

УДК 504.4.054

АНТРОПОГЕННАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ АРКТИЧЕСКОЙ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА ИМАНДРА: ТЕНДЕНЦИИ К ВОСТАНОВЛЕНИЮ ПОСЛЕ ДЛИТЕЛЬНОГО ПЕРИОДА ЗАГРЯЗНЕНИЯ¹

**© 2009 г. Т. И. Моисеенко*, Н. А. Гашкина*, А. Н. Шаров*,
О. И. Вандыш**, Л. П. Кудрявцева****

**Институт водных проблем Российской академии наук
119333 Москва, ул. Губкина, 3*

***Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра Российской академии наук
184200 Анаптиты, ул. Ферсмана, 14а
Поступила в редакцию 25.12.2007 г.*

Рассмотрена изменчивость водной арктической экосистемы (на примере оз. Имандра) в условиях воздействия на нее горно-промышленного комплекса. Проанализированы химический состав вод и структурные компоненты экосистемы (фито-, зоопланктон, зообентос и ихтиофауна) в следующие периоды: допромышленный с природно-фоновым состоянием, промышленного освоения месторождений и сильного антропогенного воздействия, спада нагрузок и стабилизации. Выявлены основные закономерности сукцессий водной экосистемы в условиях антропогенных нагрузок и их снижения.

Длительное антропогенное загрязнение окружающей среды, которое началось в XVIII в. с индустриальной революцией, драматическим образом проявилось негативными последствиями в середине XIX в. Выполнено много исследований, которые дали понимание закономерностей антропогенных преобразований окружающей среды и ответов биологических систем на антропогенный стресс, показали высокую опасность последствий загрязнения среды токсичными веществами. Учитывая огромную значимость пресных вод в жизнеобеспечении населения планеты и ее видового разнообразия, очевидна и значимость восстановления функций водных экосистем, и сохранность среды обитания.

Следует отметить, что водные экосистемы, как правило, испытывают мульти-контаминантный стресс, поэтому такие процессы как деградация и восстановление водных экосистем протекают сложным, нелинейным и зачастую непредсказуемым путем. Экологическая теория играет ключевую роль в понимании антропогенных сукцессий и закономерностей восстановления.

Если известна траектория сукцессий сообществ и экосистем в условиях увеличения и снижения антропогенного давления, можно рационально направить практические действия на ускорение процессов восстановления экосистем.

Пример многолетнего сложного загрязнения – арктическое оз. Имандра (площадь озера – 880, водосбора – 12.3 тыс. км²). На его берегах сосредото-

чены предприятия горно-металлургической, обогательной и химической промышленности и атомной энергетики, построены города и поселки, проживает >300 тыс. человек, что составляет ~35% общего числа жителей Мурманской обл.

Индустриальное освоение месторождений на берегах озера началось в 1930–1940 гг., а максимальное его загрязнение пришлось на 1970-е гг. В последние 15–17 лет вследствие экономического кризиса антропогенная нагрузка на озеро снизилась, особенно со стороны медно-никелевого производства. Поэтому оз. Имандра можно рассматривать как модельный водоем для понимания антропогенных модификаций арктической экосистемы – основных закономерностей деградации и тенденций восстановления экосистемы водоема.

Цель работы – ретроспективный анализ состояния элементов экосистемы, выявление основных закономерностей сукцессий водной экосистемы в условиях антропогенных нагрузок и их снижения (от фоновых характеристик к деградации и новой стадии в период снижения антропогенных нагрузок).

Данная работа основана на обобщениях многолетних исследований элементов экосистемы озера, изложенных в ряде публикаций [2–6; 8–14, 17–19, 23, 24]. Непрерывного мониторинга на озере не проводилось, поэтому авторы при обобщении исходили из имеющейся опубликованной информации. Ретроспективный анализ дополнен результатами работ авторского коллектива с 1979 по 1998 г. и последних исследований 2003 г., которые публикуются впервые.

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 07-05-00302), международного проекта “Euro-limpac” (контракт GOSE-CT-2003-505540).

ДИНАМИКА АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ВОДОЕМ И ЕГО ВОДОСБОР

В соответствии с обозначенной целью первоочередной задачей был анализ антропогенной нагрузки. Схема размещения основных производств представлена на рис. 1.

