и гидробиологических показателей, полученные сотрудниками комплексных экспедиций ГХИ, ИОЗАН и АзНИИРХ.

Из множества информационных индексов были выбраны 5 (Маргалефа, 2-Галтупа, Менхиника, Вильма), у которых наложение диапазонов колебаний в установленных зонах было минимальным. Значения этих 5-ти индексов были просчитаны для 2000 проб отдельно для инфузорий и для коловраток. На основании большого фактического материала, относящегося к различным условиям, районам, загрязнениям и сезонам, был сделан вывод о нецелесообразности применения информационных индексов в анализе состояния планктонных ценозов и сообществ в процессе загрязнения крупных водоемов.

Подобная работа проводилась и в отношении выбора наиболее показательных организмов. Учитывая сложную систему и мощность течений в больших олиготрофных озерах и других крупных водоемах, скорость разбавления сточных вод и огромные запасы воды, уловить признаки непосредственного влияния загрязнений старыми традиционными методами практически было невозможно. Большие перепады

глубин резко ограничивали возможности использования бентосных организмов. К тому же существенная разница температур сточных и озерных вод приводила к тому, что основная масса загрязненных вод распространялась преимущественно в верхних слоях воды на многие десятки километров. Сравнение видового состава различных групп гидробионтов по станциям и по годам не дало ощутимых результатов. Подробный анализ литературных материалов и собственных наблюдений позволил сделать вывод о том, что наиболее надежным и информативным показателем должны служить планктонные инфузории и коловратки. Справедливость этого вывода была доказана практически для водоемов любого типа. Основным из многочисленных преимуществ этих групп гидробионтов является сочетание большой информативности с минимальным запаздыванием реакции на загрязнение относительно физических и химических показателей, что обеспечивает возможность совместной статистической обработки материалов съемок.

В связи с этим, как уже указывалось выше, был освоен метод работы с живыми простейшими и коловратками, как наиболее быстрый и достоверный. Ряд отработанных приемов помог увеличить число отбираемых за сутки и обрабатываемых биологических проб (Кренева, 1992а), что позволило получать достаточные ряды для совместной с другими показателями статистической обработки и обеспечило достоверную корреляцию между ними.

Была разработана система биологического анализа, основанная на обработке количественных данных с использованием статистических методов. Так, например, для проверки корректности проведения исследований особенно в открытых (в отличие от шхерных районов) прибрежьях крупных водоемов закономерное распределение микрозоопланктона под влиянием загрязнения устанавливалось в соответствии с гипотезой Грейг-Смита. Как правило, в районах, подверженных влиянию точечных источников загрязнения, даже в условиях сложных и мощных течений коэффициенты множественной корреляции ( $R$ ) численности 9-15-ти наиболее многочисленных видов микрозоопланктона достигали значений 0,90-0,99.

Коэффициенты множественной корреляции со специфическими гидрофизическими и гидрохимическими показателями загрязнения тоже были

достаточно высоки, несмотря на то, что имели больший диапазон колебаний. Последнее связано с различной степенью загрязненности исследуемых районов и с тем, что многие из физико-химических параметров являлись в той или иной мере косвенными показателями загрязнения. Тем не менее, нередко достоверность регрессионных моделей распределения микрозоопланктона в районах загрязнения достигала максимальных величин 0,99. В качестве меры для оценки значимости уравнения регрессии принимали отношение дисперсии — критерий Фишера. Достоверность совпадения вычисленных данных по уравнению регрессии с истинными принималась при точности 0,95-0,99.

Достоверность выделенных зон загрязнения устанавливалась с помощью критерия Стьюдента с поправкой, введенной Сnedекором. Достоверность выделенных различными способами зон даже в открытых районах Ладожского озера достигала 0,99.

Что касается корректности применения тех или иных статистических методов, то гидробиологические показатели, как правило, имеют нормальное распределение. Химические и физические параметры среды в водоемах имеют, главным образом, логнормальное распределение. Если анализируемые явления и признаки подчиняются нормальному или логнормальному распределению, то применение всех статистических методов считали корректным.

Проводилось также сравнение зон, выделенных по кривой сукцессии с помощью разработанного автором индекса загрязнения и строго математическим методом из области распознавания образов по программе "КЛАСС" "Задача о коммивояжере" Ю.В.Николаева. Совпадение границ зон полное (Кренева, 1976а).

Следует отметить, что в случаях, когда распределение гидробионтов четко повторяет ход модельной кривой, необходимость в большом количестве проб и громоздкой статистической обработке отпадает. Такие примеры встречались во многих регионах: в Сортавальских и Питкярантских шхерах Ладожского озера, в Кондопожской губе Онежского озера, на р.Пинеге, на некоторых из рек Сахалина, в водоемах Калмыкии.

Пробы обрабатывались на месте в живом виде. Методика первичной обработки проб микрозоопланктона опубликована автором настоящего труда в Руководстве

(Кренева, 1992а) вместе с рекомендациями по элементарному анализу для целей мониторинга. Основной показательной группой были избраны ресничные инфузории. Второе место по надежности и информативности занимают коловратки. Кроме того, в живых пробах планктона обычно грубо оценивались массовые формы фитопланктона и его разнообразие, наличие и обилие жгутиковых, подсчитывались раки и прочие попавшие в пробу организмы. В исследованных водоемах оценивалось обилие и разнообразие высшей водной растительности.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

### 1. Концепция индивидуального нормирования на основе сукцессионного подхода к методам экологического контроля

Анализ традиционных направлений контроля качества вод показал необходимость развития новых направлений, способных служить инструментом для срочной диагностики состояния всей водной экосистемы в целом, для составления прогноза возможных путей ее дальнейшего развития, обеспечивающих возможность разработки системы экологического нормирования на биоценотическом уровне.

Одним из таких направлений является система биологического анализа, разрабатываемая автором с начала 70-х годов и основанная на сукцессионном подходе. В основу системы анализа была положена гипотеза об определенном сходстве закономерностей естественно-исторической деструктивной и антропогенных (как пространственной, так и временной) сукцессий, протекающих в водоемах.

Сукцессия, как отмечает Р.Дажо (1975), есть -- закономерный направленный процесс, который можно предвидеть или, как пишет Ю.Одум (1986), предсказуемый процесс. Риклефс (1979) подчеркивает, что этот процесс оказывается результатом изменений, вызываемых нарушением среды обитания (в нашем случае антропогенного происхождения). Однако "сукцессия контролируется сообществом, несмотря на то, что физическая среда определяет характер и скорость изменения, а часто и ограничивает пределы" ее развития (Одум, 1986).

Если нарушения носят временный или периодический характер, то сукцессии, ими вызываемые, должны заканчиваться климаксовыми состояниями. Но загрязнение водоемов происходит, практически, непрерывно и основную массу загрязняющих

веществ составляют органические вещества и биогенные элементы, вследствие чего для подавляющего большинства водоемов вероятность устойчивого климакса в настоящее время крайне мала. Видимость климакса во многих крупных водоемах объясняется лишь разномасштабностью процессов старения (например, морей, крупных озер) и человеческой жизни (памяти периодов исследования данного водоема). Сукцессии же, не завершающиеся конечным климаксом, как известно, являются деструктивными и "в конце концов такая стация совершенно разрушается в ходе различных серий (то есть биоценозов, сменяющих друг друга во времени)" (Дажо, 1975).

В качестве глобального примера деструктивных сукцессий Р.Дажо приводит исторические эволюционные сукцессии водоемов и замечает, что "некоторые свойства биоценозов изменяются в одном и том же направлении, каков бы ни был тип сукцессии". Это естественно, так как сукцессионные процессы отражают глобальные законы природы, которым в той или иной форме подчинено все живое в природе. Не случайно многие экологи, начиная с Ф.Е. Клементса (Clements, 1928), постоянно проводят параллель между сукцессией сложной природной экосистемы и развитием человеческого организма.

Климатические условия и морфология водоема во многом определяют скорости прохождения отдельных стадий сукцессии. По словам Ф.Е.Клементса "все сообщества в одной климатической области развиваются в направлении одного и того же климакса" (Clements, 1928). Следует помнить, что это касается только естественного хода исторических сукцессий. Но при интенсивной антропогенной нагрузке постоянное поступление и нарастание запасов питательных веществ в водоеме делает местообитание непрерывно нарушающим, лишает экосистему естественных климаксовых состояний, превращая ее сукцессию в деструктивную резко ускоренного типа.

Следует отметить, что известные экологи дают несколько отличающиеся между собой определения термина "сукцессия". Большинство из них так или иначе делают упор на смену видов, с чем трудно согласиться. Без сомнения, такого рода акцент связан с механическим перенесением в гидробиологию опыта геоботанических

исследований, с которых и начинала развиваться классическая экология. Специфика водной среды, где, к примеру, локально поступающие питательные вещества имеют свойство разбавляться и распространяться постепенно по всей водной массе, приводит как минимум к резкому замедлению ответной реакции биоценоза. Причем подобного рода замедление значительно больше сказывается на реакции видового состава, чем на количественных характеристиках.

Следовательно, в приложении к санитарной гидробиологии, как водной экологии, смена видового состава не является первым и наиболее характерным признаком сукцессии, вследствие чего упор скорее следует делать на количественные и энергетические характеристики гидроэкосистем. Более общее и содержательное определение сукцессии как "последовательности изменений, происходящих в нарушенном местообитании" дает Риклефс. Следовало бы еще подчеркнуть, что это – закономерная последовательность. Одум также признает, что "изменение видового разнообразия представляет собой в большей степени косвенное следствие увеличения количества органического вещества и сложности, а не прямое следствие причинных факторов сукцессии".

Общая схема сукцессии широко известна. Однако в практической деятельности понятие это гидробиологами используется в крайне ограниченной форме. Суть сукцессии в процессах превращения вещества и энергии, поступающих в водоем и накапливающихся в нем. Наблюдаемая при этом иногда смена видов – лишь один из приспособительных механизмов биоценоза, направленных на максимальное и скорейшее использование питательных веществ, на вовлечение их в биотический круговорот, но четкость работы этого механизма зачастую оставляет желать лучшего.

Таким образом, на основании вышесказанного автором была выдвинута гипотеза о том, что антропогенная временная сукцессия – в основных чертах есть сильно ускоренный вариант естественно-исторической деструктивной сукцессии. Кроме того, оба эти вида сукцессий должны иметь много общих черт с антропогенной пространственной сукцессией.

Уточнение определений. Под пространственной антропогенной сукцессией автор подразумевает изменение состояния ценозов, наблюдаемое на определенной

акватории по мере удаления от источника загрязнения до фоновых характеристик вследствие трансформации и разбавления сточных вод.

Временная антропогенная сукцессия – это процесс закономерных последовательных изменений экосистемы всего водоема в ходе своего исторического развития под действием антропогенного загрязнения.

Наглядность пространственной сукцессии обеспечивается распределением гидробионтов под влиянием смены доминирующих факторов при разных концентрациях сточных вод. Исследование пространственной сукцессии дает возможность не только накапливать информацию для прогноза хода временной антропогенной сукцессии, но и позволяет решать многие сиюминутные задачи с оперативностью, значительно превышающей возможности традиционных подходов и методов. Основанием для сходства временной и пространственной антропогенных сукцессий служат сходные уровни развития гидробионтов при соответствующих концентрациях сточных вод в процессе разбавления и накопления последних.

Для более наглядного представления модельных кривых разных типов антропогенной сукцессии, рассмотрим несколько упрощенных эмпирических схем, изображенных на рисунке 1. На рисунке 1.а изображена хорошо известная схема динамики биоценоза загрязненного потока, описанная Хайнсом /Hynes, 1960/. Ее целью было показать закономерную последовательность в расположении кривых сукцессии основных ценозов, связанную с утилизацией питательных веществ сточных вод. Поэтому отчет динамики велся относительно расстояний от источника загрязнения. Эту схему можно считать классическим примером пространственной антропогенной сукцессии. Результирующая всех кривых динамики отдельных ценозов в целом будет повторять их форму.

Если расположить одну из таких кривых в системе координат, где на оси абсцисс вместо расстояний будут откладываться концентрации сточных вод, а на оси ординат – соответствующие им численность или биомасса гидробионтов, то она примет вид зеркально отраженной кривой (рис. 1.б).

При этом такая кривая может представлять собой некую сумму по занимаемой площади или обобщенный образ антропогенной пространственной кривой сукцессии

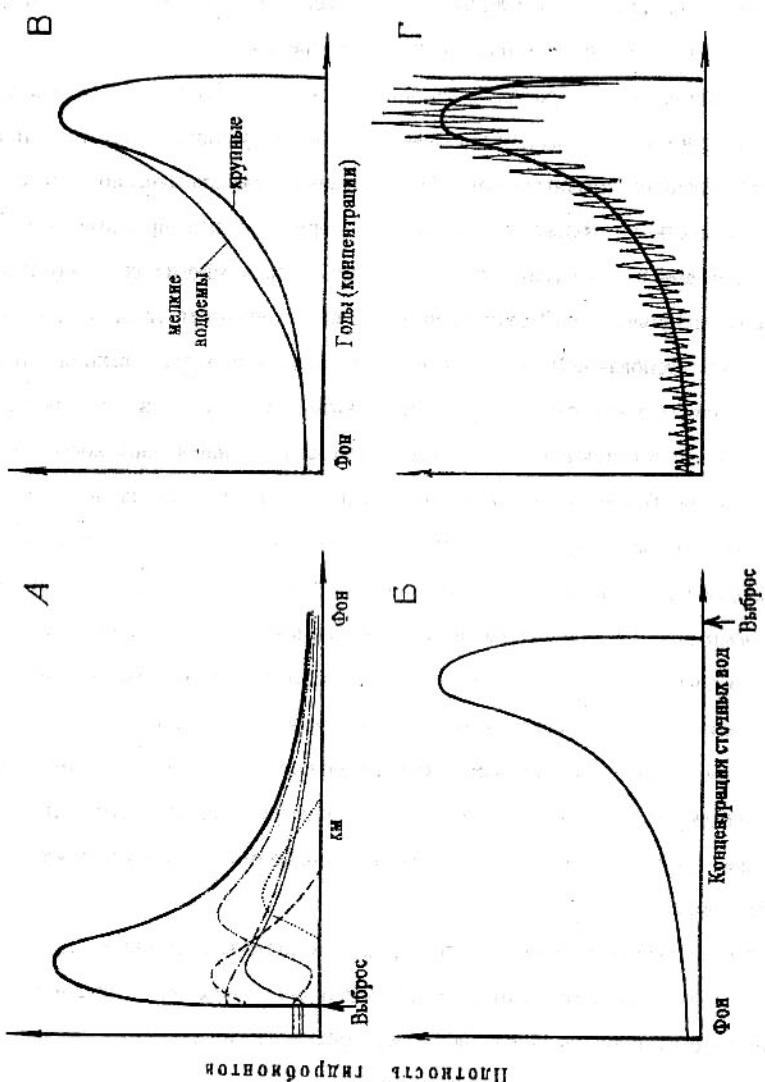


Рис. 1. Схемы антропогенных сукцессий: А, Б - пространственные; В, Г - временные

всего биоценоза, так как все пики численности располагаются в определенном порядке и в относительно небольшом диапазоне изменения концентрации сточных вод (или на небольшом расстоянии друг от друга).

В мониторинге с целью упрощения и удешевления для постоянного контроля влияния сточных вод на биоту может использоваться кривая одного из показательных ценозов. Использование его в качестве индикаторного правомерно именно на основе взаимообусловленности всех кривых. В частности, в качестве такого индикаторного ценоза могут служить простейшие. Кривая численности инфузорий имеет особые преимущества быть принятой в качестве индикаторной для определения сукцессии биоценоза в силу ряда описанных во 2-ой главе преимуществ. Основными из них в данном случае являются чувствительность показателя, хорошо выраженная реакция количественных характеристик на концентрацию загрязняющих веществ и широкий диапазон выносливости простейших.

Далее, если вместо процесса разбавления сточных вод представить процесс накопления их в водоеме с течением времени (рис.1.в), то с определенной степенью приближения можно считать, что каждой концентрации загрязняющих веществ будет соответствовать тот же уровень количественного развития гидробионтов, что и на пространственной кривой (рис.1.б) антропогенной сукцессии. Иными словами динамика плотности гидробионтов отражает интегральную характеристику эвтрофирующего и токсического влияния конкретных сточных вод на конкретную гидроэкосистему при различных концентрациях загрязняющих веществ.

Естественно, что формы таких кривых могут немного отличаться друг от друга не только в зависимости от состава и типа загрязнения. Это осложнение легко устраняется при рассмотрении конкретных источников загрязнения, благодаря принципу индивидуального подхода. Но существует некоторая зависимость и от типа водоема, что подлежит специальному анализу и дальнейшему изучению и уточнению относительно общей модельной кривой.

Так, например, в мелких водоемах из-за быстрого распространения загрязняющих веществ по всей акватории реакция ценозов проявляется быстрее. Поэтому кривые роста численности гидробионтов больше соответствуют трофности

водоема (трофности, отражающей в конечном счете запас питательных веществ). Подъем кривой сукцессии в этом случае будет сравнительно пологим, равномерным, то есть на большом участке приближаться к прямой линии прямо пропорциональной зависимости.

В крупных стратифицированных водоемах инерционность, связанная со спецификой взаимодействия двух основных водных масс (центральной и прибрежной) (Кренева, 1980, 1983), приводит к наличию периода скрытого накопления загрязнений. Поэтому кривая временной антропогенной сукцессии имеет сначала более вогнутую форму, сменяющуюся более крутым подъемом. Такая форма грозит неожиданно быстрой сменой этапов эвтрофирования по окончании скрытого периода накопления.

Тем не менее, несмотря на специфические особенности, основная схема остается общей для всех видов антропогенных сукцессий и помогает в анализе происходящих в водоеме процессов. Схематичность модельной кривой временной антропогенной сукцессии определяется также и межгодовыми колебаниями численности, вызванными как флюктуациями естественных условий, так и возможной неравномерностью выбросов загрязнений. В этом случае модельная кривая отражает основную тенденцию в динамике биоценоза. При ориентации анализа на конкретные количественные характеристики, следует учитывать и особенности межгодовых колебаний на разных этапах временной сукцессии. На рисунке 1.г. представлена схема дискретного изображения временной антропогенной сукцессии с акцентом на постепенный рост амплитуды колебаний.

Наиболее критический период антропогенной сукцессии соответствует вершинной части кривой. После ее перелома все процессы развиваются значительно быстрее и на последнем участке (этапе) весьма вероятен обвальный ход сукцессии. В то же время на фоне межгодовых колебаний численности или биомассы гидробионтов легко пропустить самую вершину и не заметить начало тенденции перелома кривой. Этому способствуют, во-первых, некоторая симметричность двух ниспадающих от вершины участков кривой особенно в верхней их части. Повторяющиеся значения средних количественных характеристик на фоне больших колебаний создают иллюзию подобия. Во-вторых, скорость сукцессии на этом участке значительно выше, чем на

предыдущих, что требует предельного внимания в слежении за переломом кривой. В-третьих, на вершинном участке кривой амплитуда колебаний численности стремительно возрастает, что также затрудняет обнаружение основной тенденции к падению численности. При этом факт увеличения амплитуды может служить признаком надвигающейся катастрофы.

Следует отметить, что именно для антропогенных сукцессий характерна тенденция постепенного ускорения процессов. Иными словами, чем ближе кривая к обвальному падению, тем меньшие периоды времени соответствуют переходу от предыдущего этапа или участка кривой к последующему. При достижении высоких концентраций загрязняющих веществ реакции гидробионтов, ценозов становятся более выраженным. С ростом концентрации загрязняющих веществ растет количество видов и ценозов, которые подходят к порогу своей выносливости или токсикорезистентности, устойчивость биоценоза уменьшается. Поэтому даже естественные колебания факторов среди могут вызывать резкие снижения численности либо выпадение видов и групп из биоценоза. На заключительных этапах сукцессии обостряется и приближается к критическому барьеру - в борьбе между трофическим и токсическим факторами происходит перелом в пользу токсического. Поэтому в периоды, соответствующие верхним участкам кривой, на фоне вспышек максимальной численности начинается последовательная элиминация отдельных групп гидробионтов, а на последнем этапе и самых токсикорезистентных. Особенно характерно это для южных водоемов. Насколько обвальный характер будет носить заключительная стадия зависит (при относительном постоянстве нагрузки и естественных условий) от размеров и проточности водоема.

Таким образом, для повышения точности прогнозов состояния водных объектов необходимо изучить особенности как пространственных, так и временных антропогенных сукцессий в водных объектах разных типов.

Следует признать, что возможности экосистем к самоочищению сильно переоцениваются. Антропогенное загрязнение придает колоссальное ускорение процессу деструктивной сукцессии. Говорить о том, что водоем справляется с загрязнением, можно лишь в том случае, если невозможно заметить никаких признаков

ускорения его исторической сукцессии. Однако, судя по повсеместному ухудшению качества вод, весьма сомнительно, что сейчас возможно вообще найти такие водоемы. Это -- свидетельство стабильного нарушения баланса вещества и косвенное доказательство ускорения сукцессии. Следовательно, нельзя рассчитывать на якобы беспредельные возможности самоочищения и что-то им оправдывать. По-видимому, целесообразней упрощенно воспринимать водоем, как емкость, заполняемую сточными водами, и все расчеты вести исходя из этого. Конечной целью экологических исследований и усилий по охране вод является не только сохранение жизни и даже разнообразия, но главное - сохранение способности гидроэкосистем оставаться в равновесии. В идеале антропогенное влияние не должно нарушать достигнутого климакса, так как в противном случае природные экосистемы будут необратимо разрушаться по законам сукцессии с нарастающей скоростью.