Условно выделены следующие временные периоды, в пределах которых происходили антропогенные изменения на водосборе оз. Имандра: допромышленный, промышленного освоения и период спада производства.

В период допромышленного состояния (до 1930 г.) на водосборе проживало преимущественно местное население и влияние антропогенной нагрузки не отражалось на состоянии его экосистемы.

В период промышленного освоения месторождений на берегах озера происходило создание и наращивание мощностей крупных горно-промышленных производств

1930–1940 гг. – строительство рудников и обогачительных фабрик ОАО “Апатит”, специализирующегося на добыче и переработке апатит-нефелиновых руд;

1940–1950 гг. – строительство комбината “Североникель”, нацеленного на выплавку никеля и меди;

1950–1960 гг. – строительство Олгорского ГОК (“Олкон”), специализирующегося на добыче и обогащении железо-марганцевых руд;

1974 г. – ввод в строй Кольской АЭС на прямоточной системе охлаждения реактора для обеспечения электроэнергией мощных плавильных производств.

Соответственно, в этот период промышленные производства становятся градообразующими факторами. Строятся города Мончегорск, Оленегорск, Апатиты, Полярные Зори, что приводит к увеличению численности населения и нагрузке на озеро сточных вод коммунального хозяйства. Как не парадоксально, оз. Имандра используется одновременно в качестве как приемника и утилизатора сточных вод различных производств, так и водоема питьевого водоснабжения указанных городов.

Широкий спектр загрязняющих веществ (ЗВ) без должной очистки сбрасывается в оз. Имандра в 1940–1990 гг., водосбор загрязняется аэротехногенным путем. Основные ЗВ – тяжелые металлы (преимущественно Ni и Cu), флотореагенты, SO_4^{2-} , Cl, P, N и другие.

Комбинат “Североникель” сбрасывает стоки по р. Нюдауй (после отстоя в оз. Нюдауй) в северную часть озера – плес Большая Имандра, в которых основные ЗВ – Ni, Cu, SO_4^{2-} . Дополнительно водосбор подвергается воздействию кислотных осадков, которые способствуют выщелачиванию и попаданию элементов в озеро. По р. Монча в озеро поступают хозяйственно-бытовые стоки г. Мончегорска.



Рис. 1. Карта-схема оз. Имандра и размещения промышленных производств на его берегах.

ОАО “Апатит” сбрасывает в губу Белую (западная часть плеса Большая Имандра) отходы обогащения апатит-нефелиновых руд, содержащих мелкодисперсные взвешенные вещества, флотореагенты, а также SO_4^{2-} . В эту же часть поступают хозяйственно-бытовые отходы городов Апатиты и Кировска. В 1980-х гг. на производстве было введено 80%-ное замкнутое водоснабжение, что несколько улучшило ситуацию в этой части озера.

Оленегорский ГОК сбрасывал свои стоки до 1970 г., вследствие чего на дне образовались гематитовые шламы. После введения замкнутого водооборота потоки сточных вод от этого производства сократились.

Кольская АЭС, работающая на прямоточной системе охлаждения, сбрасывает подогретые воды в южную часть озера – плес Бабинская Имандра.

В период спада производства и оттока населения (1990–2003 гг.) происходит снижение антропогенной нагрузки. Оживление экономики в последнее время происходит на фоне модернизации технологий и строительства очистных сооружений, что не приводит к значимому увеличению загрязнения вод. На рис. 2 отражено снижение объемов поступления Ni в озеро.

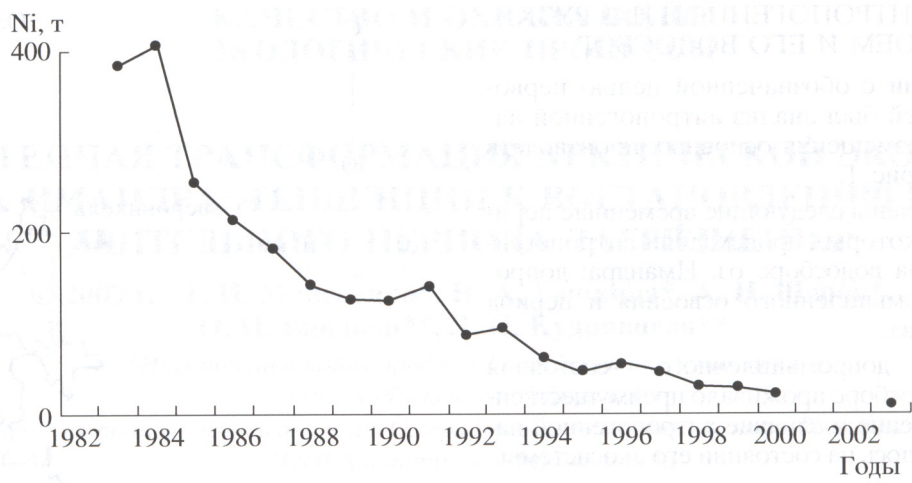


Рис. 2. Динамика поступления Ni в оз. Имандра по р. Нюдуай в 1983–2003 гг.

Детальный анализ баланса (поступление и вынос) ЗВ проведен для наиболее загрязняемого плеса Большая Имандра в два временных периода – 1989 и 2003 г. (табл. 1). За 14 лет снизился приток Ni по

р. Нюдуай более чем в 7 раз, в меньших количествах – SO_4^{2-} и Cu. Для всего плеса особенно значительно сократилось поступление Ni, Cu, N и более чем

Таблица 1. Поступление ЗВ, т/год, с водосбора в плес Большая Имандра (числитель – в 1989, знаменатель – в 2003 гг.)

Реки	Площадь водосбора, км ²	Расход, м ³ /сек	SO ₄	Ni	Cu	P	N
Нюдуай	86.37	1.29	$\frac{39867.8}{25548.0}$	$\frac{101.704}{14.239}$	$\frac{4.882}{3.958}$	$\frac{2.766}{2.795}$	$\frac{69.92}{20.14}$
Монче	1583.5	20.5	$\frac{2362.3}{2595.6}$	$\frac{39.711}{6.872}$	$\frac{47.307}{6.316}$	$\frac{6.239}{2.392}$	$\frac{75.32}{75.57}$
Гольцовка	92.3	1.84	$\frac{46.4}{78.3}$	$\frac{0.128}{0.034}$	$\frac{0.116}{0.028}$	$\frac{1.378}{0.151}$	$\frac{-}{5.16}$
Вите	236.2	5.68	$\frac{1048.8}{505.5}$	$\frac{1.433}{0.759}$	$\frac{1.084}{0.856}$	$\frac{2.257}{1.021}$	$\frac{59.61}{23.25}$
Куркенйок	176.8	3.37	$\frac{791.7}{518.6}$	$\frac{0.978}{0.414}$	$\frac{0.832}{0.468}$	$\frac{2.568}{0.637}$	$\frac{50.05}{13.39}$
Большая Белая	236.1	4.72	$\frac{4465.5}{3646.8}$	$\frac{0.744}{0.119}$	$\frac{0.893}{0.376}$	$\frac{24.784}{54.479}$	$\frac{771.94}{332.53}$
Сумма поступления с крупными реками			$\frac{69844.5}{32892.8}$	$\frac{144.698}{22.437}$	$\frac{55.114}{12.002}$	$\frac{39.992}{61.475}$	$\frac{1026.84}{470.04}$
Неучтенный приток			$\frac{1509.5}{881.9}$	$\frac{2.031}{0.966}$	$\frac{1.626}{1.082}$	$\frac{4.962}{1.447}$	$\frac{87.73}{33.44}$
Общее поступление			$\frac{71354.0}{33774.7}$	$\frac{146.729}{23.403}$	$\frac{56.740}{13.084}$	$\frac{44.954}{62.922}$	$\frac{1114.57}{503.43}$
Сток			$\frac{41683.2}{32732.0}$	$\frac{31.530}{9.486}$	$\frac{12.158}{6.279}$	$\frac{32.064}{22.712}$	$\frac{482.30}{142.95}$
Аккумуляция			$\frac{29670.8}{1042.7}$	$\frac{115.190}{13.917}$	$\frac{44.582}{6.805}$	$\frac{12.890}{40.210}$	$\frac{632.27}{360.48}$

в два раза поступление SO_4^{2-} . Вместе с тем, поступление Р увеличилось, в основном за счет притока из р. Большой Белой, которая является коллектором сточных вод городов Апатиты и Кировска, а также стоков из хвостохранилищ ОАО «Апатит». В 2003 г. антропогенная нагрузка на озеро как с прямыми сбросами, так и от аэротехногенных потоков на водосбор уменьшилась.