Таким образом, в соответствии с выдвинутой гипотезой, наблюдения и анализ состояния биоценоза, соответствующего разным участкам кривой антропогенной сукцессии в пространственном аспекте (то есть в районе распространения сточных вод) позволяет обобщить основные черты изменения биоценоза во времени во всем водоеме (то есть во временном ее аспекте). Основные характерные особенности и, главное, количественные характеристики соответствующих этапов обеих сукцессий сходны на самых разных типах водоемов и водотоков, в различных регионах и климатических зонах бывшего Союза.

Варьировать могут скорости сукцессий, а также степень выраженности отдельных этапов. Основной принцип, порядок, схема, ряд характерных признаков (многие количественные соотношения, например) остаются общими для всех случаев.

Разработанная на основе проделанных наблюдений система дает возможность надежного контроля. Такой контроль может быть обеспечен точными количественными характеристиками и оперативностью проведения, а также возможностью ранней диагностики. Наконец, эта система дает возможность установления стадии деградации водоема, прогноза и разработки более гибкой и точной системы экологического нормирования.

Определению, на сколько антропогенный прессинг ускорил процесс

естественного старения водоема значительно помогает сравнение модельных кривых антропогенной и исторической сукцессий (при наличии данных предыдущих исследований). Либо ускорение сукцессии помогает определить сравнение ряда подобных водоемов в одном районе (как нами проводилось в отношении Состинских озер Калмыкии, горных рек на Сахалине и в Карпатах, северных рек Архангельской области) или нескольких участков крупного водоема, находящихся на разных стадиях деградации из-за разной степени влияния антропогенного фактора (в разных районах Ладожского и Онежского озер) (Кренева, 1977б-1983; Гусева, Кренева, 1990а-в и др.).

Основываясь на закономерностях сукцессии, исследователь получает возможность не только определять стадию старения или деградации водоема, но и обосновывать прогнозы тенденций изменения его биоценоза. Это позволяет наглядно (по модельной кривой) устанавливать желаемый или вынужденный необходимый порог регресса и соответствующий ему порог антропогенного пресса, переход за который не следует допускать для данного водоема. Отсюда вытекает принцип индивидуального нормирования для конкретных водоемов и конкретных источников загрязнения (Кренева, 1993).

Одним из основных положений данного подхода является необходимость выраженного доминирования количественных показателей в качестве критериев оценки антропогенного влияния или состояния биоценозов. Схема сукцессии дает такую возможность (Кренева, 1977а,б; и др.).

Кривые динамики численности или биомассы гидробионтов отражают динамику уровней развития биоценоза (или отдельных ценозов) при разных концентрациях загрязняющих веществ и таким образом дают возможность выйти на экологическое нормирование с помощью модельной кривой сукцессии. Знание ее позволяет определить предельно допустимую нагрузку на экосистему и соответствующие ей - предельно допустимые концентрации сточных вод или отдельных их компонентов для конкретного предприятия. По амплитуде и размаху кривой сукцессии, по соотношению ее отдельных участков, соответствующих размерам зон (мертвой, токсической, эвтрофной, фоновой), возможно проводить

сравнение влияния разных источников загрязнения на один водоем, расчеты с целью суммирования их влияния во времени и т.п. Учитывая, что каждый из участков пространственной модельной кривой одновременно соответствует и определенной стадии деградации экосистемы во времени, несложно представить состояние тех или иных ценозов во всех предстоящих стадиях по аналогии с соответствующими им зонами.

Итак, рассматривая сложную естественную экосистему в целом, следует установить, что с ней происходит в реальной действительности не по данным эксперимента, а по материалам полевых наблюдений. При этом важно контролировать состояние экосистем, опираясь на процессы, отражающие глобальные природные показатели, к числу которых приоритетно следует прежде всего отнести:

- 1) количественные характеристики уровней развития каждой из групп гидробионтов (в первую очередь -- численности или биомассы) в динамике;
- 2) разнообразие состава -- представительность основных групп гидробионтов, сумма видов в каждой из групп, иногда отдельные специфичные для определенных типов загрязнения показательные виды, дающие массовые вспышки численности (но не видовой состав как таковой и не информационные индексы за редким исключением);
- 3) особенности структуры биоценоза, т.е. -- количественное соотношение крупных групп гидробионтов, относящихся к разным трофическим уровням, по разному реагирующих на эвтрофирование, обладающих различной устойчивостью к токсичности и сапробности (Особое значение приобретают синэкологические характеристики);
- 4) данные о важнейших императивных факторах, определяющих количественную динамику поведения биоценоза (токсический -- подавляющий и убивающий, снижающий численность и разнообразие, и пищевой -- вызывающий бурное размножение гидробионтов и эвтрофирование водоема).

Оба эти фактора, хотя и разными путями, и в разной степени вызывают ускорение естественно-исторической сукцессии экосистемы. Однако для разработки

нормативов и расчета ущерба необходимо установление пороговых концентраций (т.е. границ зон), при которых происходит смена доминирующих факторов. Эта смена влечет за собой принципиальные изменения в функционировании биоценоза, как то -- состояние наибольшей активности процессов самоочищения, состояние угнетения под влиянием запороговой токсичности или снижение активности процессов трансформации загрязняющих веществ под влиянием разбавления питательных веществ.

Задача экологического нормирования при таком подходе сводится к необходимости найти закономерность влияния определенных концентраций конкретных стоков на состояние биоценоза или экосистемы с целью построения кривой этой зависимости. В дальнейшем, с учетом конкретных условий (климатическая зона, регион, тип водоема, его промысловая или рекреационная ценность, промышленное использование, один источник или суммарное загрязнение, время года, гидрометеорологические условия года и т.п.), по выведенной кривой устанавливается допустимый порог состояния биоценоза данного водоема и соответствующие ему концентрации и состав сточных вод. Из этого в свою очередь вытекает определенная степень очистки, ее технология и т.д. Это значительно более гибкий подход, чем одни нормативы на всю страну.

Индивидуальный подход вытекает из самой системы анализа, основанной на кривой сукцессии конкретного биоценоза. Все изменения регистрируются относительно фона для данного водоема (или типа водоемов региона) в данном современном его состоянии. Отсюда вытекает определение его реальных возможностей, прогноз, расчеты экономического ущерба и т.п.

Таким путем возможно установление тех же ПДК, но не по экспериментальным данным, а в самом водоеме, в экосистеме, ради которой они и устанавливаются и для источников загрязнения, влияющих на конкретную экосистему. Метод трудоемок, но имеет непосредственный выход в практику.

Таким образом, суть предлагаемой концепции:

- 1) Контроль за антропогенным влиянием на водоемы и прогноз его последствий могут быть надежными, а ошибка сведена до минимума лишь в том случае, если они

основаны на анализе состояния конкретной экосистемы или биоценоза в самом водоеме с конкретными источниками загрязнения.

2) Контроль должен опираться на глобальные природные закономерности, а приоритетными показателями должны служить главные и быстро проявляющиеся характеристики устойчивости и благополучия экосистем.

3) В основе нормирования, контроля, прогноза и расчетов экономического ущерба должны лежать закономерности сукцессии биоценоза, подверженного влиянию загрязнения.

4) Используемые показатели должны быть преимущественно количественными (не видовой состав, а в первую очередь соотношения численности и биомасс гидробионтов в динамике), при обязательной статистической обработке данных.

5) Допустимый уровень антропогенного воздействия должен устанавливаться для каждого конкретного водоема с помощью характерной кривой сукцессии, используемой как в пространственном, так и во временном аспектах.

## 2. Система экологического контроля загрязнения вод

Обеспечение надежности методов биологического анализа в водоемах любого типа достигается использованием системного подхода, представляющего собой последовательный ряд операций и анализов, основанных на разработанных автором принципах применения биологических методов ранней диагностики антропогенного влияния. Структурный разрез предлагаемой системы дан на рис.2. В работе приведен и подробно обоснован один из возможных примеров новой методологии в приложении к наиболее сложному случаю: большого водоема с мощной системой течений. Предлагаемая система биологического анализа была отработана в условиях наших великих озер и апробирована на водоемах различного типа и в разных регионах бывшего Союза. Преимущества количественных показателей должны быть очевидны. Биологический анализ в крупных водоемах становится возможным только при выполнении ряда необходимых статистических критериев. Такими критериями могут быть первый и второй корреляционные тесты. Они выражаются в значимости коэффициентов парной и множественной корреляции численности отдельных видов



Рис.2. Структурный разрез системы БАЗВ, раскрывающий основные этапы оценки степени загрязнения вод в крупных водоемах

гидробионтов между собой и с показателями, характеризующими загрязнение. В более общей форме эти критерии - элемент доказательства закономерного распределения гидробионтов в загрязненном районе и указание на то, что основным, доминирующим фактором, определяющим численность к примеру микрозоопланктона в каждой точке данного района, является загрязнение.

В основу этого раздела была положена заимствованная из геоботаники гипотеза Грейт-Смита (1964) о закономерном распределении видов сообщества под действием общего доминирующего фактора, которая впоследствии была подтверждена нами на большом материале применительно к водным биоценозам. Нами установлено, что, если в районах распространения сточных вод коэффициент множественной корреляции ( $R$ ) между численностью видов имеет высокие значения, то биоценоз имеет закономерное распределение под действием загрязнения. Последнее проверяется с помощью второго корреляционного теста: численности гидробионтов с характерными для данного источника загрязнения химическими показателями.

Наличие статистически значимых  $R$  между численностью отдельных видов сообщества и парной корреляции ( $r$ ) последних с факторами среды -- необходимое и достаточное условие для доказательства закономерного распределения гидробионтов в зависимости от загрязнения. Окончательно оба корреляционных теста могут быть подтверждены проверкой адекватности многомерной регрессионной модели. На практике количество значимых  $r$  и их величины в большой степени зависят от правильно выбранных химических показателей, в то время, как  $R$  между видами микрозоопланктона в районах загрязнения, как правило, бывают очень высокими (около 0,90).

Важность проведения корреляционных тестов заключается в установлении и обосновании возможности дальнейшего корректного проведения биологического анализа в крупных водоемах. Последний связан с оконтуриванием зон загрязнения, выявлением особенностей экологии и поведения разных ценозов в них, оценкой состояния биоценоза и интенсивности процессов самоочищения в условиях разных концентраций сточных вод.

Применение дополнительных статистических методов (случайного баланса

Саттерзвайта, главных компонент, многомерного регрессионного анализа, ранговой корреляции и мн.др.) позволяет получить надежную информацию о процессах, протекающих в загрязняемых водах. Подробно это описано в кандидатской диссертации автора и более ранних публикациях (Кренева, 1976 а, 1977а,б; Абакумов, Кренева, Семин, 1985 и др.). Этот этап основан на анализе распределения численности гидробионтов. Он включает ранжирование факторов, выяснение характерного поведения разных групп, оценку влияния данного очага загрязнения на весь водоем, ранжирование разных источников загрязнения и т.д.

Ключевым вопросом этого этапа является разработка алгоритмов биологического анализа, позволяющих выделить в районах выброса сточных вод зоны с различной степенью загрязненности по доминирующему фактору (токсический или эвтрофирующий). Значимость выделенных зон проверяется, например, критерием Стьюдента.

Успешно был апробирован, кроме того, метод классификации участков исследуемой акватории, основанный на выделении структурно однородных участков на основе гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических компонент. В качестве одного из совершенных методов такой классификации, базирующейся на результатах многомерного анализа пространственного распределения указанных компонент, предложено использовать один из алгоритмов распознавания образов. Показано, что для этой цели можно успешно использовать как сочетание гидробиологических с характерными гидрофизическими и гидрохимическими показателями, так и только гидробиологические показатели (например, численность ряда наиболее массовых видов гидробионтов).

Сукцессионный подход к анализу данных комплексных полевых исследований на основе строго количественных методов с привлечением многомерного статистического анализа позволяет наиболее полно реализовать системный подход к биологическому контролю загрязнения крупных водоемов.

В работе подробно рассматриваются основные блоки системы биологического анализа. Одним из принципиально важных блоков предлагаемой системы явился выбор объекта исследования. В качестве показательной группы было обращено особое

внимание на преимущества в решении экологических вопросов микрозоопланктонного сообщества как одного из наименее изученных, но очень важного для понимания особенностей процессов самоочищения вод. Наиболее представительными ценозами пресноводного микрозоопланктона являются инфузории и коловратки -- одни из самых первых консументов, непосредственные потребители растворенной и взвешенной органики сточных вод, бактерий и водорослей.

Простейшие одни из первых реагируют на эвтрофирование вод и одними из последних исчезают при чрезмерном загрязнении, что делает их более надежным показателем в сравнении с другими группами.

Микрозоопланктон имеет целый комплекс преимуществ перед другими группами гидробионтов для целей контроля качества вод. Положение, занимаемое простейшими и коловратками в трофической системе в качестве одного из начальных звеньев гетеротрофной цепи, способность быстро реагировать на загрязнение мощными всплесками численности, позволяет использовать их как показатель даже в крупных водоемах и др. сложных с точки зрения гидрологии условиях и для ранней диагностики антропогенного воздействия. Космополитизм, эврибионтность и токсикорезистентность простейших обеспечивают надежность и уникальную широту диапазона условий, при котором возможно использование этого показателя. Сложная структура сообщества и способность к быстрой ее перестройке, гетерогенная токсикорезистентность и пищевая специализация, возможность определения видового состава и быстрого получения результатов в полевых условиях, обеспечивают эффективность синэкологических методов, большую информативность и преимущество перед бактериопланкtonом. Наименьшее среди гидробионтов отставание в реакции на условия среды обеспечивает неизменно надежную корреляцию с физико-химическими факторами среды и возможность широкого использования математических методов, что обеспечивает возможность получения значительно более глубокой и разнообразной информации.

Роль пресноводного микрозоопланктона ранее недооценивалась в связи со слабой изученностью, но и в настоящее время непрерывно возрастает с ростом загрязнения, вследствие чего необходимо ввести этот показатель в качестве

обязательного в любые рутинные гидробиологические наблюдения.

### **3. Оконтуривание зон с помощью модельной кривой сукцессии**

Сукцессионные кривые динамики численности или биомассы гидробионтов представляют собой результирующие влияний трофического и угнетающего (токсического) факторов при каждой концентрации сточных вод. Это дает возможность положить в основу экологического нормирования анализ модельной кривой сукцессии, а также прогнозировать последующие ее стадии с характерными структурными перестройками и другие изменения биоценоза.

Первые наблюдения антропогенной сукцессии проводились в небольших односторонних загрязненных потоках (Whipple, 1927; Bartsch, 1948; Hynes, 1960; Warten, 1971). К сожалению, в течение длительного времени четкая упорядоченность, последовательность реакции различных ценозов на загрязнение и процессов трансформации сточных вод вызывала лишь стремление схематизировать это явление с целью формирования более наглядного представления о том, что происходит в загрязненных водах. При этом мало внимания уделялось и количественным характеристикам стадий сукцессии.

В то же время, учитывая всеобщий и глобальный характер проявляемых закономерностей, вполне логичным представляется использование их в контроле антропогенного загрязнения естественных водоемов, оценке состояния экосистем, для прогноза различных явлений, последствий и т.д.

Нами была показана справедливость гипотезы И.И.Николаева (1976) об образовании фронтов эвтрофирования в районах выброса сточных вод в крупных водоемах. На большом материале подробно описано это явление на примере Ладожского и Онежского озер. Аналогичные сведения есть также о Байкале в районе БЦЗ.

Для проверки гипотезы использовались самые разнообразные районы исследуемых озер. Поскольку во всех загрязняемых районах удалось с помощью тех или иных способов оконтурировать эвтрофные зоны, нами была выдвинута гипотеза о повсеместном характере проявления закономерностей антропогенной сукцессии в

водоемах любого типа.

На Ладожском и Онежском озерах были оконтурены зоны различной степени загрязнения, изучены закономерности образования и динамики зон повышенной трофности, положено начало разработки методов биологического контроля загрязнения крупных водоемов. Был исследован ряд районов, отличающихся как морфологическим строением и гидрологическими условиями, так и природой загрязнителей и степенью загрязненности. Это позволяет не только разобраться в процессах, лежащих в основе исследуемого явления, но и отработать методы контроля применительно к различным условиям на водоемах разного типа.

В крупных водоемах огромные массы воды могут в течение довольно длительного отрезка времени принимать в себя сточные воды, не проявляя заметных признаков загрязнения. Естественно, что попавшие в водоем загрязняющие вещества не исчезают бесследно и любой водоем, каким бы крупным он ни был, имеет определенную конечную экологическую емкость.

Быстрое разбавление не только мешает оценке влияния сточных вод на водоем, но и тормозит процессы самоочищения, которые, как правило, наиболее интенсивно и быстро проходят в условиях эвтрофных зон за счет бурного размножения гидробионтов. При быстром разбавлении и попадании из прибрежной зоны в более холодные воды центральной водной массы (к примеру олиготрофного озера) утилизация и трансформация органики и токсикантов сточных вод резко тормозится. Создаются благоприятные условия для их захоронения в донных отложениях и накопления в водной толще. Учитывая мощное наращивание темпов антропогенного загрязнения среды, эти накопления происходят достаточно быстро, чтобы на протяжении даже одной человеческой жизни стали заметны его последствия уже для всего водоема в целом, каким бы крупным он ни был. Однако наличие скрытого периода накопления загрязнений в холодной центральной водной массе может привести к эффекту некоторой неожиданности, когда при стечении благоприятных обстоятельств (например, очень теплое лето) вдруг обнаруживаются факты перехода водоема в очередной класс трофности.

Следует отметить, что в крупных стратифицированных водоемах даже такой

переход может не сопровождаться изменением видового состава в силу специфики взаимодействия центральной и прибрежной водных масс.

В холодных, быстротекущих горных (Сахалин, Карпаты) или порожистых северных реках (Пинежский бассейн) предупреждающая эвтрофная стадия может выпадать на фоне большей роли токсического фактора из-за слабой сопротивляемости биоценозов. В южных водоемах, напротив, высокая сопротивляемость позволяет наблюдать хорошо выраженную стадию эвтрофирования. В этом случае опасность таится в возможности пропустить вершинную часть сукцессионной кривой, после чего может наступить обвальная деградация (реки Молдавии, Состинские озера Калмыкии, р.Темерник) (Кренева, 1983, 1992а, 1993; Kreneva S.V., Guseva S.S., 1992 и др.).

По этой причине необходимо всесторонне изучать процессы и закономерности, по которым развиваются подобные сукцессии, исследовать все типы и разновидности последних. В первую очередь необходимо осознать, что в процессе накопления загрязняющих веществ в любом даже самом крупном водоеме происходит переход всего водоема от одной стадии эвтрофирования к последующим аналогично тому, как в районе точечного источника загрязнения происходит переход от одной стадии (зоны) к другой в пространственной сукцессии.

По закону перехода количества в качестве в обоих случаях наблюдается проявление взаимозависимостей процессов, соответствующих определенным концентрациям загрязняющих веществ. Каждой концентрации питательных веществ соответствует определенный уровень развития гидробиоценоза. Каждой степени токсичности и сапробности соответствует его определенное состояние.

Токсичность вод может вносить существенную поправку в соотношение уровня трофности с уровнем развития гидробионтов. Однако токсичность вод (пусть даже в грубой форме), но также соответствует определенным концентрациям сточных вод как в процессе их накопления, так и в процессе разбавления. Реакция разных групп и видов с некоторыми поправками на разницу во времени адаптации организмов и некоторой трансформации токсикантов также должна быть аналогична в обоих случаях. При этом неизбежное огрубление результатов, во-первых, компенсируется глобальной интегральностью оценки а, во-вторых, оправдывается необходимостью иметь "запас

"прочности" в решении подобных проблем. В каждом случае он необходим для компенсации непредвиденных осложнений типа стечения неблагоприятных естественных природных факторов или других ситуаций.

Великое разнообразие состава сточных вод при индивидуальном подходе не играет определяющего значения. В основу последнего вместо общих критериев степени загрязненности (которые, кстати, не в состоянии учитывать ни разнообразие стоков, ни индивидуальные особенности водных объектов) положена реакция конкретной экосистемы на конкретное загрязнение.

Таким образом, в закономерностях динамики биоценоза в пространственной антропогенной сукцессии следует видеть схему временной антропогенной сукцессии, грозящей данному водоему при существующей нагрузке. За общую точку отсчета принимается фоновое состояние на период исследования.

В тех случаях, когда кривая пространственной сукцессии хорошо выражена (Сортавальские и Питкярантские шхеры, пр.Малый Такой, Ольховатка, Пинега, Темерник и др.), оконтуривание токсической и эвтрофной зон, не представляет сложности. При этом иногда могут быть полезны характеристические, показательные для данного типа загрязнения виды, кривую численности которых можно использовать вместо общей численности, т.к. они составляют более 90%. В частности, автором неоднократно отмечалась (Кренева, 1976б, 1977-1983, 1989, 1991б) роль в индикации алохтонной органики антропогенного происхождения *Spirotricha Tintinnidium pusillum* Entz J., *Strombidium viride* Stein f.*pelagica* Kahl, и других видов инфузорий, не включенных в списки индикаторных организмов. Эти виды при наличии обилия органических отходов способны давать массовые вспышки численности, иногда на несколько порядков превышающей фоновую.

В крупных водоемах зоны загрязнения могут иметь радиальную и более сложную форму. В случаях, когда картина пространственной сукцессии нарушается сложной системой течений, необходимо использовать всю систему биологического анализа для получения надежных результатов.

Сукцессионный подход, основанный на проведении аналогии между различными видами сукцессий, в частности на сопоставлении пространственной и

временной антропогенных сукцессий, позволяет видеть процессы эвтрофирования и загрязнения в долгопериодной динамике. Логическая последовательность стадий сукцессии дает возможность при анализе конкретной ситуации по наблюдаемому фрагменту восстанавливать всю картину происходящих процессов и предвидеть их продолжение при тех или иных условиях, что дает основание для разработки прогноза.