Разность между поступлением в плес и стоками из него показывает объемы аккумуляции элементов в нем (табл. 1). Аккумуляция Ni и Cu за анализируемый период сократилась пропорционально объемам поступления в озеро и составила 13.9 и 6.8 т/год соответственно. Если на 1989 г. в озере аккумулировалось до 90 и 75% объемов поступления Ni и Cu соответственно, то в 2003 г. этот процент снизился и составляет для обоих элементов ~50%. Сульфаты выносятся из озера практически в том же объеме, что и поступают в озеро. Однако аккумуляция Р и N относительно их поступления увеличилась, что, очевидно, связано с увеличением биологического потребления элементов в трофической структуре экосистемы. В результате анализа поступления ЗВ в рассматриваемый период можно сделать вывод, что нагрузка токсичных веществ на озеро снизилась, тогда как биогенных веществ (БВ) (в частности, Р) несколько возросла.

ПРИРОДНОЕ СОСТОЯНИЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Характеристики природного состояния экосистемы в ретроспективном анализе необходимы как ориентир при управлении восстановлением водных экосистем. Оценка фоновых условий оз. Имандра проведена на основе территориально-временного анализа показателей элементов экосистемы. Используются литературные данные более ранних исследований, а также измерения на участках и сходных озерах региона, неподверженных влиянию промышленных производств, что позволило воссоздать с той или иной достоверностью природные условия озера. При анализе данных по элементам экосистем для сопоставимости здесь и далее приводятся результаты исследований в летний период вегетации.

Климатические условия формирования вод Арктического бассейна, а именно – высокий вклад атмосферных осадков, тонкий почвенно-растительный покров, низкие температуры и соответственно замедленные процессы химического выветривания и круговорота элементов, формируют ультрапресные воды (сумма ионов была 24–30 мг/л). По природным свойствам оз. Имандра – типичный олиготрофный водоем гидрокарбонатно-натриевого (северный плес) и гидрокарбонатно-кальциевого (южный плес) состава с низкими концентрациями микроэлементов (табл. 2). Содержание общего фосфора <2 мкг/л, фосфаты и нитраты в период вегетации практически полностью утилизировались в

продукционных процессах. Прозрачность вод достигала 8 м. Для этого водоема было характерно высокое насыщение вод O_2 (до дна) благодаря впадению горных незамерзающих рек. Водное население представлено преимущественно арктическими холодноводными видами.

В фитопланктоне в допромышленный период отмечалось [5] обилие десмидиевых и диатомовых водорослей, особенно представителей родов *Cosmarium* и *Staurostrum*. Наиболее распространенными в планктоне видами были *Ceratium hirundinella*, *Quadrigula closterioides*, *Spondylosira planum*, *Stichogloea olivacea*, *Botryococcus braunii*, *Coelosphaerium naegelianum*, *Anabaena lemmermannii*; в обрастающих макрофитов – *Oocystis grandum*, *Spirogyra* sp., *Mougeotia* sp., *Chlorococcus turgidus*, *C. minutus*, *Nostoc* sp. В [18] приводится список 412 видов и форм диатомей трех крупных озер Кольского п-ова, в том числе – ископаемая флора донных отложений (ДО). Анализ состава водорослей в этот период показал значительное богатство и разнообразие диатомовых с преобладанием северо-альпийских форм *Aulacoseira alpigena*, *A. distans*, *A. valida*, *A. subarctica*, *Cyclotella bodanica*, *C. schumanii* и др. (табл. 3).