## 4. ИНДЕКСЫ ДЛЯ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ВОД

### 4.1. Интегральный индекс загрязнения

Выше было показано, что биологический анализ загрязненных вод в сложных гидрологических условиях крупных водоемов оказывается эффективным лишь при использовании материалов комплексных исследований и интегральных методов, основанных на сведении множества коррелированных переменных (гидрофизических, гидрохимических, гидробиологических компонент) к одномерной -- переменной. При обработке материалов комплексных экспедиций исследователь часто сталкивается с необходимостью и сложностью визуального многофакторного анализа. Ключевым моментом этого этапа является разработка алгоритмов биологического анализа, позволяющих выделить в районах выброса сточных вод зоны с различной степенью загрязненности.

Одним из таких алгоритмов является предложенный автором интегральный индекс загрязненности, обобщенная формула которого имеет следующий вид:

$$J = \prod_{j=1}^n X_j^{(-1)^k a_j}$$

(более подробно фрагмент показателя степени для  $X_j$ :  $(-1)^k a_j$ )

где: n - число факторов;  $X_j$  - j-ый фактор загрязнения ;  $a_j$  - показатель степени для  $X_j$ ;

$k$  - показатель степени, определяющий характер вклада j-того фактора в загрязнение, то есть:  $k = 2n$ , если  $X_j$  увеличивается с увеличением загрязнения и  $k = 2n+1$ , если  $X_j$  уменьшается с увеличением загрязнения.

Интегральный индекс загрязнения отражает степень разбавления сточных вод и представляет собой произведение гидрофизических и гидрохимических параметров вод. При этом показатели, увеличивающиеся с ростом концентрации сточных вод, ставятся в формулу с положительным знаком, а уменьшающиеся — с отрицательным знаком степени. В результате все используемые показатели работают односторонне, увеличивая диапазон колебаний индекса и соответственно его чувствительность. Дополнительное введение коэффициентов и степенных функций для наиболее характерных, чутких показателей, имеющих малый сравнительно с другими диапазон колебаний, позволяет искусственно увеличить их вклад, повышая чуткость индекса. Последнее достигается также частичным взаимным перекрытием специфических шумов каждого из показателей, входящих в формулу индекса. В конечном результате несложных расчетов исследователь получает вместо множества параметров качества вод один интегральный показатель более чувствительный и даже более точный, чем исходные.

В индекс может входить любое число самых разных показателей, реагирующих на загрязнение количественными изменениями. Их выбор и местоположение в формуле индекса определяются опытом исследователя.

Сопоставление численности планктеров с интегральным индексом в великих озерах помогало на основании кривой сукцессии биоценоза выделить искомые зоны, даже в том случае, когда они отличались численностью гидробионтов в пределах одного порядка. Иными словами индекс позволяет выяснить, в каком диапазоне изменений концентраций сточных вод проходит фронт эвтрофирования, а также в каких диапазонах индекса численность гидробионтов снижается и под действием какого преобладающего фактора (роста токсического или снижения трофического).

Такой индекс удобен в использовании для целей мониторинга определенного типа загрязнения или общей загрязненности вод в одном регионе, для водных объектов одного типа и др. Во всех случаях его можно использовать для контроля временной динамики.

Одним из удачных вариантов использования индекса послужил пример анализа загрязненности многочисленных тундровых озер и речек в районе Ямбургского

газоконденсатного месторождения. Специфичная для тундры мозаичность, пестрота и неустойчивость условий и соответствующее разнообразие биоценозов на фоне разнообразных форм умеренного загрязнения не позволили даже при наличии около 60 параметров качества вод составить ясную картину загрязнения. Лишь использование нескольких форм интегрального индекса помогло ранжировать водные объекты по степени и типу загрязнения.

#### 4.2. Индекс антропогенного эвтрофирования

Как известно, в процессе эвтрофирования происходит характерное изменение формы трофической пирамиды за счет преимущественного развития нижних ступеней, составляемых более низкоорганизованными и резистентными группами гидробионтов. Одновременно происходит постепенная качественная и количественная деградация ценозов наиболее высокоорганизованных и менее резистентных гидробионтов, составляющих верхние ступени трофической пирамиды. Пирамида из островершинной постепенно становится более пологой. При антропогенном эвтрофировании этот процесс протекает значительно быстрее и более выражено в силу, во-первых, большей скорости самой сукцессии и, во-вторых, за счет токсического воздействия загрязнителей.

Кроме того, преобладание в загрязненном водоеме питательных веществ в органической форме вызывает инверсию трофической пирамиды. Основу ее начальных ступеней вместо фотосинтетиков зачастую составляют гетеротрофные организмы. Доля гетеротрофной составляющей с загрязнением возрастает. Увеличение роли бактерий и простейших в свою очередь влечет за собой увеличение роли хищников и вытеснение фильтраторов на следующих трофических уровнях и таким образом ведет к перестройке всего биоценоза. Все это — признаки глубоких сдвигов в структуре и функционировании экосистем, свидетельствующие о быстрой их деградации, о старении водоемов, приближении завершающих стадий их исторической деструктивной сукцессии.

Таким образом, эти два основных направления в изменении структуры эвтрофируемых сообществ (рост диспропорции между верхними и нижними уровнями

трофической пирамиды и между автотрофной и гетеротрофной составляющими, т.е. "выполаживание" и инверсия трофической пирамиды) требуют разработки специальных методов контроля.

Следует учитывать, что увеличение роли бактерий и простейших в энергетических связях гидробиоценозов свидетельствует об активизации процессов самоочищения, о том, что экосистема активно сопротивляется антропогенному прессу. Вместе с тем переизбыток органических веществ -- сигнал надвигающейся катастрофы.

Различные экосистемы неравносильны в своих возможностях к самоочищению, и не любой пресс водоемы в состоянии нейтрализовать даже на начальном этапе. Поэтому важно научиться своевременно определять и контролировать степень угрозы, степень нарушенности баланса, определять, насколько экосистема справляется с имеющимся антропогенным прессом. Это даст возможность не допускать развитие необратимых процессов, и, как следствие предотвращать катастрофы.

Эта задача требует разработки и внедрения методов и показателей, позволяющих на ранних этапах антропогенной сукцессии выявлять тенденции в перестройке структуры биоценозов, в изменениях соотношений различных таксономических групп даже на фоне сохранения большого разнообразия. Использование таких индикаторных групп организмов при оценке антропогенного пресса обеспечивает возможность прогнозирования состояния водных экосистем. Структура микрозоопланктонного сообщества оказалась весьма показательной в этом отношении. Принадлежность его представителей к двум царствам (одноклеточных и многоклеточных) в сочетании со сходством пищевого спектра и экологических ниш делает разницу в их откликах на загрязнение особенно информативной. В качестве показателя искомой зависимости предлагается использовать индекс антропогенного эвтрофирования (ИНЭК), формула которого предельно проста:  $ИНЭК = C / R + 1$ , где  $C$  -- суммарная численность всех видов Ciliata, а  $R$  -- суммарная численность всех Rotatoria в микрозоопланктоне.

Данный индекс является строго количественным гидробиологическим показателем, изменяющимся в широком диапазоне величин прямо пропорционально степени антропогенного пресса. При этом он мало зависит от типа водного объекта,

климатической зоны и стадии естественного эвтрофирования, что подробно показано автором на ряде конкретных примеров.

Определение видовой принадлежности форм, входящих в состав этих ценозов, для экспресс-оценки не требуется, что дает возможность широкого внедрения ИНЭК в рутинные наблюдения в подразделениях гидробиологического контроля любого уровня.

Путем сравнительного анализа структуры микрозоопланктонного сообщества большого числа водоемов и водотоков, находящихся на различных стадиях своего исторического развития, было установлено, что в процессе длительного естественного эвтрофирования (при отсутствии токсического эффекта) рост численности инфузорий и коловраток происходит достаточно синхронно. Их соотношение в сравнительно чистых водоемах и водотоках разных типов и разных климатических зон изменяется в узких пределах. Так, по наблюдениям автора в стабильном "здоровом" гидробиоценозе пресных вод численные выражения плотности коловраток и инфузорий близки ( $C \approx R$ ). В чистых водах (например, малых северных и горных рек) нередко  $R$  несколько превышает  $C$ . В этом случае  $C/R$  может выражаться величинами  $< 1$ . В большинстве же случаев чистым водам характерно соотношение близкое к 2.

В процессе естественного очень медленно протекающего эвтрофирования оказывается постепенное приспособление коловраток к повышению сапробности. При наличии загрязнения или антропогенного эвтрофирования рост абсолютных величин  $C$  и  $R$  происходит непропорционально, вследствие отставания коловраток. В результате соотношение  $C / R$  возрастает. Чем сильнее антропогенное загрязнение, тем больше наблюдаемая диспропорция между этими группами гидробионтов. Поскольку гибель инфузорий при запороговом загрязнении происходит быстро и носит резкий характер (т.е. для  $C$  на заключительных этапах антропогенной сукцессии характерны колебания от 0 до максимума), то величина ИНЭК изменяется пропорционально степени загрязнения до самой мертвой зоны и может достигать величин, выражаемых тысячами единиц. Сравнительная характеристика ИНЭК в водах разной загрязненности представлена в таблице.

Таким образом, ИНЭК – оказывается синэкологическим показателем степени нарушенности структуры гидробиоценоза под действием антропогенного влияния. Индекс чувствителен, имеет большой диапазон колебаний, и практически не зависит от климатической зоны, типа и возраста водоема. Следовательно, этот индекс может использоваться при сравнении состояний самых разных водоемов, поскольку его значения вполне сопоставимы для пресных вод любого типа. Градиенты его связаны исключительно с антропогенным эвтрофированием. На естественное эвтрофирование ИНЭК реагирует слабо. В связи с этим соответствующие норме (0-2 или чуть больше, в пределах нескольких единиц) значения ИНЭК можно наблюдать как в типично олиготрофных водоемах и водотоках на крайнем севере, так и в относительно чистых южных водоемах.

При наличии загрязнения ИНЭК реагирует на его интенсивность достаточно чутко, отражая сочетание отрицательных эффектов как эвтрофирующего, так и токсического факторов. Высокие значения индекса обусловлены резким отставанием в росте численности коловраток по сравнению с инфузориями, несмотря на обилие пищи. В этом случае следует отдавать приоритет токсическому воздействию, к которому коловратки менее устойчивы, чем инфузории.

Таким образом по состоянию структуры микрозоопланктонного ценоза в пресных водах возможно установить несколько градаций степени токсичности вод в следующей последовательности (по мере ее возрастания):

1) Начальный рост ИНЭК свидетельствует о зоне разбавления сточных вод (или о соответствующей стадии загрязнения водоема) с минимальным влиянием "свежей" (или хронической для всего водоема) токсичности. Однако, при этом в зависимости от типа водного объекта в суровых климатических условиях могут постепенно выпадать из гидробиоценоза менее выносливые группы гидробионтов.

2) Исчезновение коловраток при относительно большой численности (средней) инфузорий, которая претерпевает резкие колебания, свидетельствует о высокой сапробности и токсичности вод.

При этом также следует учитывать, что стрессовая ситуация в естественных водоемах складывается иногда из наложения воздействия собственно токсического

фактора на неблагоприятные уровни естественных факторов. Это расширяет диапазон градиентов степени токсичности данной градации, но вместе с тем обеспечивает большую достоверность в оценке опасности ситуации.

3) Гибель инфузорий – соответствует высокой токсичности, которую возможно еще выдерживают только некоторые бактерии и грибы сточных вод.

Следует отметить, что чувствительность ИНЭК к условиям среды подтверждается также и тесной связью его величин с состоянием других групп гидробионтов, что показано многочисленными примерами при статистической обработке материалов комплексных исследований. Прослежена закономерность: чем более чувствителен показатель, тем выше его  $r$  с ИНЭК. Причем,  $r$  ИНЭК с другими экологическими показателями, как правило, значительно выше, чем с образующими индекс исходными величинами. Это свидетельствует, что "качество" индекса не связаны с пищевыми отношениями коррелируемых групп гидробионтов.

## 5. Шкала оценки состояния водоемов по показателям микрозоопланктонного сообщества

На основании накопленного опыта была разработана шкала оценки качества вод по состоянию микрозоопланктона (табл.). Для оценки данным методом используют в качестве основных показателей величины общей численности инфузорий и отношение ее к общей численности коловраток в той же микрозоопланктонной пробе (в точке, в зоне, в среднем в районе, водоеме, для определенного периода времени и т.п.).

Показатели количества видов, так же как и абсолютные значения численности коловраток не могли быть включены в шкалу, поскольку они подвержены значительно большей зависимости от типа водоема и климатической зоны. В то же время количество видов – несомненно важный показатель при сравнении разных участков одного водоема или однотипных водных объектов в одной климатической зоне. Наш опыт убедительно показывает, что этот показатель в значительно меньшей степени, чем можно было предполагать, подвержен случайным влияниям и чутко реагирует на загрязнение.

При оценке трофности вод по количественным показателям развития

Таблица

## ОСНОВНЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ЗАГРЯЗНЕННОСТИ ВОД ПО МИКРОЗООПЛАНКТОНУ

Численность инфузорий, экз/л	Дополнительные сведения о видовом разнообразии	ИНЭК*	Состояние вод
0-10	Крайняя бедность инфузорий при наличии других групп планктона и бентоса	< или = 1	Очень чистые ультраолиготрофные водотоки
1-100	До 1-2 десятков видов инфузорий в пробе. Преобладание средних и крупных форм	< или = 2	Чистые олиготрофные водоемы со стабильным биоценозом
100-1000	Появление большого числа мелких форм инфузорий (<50 мкм), разнообразие крупных уменьшается. Могут появиться признаки снижения количества видов и численности коловраток.	3-10	Загрязненные, мезотрофные воды. Появление первых признаков нарушения стабильности биоценоза
1000-10000	Крупные инфузории исчезают. Разнообразие средних (50-100 мкм) резко снижается. Могут наблюдаться вспышки численности одного вида. Появляется тенденция снижения видового разнообразия инфузорий.	10-100	Грязные, эвтрофные воды. Признаки угнетения других групп гидробионтов. Часты массовые заболевания рыб.
> 10000 Резкие колебания	Доминируют мельчайшие инфузории (Oligotricha, Strombidium, Strobilidium), растет плотность "живой пыли" **, коловратки постепенно исчезают.	>100	Очень грязные, полисапрочные воды. Крайне нестабильный биоценоз. Остальные группы гидробионтов угнетены. Часты заморы.
0	Только "живая пыль", постепенно исчезающая в направлении мертвой зоны. Коловратки отсутствуют.	-	Завершение экологической катастрофы. Исчезновение жизни при обилии органических и биогенных веществ..

Примечания: \*ИНЭК - индекс эвтрофирования Креневых, равен отношению суммарной численности инфузорий к суммарной численности коловраток /Кренева, 1987/.

\*\* "Живая пыль" - смесьnano- и никопланктонных организмов (мельчайших простейших с бактериями), которые при массовом размножении заполняют собой весь фон. Хорошо видны в пронизывающих лучах на темном фоне под МБС-9 в виде светящихся движущихся точек. Инфузории в этой массе выделяются значительно более быстрым движением.

гидробионтов следует учитывать угнетающее действие (почти повсеместной токсичности) на их развитие и различие в диапазонах устойчивости у разных групп гидробионтов к разным составам поллютантов. Все это оказывает весьма существенное влияние на диапазоны колебаний их численностей, что затрудняет интерпретацию результатов при организации мониторинга контроля. Поэтому даже для оценки только трофности необходимо учитывать общую численность инфузорий и ИНЭК совместно, в комплексе.

Первая графа таблицы-шкалы позволяет определить степень эвтрофированности или органического загрязнения исследуемых вод. Однако в зависимости от широты, климатической зоны и типа водного объекта значения численности инфузорий могут свидетельствовать как об антропогенном загрязнении, так и о соответствующей стадии процессов естественного эвтрофирования. Третья графа таблицы (ИНЭК) позволяет определить степень антропогенного пресса на водоем по разбалансированности, нарушенности структуры микрозоопланктонного ценоза.

В таблице-шкале представлены наиболее типичные диапазоны изменения двух основных показателей при разной степени антропогенного загрязнения.

Возможные несовпадения диапазонов численности инфузорий и ИНЭК в отдельных конкретных случаях могут свидетельствовать об относительном усилении эвтрофирующего либо токсического эффектов. Поэтому, если рост численности инфузорий опережает рост ИНЭК относительно шкалы, то это свидетельствует о преобладании эвтрофирующего влияния на водный объект, по сравнению с токсическим прессом. И наоборот, если рост ИНЭК опережает рост численности инфузорий, это свидетельствует о преобладающем влиянии токсического эффекта в данном антропогенном загрязнении.

Кроме двух основных критериев состояния водных объектов имеется ряд дополнительных. Так, в таблице-шкале приводятся признаки, характерные для различных состояний биоценоза. Они заключаются в соотношении размерных групп и доминировании показательных для конкретных загрязнителей видов, замещении мелкими формами крупных, а затем и средних в процессе эвтрофирования и повышения сапробности и т.п. Например, повышение сапробности также, как правило,

сопровождается появлением и ростом визуальной плотности пикопланктона – так называемой "живой пыли" (Кренева, 1992).

Весьма информативным дополнительным показателем оказывается динамика таких простых величин, как количество видов в каждой из крупных таксономических групп (в данном случае это – инфузории и коловратки). Сопоставление ее с динамикой численности каждой из групп помогает выявить стадию сукцессии ценоза.

Динамика количества видов инфузорий и коловраток может служить показателем для более дробного деления стадий эвтрофирования, так как на начальных этапах или при умеренном эвтрофировании происходит почти синхронный рост всех количественных характеристик микрозоопланктона. Но с усилением воздействия факторов угнетения происходит последовательное отставание от прочих показателей сначала количества видов коловраток, потом численности коловраток и, наконец, уменьшение количества видов инфузорий, что служит сигналом надвигающейся катастрофы. Последняя знаменуется резкими скачками численности инфузорий, после чего наступает полная гибель биоценоза (мертвая зона).

Использование сразу нескольких признаков позволяет существенно снизить вероятность ошибок, которые могут возникать под влиянием шумов каждого отдельного показателя. Учитывая повышенную живучесть микрозоопланктона, серьезные нарушения в его структуре и развитии служат косвенным показателем угнетения большинства других групп гидробионтов и тяжелого состояния всего биоценоза.

Таким образом, наблюдая динамику численности инфузорий и значения ИНЭК, можно четко дифференцировать антропогенное и естественное эвтрофирование. Если рост численности инфузорий сопровождается ростом ИНЭК, можно с уверенностью говорить о соответствующем росте антропогенного пресса. В случае же низких значений ИНЭК даже достаточно высокие значения численности инфузорий свидетельствуют лишь о высокой степени эвтрофирования водоема, что характерно для южных широт. Но при этом следует учитывать, что ценоз стабилен, сбалансирован, выше вероятность того, что утилизируемая органика проходит через всю трофическую цепь, максимально вовлекаясь в энергетический круговорот. В этих случаях наиболее

вероятно, что антропогенный пресс воздействует в сравнительно небольшой дозе и гидробиоценоз активно ему противостоит, компенсируя в значительной мере процессами самоочищения. Ускорение деструктивной сукцессии в этом случае значительно меньше, чем в водоемах с высокими значениями ИНЭК.

Предлагаемый метод может быть использован для оценки загрязненности пресноводных объектов в режимном и оперативном мониторингах, а также при проведении рекогносцировочных и экспертных обследований водных объектов любого типа в разных климатических зонах.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На базе собранного и обработанного автором большого и разнообразного материала разработана концепция экологического нормирования на основе сукцессионного подхода. Предложено новое, нетрадиционное направление в биологическом анализе загрязненных вод, основанное на количественной оценке сукцессий биоценоза и открывающее возможности ранней диагностики изменений в гидроэкосистеме, с последующим выходом на экологическое нормирование и прогноз на биоценотическом уровне.

Выдвинута и обоснована гипотеза о сходстве основных закономерностей антропогенной пространственной, антропогенной временной и естественно-исторической деструктивной сукцессий водных экосистем. Проверена и показана на материале разнообразных типов водных объектов справедливость выдвинутой гипотезы.

Сукцессионный подход, основанный на проведении аналогии между различными видами сукцессий позволяет видеть и анализировать процессы эвтрофирования и загрязнения в долгосрочной динамике, а логическая последовательность стадий сукцессии дает возможность при анализе конкретной ситуации по наблюдаемому фрагменту восстанавливать всю картину происходящих процессов и предвидеть их характер при тех или иных условиях, что дает основание для разработки прогноза.

Используя данные о динамике уровней развития и состояния гидробиоценозов при соответствующих, определенных концентрациях сточных вод в процессе их

разбавления и накопления загрязняющих веществ, сукцессионный подход позволяет заложить основы нормирования антропогенной нагрузки и расчета экологического и экономического ущерба.

Разработанная система приемов и методов биологического анализа, обеспечивает надежный контроль, в том числе и в сложных гидрологических условиях крупных водоемов.

Дальнейшее развитие этого направления предполагает более подробное изучение динамики разных групп гидробионтов и трофических уровней в процессе антропогенной сукцессии, широкое изучение особенностей протекания сукцессий в разных типах водных экосистем, при разных формах загрязнения, расширение основ теоретических знаний о закономерностях глобальных сукцессий, закладку основ балансово-энергетических расчетов для разных зон и стадий сукцессии, трансформации и накопления загрязняющих веществ в безклиаксной системе превращений и т.п.

Сукцессионный подход предполагает возможность использования всех известных методов, всего накопленного опыта, но при этом помогает видеть процессы в динамике и в перспективе, открывая новые возможности и расширяя объем получаемой информации.

Сукцессионный подход предполагает пересмотр с целью уточнения отношения к некоторым устоявшимся положениям и терминам с тем, чтобы изменить неправомерно расставленные ранее акценты (о роли в индикации загрязнений видового состава, о способности гидроэкосистем к самоочищению, о зауженной трактовке понятия термина "эвтрофирование" как поступление биогенов и, соответственно, о некоторых формах борьбы с "цветением" воды и т.п.)