Биомасса фитопланктона в природно-чистых водоемах Кольского Севера низкая, средние значения за вегетационный сезон, как правило, не превышали 1 г/м³ [16, 25, 27]. В незагрязненных участках озера структура биомассы фитопланктона наиболее близка к природному состоянию олиготрофных глубоких озер, при котором основная часть фитопланктона представлена диатомовыми и золотистыми водорослями. По уточненным данным [22] всего в оз. Имандра обнаружено 234 таксона фитопланктона. Средняя за летний период общая биомасса фитопланктона <1 г/м³, численность не более 155 тыс. кл/л. Доминируют *Rhizosolenia longiseta*, *R. eriensis*, *Aulacoseira alpigena*, *A. italica*, *Dinobryon bavaricum*, *Peridinium aciculiferum*, *P. cintium*. Индекс биоразнообразия Шеннона в период вегетации составлял в августе в среднем ~3.5 бит/экз. Средние значения Хл “а”, отражающие продукционные процессы за период открытой воды, можно принять равным 0.2–0.3 мг/м³ по аналогии с другими озерами Севера (табл. 4).

В ранних исследованиях зоопланктона [20, 21] отмечалось присутствие в оз. Имандра веслоногих – *Cyclops scutifer*, *Cyclops viridis*, *Eudiaptomus gracilis*, *Heterocope appendiculata* и ветвистоусых рачков – *Holopedium gibberum*, *Daphnia longiremis*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindtii*. В [12] выявлено 44 вида: простейших – 4, коловраток – 19, веслоногих – 6, ветвистоусых – 15. В руководящий комплекс организмов входили *Kellicottia longispina*, *Polyarthra platyptera*, *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, *Bosmina obtusirostris*, *Cyclops scutifer*, *Diaptomus gracilis*. Всего по уточненным дан-

Таблица 2. Концентрации основных ионов, БВ и микроэлементов в различные периоды (здесь и в табл. 4 1–3 – зоны влияния медно-никелевого, апатит-нефелинового производства и в целом для плеса Большая Имандра. В числителе – среднее и среднеквадратичное отклонение, в знаменателе – минимальное и максимальное значения)