Особая роль в качестве индикаторов поступления и для количественной оценки органики сточных вод с тем, чтобы проследить дальнейший путь ее трансформации по трофической цепи, принадлежит простейшим. Разработанные автором шкала оценки состояния водных экосистем и индекс антропогенного эвтрофирования по показателям микрооогланктона обеспечивают возможность широкого использования этой уникальной группы в мониторинге пресных вод.

В разработке надежных и удобных индексов для мониторинга желательно

исходить из уже известных, всеобщих и достаточно легко объяснимых закономерностей реакции биоценозов на загрязнение. Например, в связи с инверсией трофической пирамиды в процессе эвтрофирования хорошие результаты дает использование различий в пищевых спектрах. Логично одновременное использование разной выносливости крупных таксономических групп по отношению к ухудшающимся условиям в загрязненной водной среде (как, например, у веслоногих и ветвистоусых раков в зоопланктоне); информативны как хорошо известные отношения числа сапрофитов к суммарной численности у бактерий, так и более новые: численности инфузорий к численности коловраток в планктоне, бодонид к общей численности флагелят и т.п. По-видимому, очень перспективны поиски математических зависимостей, основанных на свойстве трофической пирамиды в процессе эвтрофирования принимать более пологую форму и т.п. Подобные показатели в отличие от большого числа традиционных информационных индексов носят общий характер и применимы в любых экосистемах.

## ВЫВОДЫ:

1. Разработана научная концепция экологического нормирования и система биологического анализа загрязненных вод на основе контроля антропогенных сукцессий. Сходство основных закономерностей протекания антропогенной пространственной, антропогенной временной и естественно-исторической деструктивной сукцессий позволяет использовать опыт, накопленный при изучении первого типа сукцессий, для решения проблем ранней диагностики и прогноза загрязняемых водных экосистем. Сукцессии в любом водоеме при накоплении загрязняющих веществ проходят стадии эвтрофирования, аналогичные тем зонам загрязнения, которые можно наблюдать при разбавлении сточных вод в пространственной сукцессии, приближаясь к месту выброса. Каждой степени трофности, токсичности и сапробности соответствует определенный уровень развития и состояние разных групп гидробионтов, определенная структура биоценоза в целом. Общие законы развития сукцессий дают возможность на основе пространственно-временных аналогий при анализе антропогенных сукцессий разного типа

прогнозировать последующие стадии и предстоящие дальнейшие изменения в экосистемах. Сукцессионный подход к контролю загрязнения и нормированию антропогенной нагрузки на водные экосистемы позволяет давать оценку **интегрального воздействия** всех поллютантов с учетом эмерджентных действий комбинаций поллютантов и естественных факторов на структуру и функционирование сообществ на **экосистемном уровне**. Это в свою очередь обеспечивает возможности разработки методов адекватного расчета ущерба.

2. Поскольку **динамика количественных показателей** развития различных групп гидробионтов с учетом варьирования соотношений последних на разных этапах сукцессии оказывается значительно более чувствительным и информативным индикатором влияния загрязнений, чем видовой состав организмов, ее использование позволяет в любых условиях оконтуривать зоны, осуществлять **раннюю диагностику** антропогенного влияния на водные объекты, определять **стадии** регресса, прогнозировать последующие. Кроме того, динамика количественных показателей сукцессии отражает нарушение сбалансированности процессов биологической продукции, поэтому служит для оценки уровней самоочищения и накопления в экосистеме. Это дает возможность количественно оценить влияние разных концентраций конкретных сточных вод на самоочищающую способность водоема, степень нарушения энергетического баланса экосистемы, на скорость деструктивных процессов и мн. др. Все это закладывает основы для разработки наиболее точных методов **расчета ущерба** на основе анализа данных о состоянии конкретных экосистем. При анализе сукцессии экосистемы приоритетным следует считать **индивидуальный подход** без которого невозможно решение проблем не только прогноза и расчета ущерба, но и ранней диагностики, эффективного контроля и практических рекомендаций в каждом конкретном случае.

3. **Оконтуривание зон** с различными концентрациями загрязняющих веществ по принципу доминирующих факторов (токсичности, эвтрофирования, разбавления) в соответствии со стадиями сукцессии дает возможность контролировать распределение, распространение и трансформацию сточных вод, определять влияние существующих концентраций на биоценоз и в соответствии с этим **нормировать**

**нагрузку** посредством обоснования комплекса конкретных рекомендаций по очистке сточных вод и т.п.

4. Одним из ключевых блоков разработанной системы биологического анализа являются два последовательных корреляционных теста, устанавливающих закономерность в распределении гидробионтов под влиянием загрязнений, возможность и корректность проведения анализа в сложных гидрологических условиях. Кроме того, это дает возможность на следующем этапе использовать широкий спектр математических методов. За счет этого **системный подход** позволил проводить эффективный биологический контроль в ранее недоступных условиях **крупных водоемов** и оценить состояние водоемов **разных регионов** России и бывшего Союза. Корректные количественные критерии и системный подход открыли возможность широкого использования в санитарной гидробиологии арсенала математических методов, что повышает достоверность и значительно расширяет объем получаемой информации, особенно, при анализе ситуаций в крупных водоемах. На открытых акваториях крупных водоемов необходимо использование всей системы биологического анализа на основе комплексных исследований. Однако в более простых случаях при четко выраженной модельной кривой пространственной сукцессии для оконтуривания зон и последующего анализа нет необходимости в густой сетке станций и статистической обработке данных, система биологического анализа может быть использована по сокращенной схеме.

5. Включение в систему биологического анализа **микроzoопланктонного сообщества** (инфузории и коловратки) дает наиболее информативные и надежные показатели состояния любой водной акватории в широком диапазоне условий существования. Его структура и динамика численности, выражаясь кривой сукцессии, имеют минимальное отставание реакции относительно физико-химических параметров, в связи с чем неизменно отмечается хорошая взаимная корреляция между ними. Поэтому для целей мониторинга вопреки распространенным представлениям нет необходимости определения всех гидробионтов до вида, поскольку включение микроzoопланктона в систему биологического анализа дает возможность получать по-

живым пробам экспресс-информацию в кратчайшие сроки (от 2-3 часов до нескольких суток в зависимости от размеров водоема). Именно использование микроzoопланктона в биологическом анализе позволило впервые зафиксировать признаки быстрого эвтрофирования Ладожского озера в начале 70-х годов, оконтурить и исследовать зоны в районах основных источников загрязнения и прогнозировать переход этого большого олиготрофного водоема в класс мезотрофных. Незаменим микроzoопланктон оказался и при исследовании антропогенного влияния на северные и горные реки. В связи с этим при исследовании пресных вод необходимо выделять микроzoопланктон в отдельную группу со своей методикой отбора и обработки проб и ввести анализ данных о его состоянии в обязательную программу всех рутинных гидробиологических наблюдений.

6. Разработаны два новых чувствительных количественных показателя загрязнения с большими диапазонами колебаний и прямо пропорциональной зависимостью от степени загрязненности, удобных и эффективных. Форма обоих индексов четко обоснована очевидными естественными причинами, чем они выгодно отличаются от многих информационных индексов, используемых в санитарной гидробиологии. **Интегральный индекс загрязнения** используется для контроля при оконтуривании зон, для выявления характера преимущественного загрязнения, контроля за его временной динамикой по множеству физико-химических параметров вод и т.п. Индекс загрязнения представляет собой алгоритм сведения множества коррелированных переменных (любого числа гидрохимических и гидрофизических параметров вод) к одномерной переменной и помогает оценить сочетанное воздействие многих поллютантов даже в малых концентрациях. **Индекс антропогенного эвтрофирования** – синэкологический структурный показатель, представляет собой определенную форму количественного соотношения инфузорий и коловраток в микроzoопланктоне. ИНЭК почти не реагирует на естественную трофность водоема, отражая степень именно антропогенного эвтрофирования. Тесная корреляционная связь его с физико-химическими и наиболее чувствительными биологическими показателями загрязнения подтверждает его прямую зависимость от загрязненности вод. Наибольшая резистентность используемых

ценозов и практический опыт дают основание использовать ИНЭК как косвенный экспресс-показатель нарушений в структуре всего биоценоза и, как следствие, -- неполноты биологического круговорота в данной экосистеме, снижения эффективности процессов самоочищения, накопления органических веществ, ускорения сукцессии.

7. Широкая апробация системы биологического анализа и разработанных методов в разных регионах и при различных типах загрязнения позволила установить ряд общих закономерностей и особенностей протекания каждого из этапов антропогенных сукцессий в водных объектах разного типа, провести сравнительный анализ показательности разных групп гидробионтов. На этом материале разработана шкала оценки загрязненности вод по состоянию микрозоопланктонного сообщества. Прилагаемые способы анализа позволяют с помощью шкалы проводить экспресс-оценку степени эвтрофированности водного объекта, силу антропогенного пресса на гидробиоценоз, относительную степень токсичности вод и стадию регресса.

8. Оценка влияния конкретных источников загрязнения проводится относительно состояния экосистемы на момент исследования, применимость предлагаемой системы методов не зависит от климатической зоны, типа и возраста водоема, значительно менее зависима от наличия сведений о более ранних исследованиях и т.п. Предлагаемая система контроля может быть использована как в пресных, так и в морских водах. Вследствие того, что основным критерием в предлагаемом подходе оказывается анализ кривой сукцессии (точнее, набор сукцессионных характеристик выделенных групп микрозоопланктона), используемые биологические показатели стабильны во времени в отличие от списков сапробности организмов, предусматривающих необходимость непрерывной ревизии в зависимости от времени и типологии контролируемых водоемов. Все разработанные и адаптированные методы могут быть использованы как в общей системе мониторинга, так и в самостоятельных исследованиях.

## СПИСОК РАБОТ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

- В центральных журналах, входящих в список изданий, рекомендованных ВАК:
1. Кренева С.В. Интегральные количественные методы биологической индикации загрязненных вод в условиях большого олиготрофного водоема // ДАН - 1976а.- 229, №1.- С.253-255.
  2. Кренева С.В., Кренева К.В. Применение принципа пространственно-временных аналогий в анализе антропогенных сукцессий и концепции индивидуального нормирования нагрузки на водные экосистемы // ДАН (в печати).
  3. Кренева С.В., Кренева К.В. Индекс антропогенного эвтрофирования вод // ДАН (в печати).
  4. Кренева С.В., Кренева К.В. Шкала оценки качества вод по показателям микрозоопланктонного сообщества// ДАН (в печати).
  5. Кренева С.В. Экологическая индикация качества вод в больших олиготрофных озерах, подверженных антропогенному влиянию // Водные ресурсы, - 1980.- №1.- С.43-60.
  6. Кренева С.В. Система экологического контроля состояния природных вод // Гидробиол. журн.- 1993.-29, №3.- С.88-96.
  7. Кренева С.В., Гвозденко С.И., Макаров Э.В., Кренева К.В. Анализ пространственной антропогенной сукцессии биоценоза на примере одной из сахалинских рек // Гидробиол. журн., (в печати). 2002, №3. - С.29-35,
  8. Кренева С.В., Макаров Э.В., Гвозденко С.И., Кренева К.В. К вопросу о сукцессионном анализе состояния гидробиоценозов // Гидробиол. журн., (в печати). 2002, №3
  9. Кренева С.В. Количественный анализ сапробных индикаторов микропланктона в олиготрофных озерах. I. Оценка влияния различных факторов на численность планктона. // Гидрохим. материалы.- 1977а.- 5.- Л.: Гидрометеоиздат.- С.72-95.
  10. Кренева С.В. Количественный анализ сапробных индикаторов микропланктона в олиготрофных озерах. II. Выявление зональности распределения популяций в загрязняющем районе // Там же, 1977б.- С.96-108.
- (в сумме опубликовано 5 п.л.)
- Статьи в научных сборниках, изданных подразделениями РАН РФ, методические руководства, авторск.свидет.:
11. Кренева С.В. Систематизация методов биологического анализа загрязненных вод в сложных гидрологических условиях // Самоочищение воды и миграция загрязнений по трофической цепи. М.: Наука, 1984.- С.75-80.
  12. Кренева С.В. К разработке нового направления в области экологического контроля загрязнения вод // Материалы VII съезда гидробиол. об-ва РАН, Казань, 14-20 окт. 1996 г.- 1996а.- Т.3.- С.39-43.
  13. Абакумов В.А., Кренева С.В., Семин В.А. Метод распознавания образов в гидробиологическом анализе поверхностных вод // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л.: Гидрометеоиздат, 1985.- Т.8.- С.22-43.
  14. Кренева С.В. А.с. 1789920 СССР, МКИ 5 Г 01н.33/18.- Способ оценки качества вод и санитарного состояния водоемов. - 1987г.
  15. Kreneva S.V., Guseva S.S. Ecological Modifications of Microzooplankton as on Indicator of

the State of Hydrobiocenoses // Ecological Modification and Criteria for Ecological Standardization, Proceedings of the International Symposium, USSR, Nalchik, 1-12 June 1990. St. Peterburg: Gidrometizdat, 1992.- P.65-76.

16. Кренева С.В. Мониторинг микрозоопланктона // Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем. (У глава). С-П.: Гидрометеоиздат, 1992.- С.131-150.

17. Гусева С.С., Корпакова И.Г., Аксенова Е.И., Кренева С.В., Идрисова Н.Х., Бакаева Е.Н., Тилькиян В.Г. Экспресс-методы биологической оценки уровня загрязнения водной среды, донных осадков, почвы и живых объектов // Методические указания Минрыбхоз СССР, АзНИИРХ, Ростов-на-Дону, 1990, 1-16 с.

18. Кренева С.В., Макаров Э.В., Гвозденко С.И., Кренева К.В. РД Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Экспресс-метод оценки состояния пресноводных экосистем с помощью индекса антропогенного эвтрофирования. Москва: (Приняты Центральным управлением по рыболовству и экспертизе и нормативам по охране.... «ЦУРЭН» Госкомитета РФ по рыболовству. (73 с. в печати).

19. Кренева С.В., Гвозденко С.И., Макаров Э.В., Кренева К.В. РД Методические указания. Охрана природы. Гидросфера. Метод оценки загрязненности пресноводных экосистем по общим количественным и структурным показателям развития микрозоопланктонных сообществ (инфузории и коловратки). Москва: (Приняты «ЦУРЭН» Госкомитета РФ по рыболовству). (100 с. в печати).  
(в сумме опубликовано 5,5 п.л.)

#### Прочие издания, из них статьи:

20. Кренева С.В. Ранняя диагностика антропогенного влияния на большие водоемы // Основные проблемы развития рыбного хозяйства в Азовском море. Сб. научных трудов АзНИИРХ, Ростов-на-Дону, 1996.- С.37-39.

21. Кренева С.В. Новые принципы экологического контроля загрязненных вод и методы его осуществления // Там же, 1996 - С.40-46.

22. Живонкина В.И., Кренева С.В. К вопросу изучения влияния токсикантов на питание олигохет // Основные проблемы рыбного хозяйства и охраны рыболовственных водоемов Азово-Черноморского бассейна, Сб. научных трудов (1996-1997г.) АзНИИРХ, г.Ростов-на-Дону, 1998.- С.624-629.

23. Спивак Э.Г., Кренева С.В. и др. Оценка влияния вырубки лесов на состояние экосистем нерестовых лососевых рек о.Сахалин.- Ростов-на-Дону, 1992.- 57с.-Рукопись деп. в ВИНИТИ, № 2222-92.

24. Цибульский И.Е., Кренева С.В., Спивак Э.Г. и др. Влияние органического загрязнения на санитарно-гидробиологическое состояние Посольского залива озера Байкал.- Ростов-на-Дону, 1994.- 66с.- Рукопись деп. в ВИНИТИ, № 1278-94.  
(в сумме 6 п.л.)

#### Тезисы:

25. Кренева С.В. Особенности биологического анализа загрязненных вод в больших олиготрофных водоемах // Методы биологического анализа пресных вод: Материалы рабочего совещ. по гидробиологическим методам оценки качества вод, Ленинград, 18-20 нояб. 1975 г.- Л: ЗИН АН СССР, 1976.- С.133-134.

26. Кренева С.В. К разработке методов биоиндикации сточных вод в больших олиготрофных озерах (на примере оз.Ладожского) // Доклады МОИП. - М.: МГУ, 1978а.- С.23-25.
27. Кренева С.В. Перспективные индикаторные организмы микрозоопланктона Ладожского озера// Там же, 1978б. - С.25-26.
28. Кренева С.В. Особенности биологического анализа загрязненных вод в больших озерах // Антропогенное эвтрофирование природных вод: Тез. докл. III Всесоюз. симпоз., Москва, сент.1983 г.-Черноголовка: Б.и.- 1983.- С.91-92.
29. Кренева С.В. Состояние промысла речных раков в водоемах Ростовской области // Современное состояние и перспективы рационального использования и охраны рыбного хозяйства в бассейне Азовского моря. М.: Б.и., 1987а.- С.81-82.
30. Кренева С.В., Холодная С.В. Сочетание гидробиологических полевых исследований с современными гидрофизическими методами // Вклад молодых ученых в освоение и охрану биологических ресурсов морей СССР и Мирового океана. Тез.докл.конф. 2-4 окт. 1987г., Севастополь, 1987.- С.32.
31. Кренева С.В., Бондаренко Т.Н. К разработке методов современной санитарной гидробиологии // Там же.- С. 32.
32. Кренева С.В., Горбань В.А. Индекс загрязненности вод // Тез.докл. III научно-технич. конф. Крыма "Вклад молодых ученых и специалистов в решение современных проблем океанологии и гидробиологии" Севастополь, 1988.- С.68.
33. Кренева С.В., Горбань В.А. Распознавание образов в контроле качества поверхностных вод // Там же.- С.78.
34. Кренева С.В. Планктонные инфузории в новых методах ранней диагностики загрязнения водоемов // Экология морских и пресноводных простейших: Тез. докл. II Всесоюз. симпоз. протозоологов, Ярославль, 12-15 сент., 1989 г.- Ярославль: Б.и., 1989.- С.36.
35. Гусева С.С., Кренева С.В. Оценка антропогенного воздействия на экосистемы водоемов разных климатических зон по микрозоопланктону // Методология экологического нормирования: Тез. докл. Всесоюз. конф., Харьков, 16-20 апреля 1990г.- Харьков: Б.и., 1990а.- Ч.2.- С.24-25.
36. Гусева С.С., Кренева С.В., Горбань В.А. Особенности самоочищения сплавных рек Крайнего Севера // Механизмы адаптации животных и растений к экстремальным факторам среды: Тез. докл. VI Ростовской областной научно-практич. школы-семинара, Ростов-на-Дону, 10-14 сент. 1990.- Ростов н/Д: Б.и., 1990.- С.124-125.
37. Гусева С.С., Кренева С.В. Влияние лесоразработок на микрозоопланктон рек о.Сахалин // Там же. 1990 б - С.125-126.
38. Гусева С.С., Кренева С.В., Спивак Э.Г. Роль простейших в самоочищении сильно эвтрофицированных водоемов Молдавии // Там же.- С.126-127.
39. Спивак Э.Г., Кренева С.В., Пальчикова Е.И., Солнцев И.А. Некоторые особенности антропогенного воздействия на экосистему акватории Керченского пролива // Современные проблемы промысловой океанологии: Тез.докл. VIII Всесоюз. конф. по промысловой океанологии, Л: Б.и., 1990.- С.269-270.
40. Кренева С.В. Основы систем экологического анализа природных вод // Методы исследования и использования гидроэкосистем: Тез.докл. Междун. экологич. конф.-

41. Кренева С.В. Использование одноклеточных для контроля качества вод // II Всесоюз. конф. по рыбоводческой токсикологии: Тез. докл., Санкт-Петербург, 1991г.-С.-П.: Б.и., 1991б.-С.304-305.

42. Кренева С.В., Беседин В.Б. Содержание пестицидов в речных раках // Там же.- С.305-306.

43. Кренева С.В. Оценка экологического состояния водоемов по микрозоопланктону // Проблемы рационального использования биоресурсов водохраннлищ: Тез. докл. Междунар. науч. конф., Киев, 6-8 сенг. 1995 г.-Киев: Би, 1995.- С.205-206.

44. Кренева С.В., Живоникна В.И., Головко Г.В. Влияние зарегулирования и загрязнения на гидробиоценоз Миусского лимана // Там же.- С.207-208.

45. Ставрак Э.Г., Аксенова Е.И., Кренева С.В. и др. Материалы по влиянию физических приемов детоксикации на состояние олигохет и накопление в них хлорорганических пестицидов // Там же.- С.193-194.

46. Кренева С.В., Кренева К.В.Пресноводный микрозоопланктон и его возрастающая роль в гидробиологии. // Тез. докл. VIII съезда гидробиол. об-ва РАН, Святогорск, 16-23 сент. 2001 г.- Калининград, 2001а, Т.2.- С.137-138.

47. Кренева С.В., Кренева К.В. Количественные и структурные показатели гидробиоценозов как основа оценки антропогенного пресса. // Тез. докл. XI Междунар. симпоз. "Современные проблемы биондикации и биомониторинга" 11-21 сент., 2001 г. Сыктывкар, Республика КОМИ, Россия . - Сыктывкар, - Коми научный центр УРОРАН, - 2001б.- С.90-91.

48. Кренева С.В. Кренева К.В. Роль и возможности сукцессионного подхода для дальнейшего развития экологического контроля вод. // там же, 2001в. - С.91-92.

49. Krneva S.V., Gvozdenko S.I., Krneva K.V. A System of Methods for Monitoring the Pollution of Water Bodies // 4<sup>th</sup> International Conference of the Balkan Environmental Association on "Transboundary Pollution" 18-21 Oct. 2001, Edirne / Turkey, Trakya University No :44.- p.197.

50. Krneva S.V., Gvozdenko S.I., Krneva K.V. The Ratio Between the Toxic and Eutrophic Effects When Analyzing Anthropogenic Succession (в печати)