Показатель, размерность	Фоновые значения	1983–1992 гг.			2003 г.		
		1	2	3	1	2	3
pH	6.4–7.2	$\frac{7.04 \pm 0.3}{6.3-7.4}$	$\frac{7.5 \pm 0.3}{6.5-8.0}$	$\frac{7.3 \pm 0.3}{6.3-8.1}$	$\frac{7.3 \pm 0.1}{7.1-7.5}$	$\frac{7.5 \pm 0.1}{7.4-7.7}$	$\frac{7.4 \pm 0.2}{6.8-7.7}$
Σ ионов, мг/л	20–30	$\frac{78.1 \pm 41}{16.0-16}$	$\frac{88.3 \pm 28}{13.3-17.6}$	$\frac{82.7 \pm 27}{13.3-17.6}$	$\frac{87.1 \pm 13}{71.8-11.2}$	$\frac{83.6 \pm 2.6}{80.0-86.3}$	$\frac{81.3 \pm 9.1}{67.0-112}$
Электропроводность, мкСм/см		$\frac{15.3 \pm 6.5}{6.1-26.0}$	$\frac{17.7 \pm 4.2}{14.0-26.7}$	$\frac{14.5 \pm 4.6}{6.1-26.7}$	$\frac{14.9 \pm 2.4}{12.5-20.0}$	$\frac{13.0 \pm 0.3}{12.8-13.4}$	$\frac{13.1 \pm 1.8}{10.8-20.0}$
Ca ²⁺ , мг/л	1.6–4.0	$\frac{4.3 \pm 1.3}{1.3-8.4}$	$\frac{5.8 \pm 2.9}{1.60-15.0}$	$\frac{4.8 \pm 1.8}{1.3-15.0}$	$\frac{3.60 \pm 0.09}{3.43-3.7}$	$\frac{3.94 \pm 0.20}{3.65-4.1}$	$\frac{3.73 \pm 0.2}{3.43-4.1}$
Mg ²⁺ , мг/л	0.5–1.3	$\frac{2.1 \pm 0.9}{0.4-5.1}$	$\frac{1.4 \pm 0.5}{0.8-2.7}$	$\frac{1.6 \pm 0.7}{0.4-5.1}$	$\frac{1.3 \pm 0.1}{1.2-1.4}$	$\frac{1.0 \pm 0.1}{1.0-1.2}$	$\frac{1.2 \pm 0.1}{0.9-1.4}$
Na ⁺ , мг/л		$\frac{23.2 \pm 11.9}{3.7-51.9}$	$\frac{21.9 \pm 3.9}{17.0-34.6}$	$\frac{20.7 \pm 8.7}{2.6-62.0}$	$\frac{20.3 \pm 4.6}{16.4-30.0}$	$\frac{17.0 \pm 0.5}{16.2-17.7}$	$\frac{17.5 \pm 3.2}{13.6-30.0}$
K ⁺ , мг/л		$\frac{1.7 \pm 0.6}{0.5-3.0}$	$\frac{4.7 \pm 2.0}{2.88-10.9}$	$\frac{3.1 \pm 1.5}{0.42-10.9}$	$\frac{2.2 \pm 0.3}{1.64-2.85}$	$\frac{2.8 \pm 0.2}{2.54-3.10}$	$\frac{2.4 \pm 0.3}{1.64-3.10}$
HCO ₃ ⁻ , мг/л	13–18	$\frac{16.8 \pm 4.9}{2.4-24.4}$	$\frac{27.2 \pm 13.4}{8.5-70.5}$	$\frac{21.1 \pm 8.6}{2.4-70.5}$	$\frac{19.7 \pm 3.1}{12.7-21.8}$	$\frac{25.7 \pm 1.0}{24.4-27.2}$	$\frac{22.3 \pm 2.9}{12.7-27.2}$
SO ₄ ²⁻ , мг/л	1–3	$\frac{37.0 \pm 15.9}{7.6-64.5}$	$\frac{29.1 \pm 5.2}{14.7-37.1}$	$\frac{30.4 \pm 10.1}{4.0-64.5}$	$\frac{33.6 \pm 8.5}{25.6-50.8}$	$\frac{27.7 \pm 0.8}{26.9-28.5}$	$\frac{28.8 \pm 5.8}{22.7-50.8}$
Cl ⁻ , мг/л	1.4–1.8	$\frac{10.4 \pm 9.9}{1.0-48.0}$	$\frac{8.3 \pm 2.2}{1.5-12.8}$	$\frac{8.1 \pm 5.1}{1.0-48.0}$	$\frac{6.4 \pm 1.7}{4.8-10.3}$	$\frac{5.3 \pm 0.3}{5.0-5.7}$	$\frac{5.4 \pm 1.1}{4.3-10.3}$
PO ₄ ³⁻ , мкг Р/л	0–8	$\frac{26 \pm 13}{10-39}$	$\frac{61 \pm 81}{14-154}$	$\frac{21 \pm 32}{2-154}$	$\frac{2 \pm 4}{0-12}$	$\frac{3 \pm 2}{1-6}$	$\frac{2 \pm 3}{0-12}$
P _{общ} , мкг/л		$\frac{32 \pm 21}{5-76}$	$\frac{35 \pm 47}{2-176}$	$\frac{26 \pm 29}{2-176}$	$\frac{30 \pm 13}{17-49}$	$\frac{33 \pm 20}{17-68}$	$\frac{26 \pm 14}{13-68}$
NH ₄ ⁺ , мкг N/л		–	$\frac{37 \pm 2}{35-38}$	$\frac{41 \pm 19}{26-75}$	$\frac{33 \pm 21}{15-76}$	$\frac{30 \pm 24}{6-70}$	$\frac{23 \pm 20}{2-76}$
NO ₃ ⁻ , мкг N/л	0–35	$\frac{71 \pm 78}{4-257}$	$\frac{469 \pm 576}{55-1271}$	$\frac{102 \pm 243}{1-1271}$	$\frac{11 \pm 24}{1-70}$	$\frac{64 \pm 56}{5-158}$	$\frac{19 \pm 38}{1-158}$
N _{общ} , мкг/л		$\frac{374 \pm 216}{164-813}$	$\frac{792 \pm 749}{180-1925}$	$\frac{436 \pm 386}{164-1925}$	$\frac{253 \pm 90}{125-402}$	$\frac{222 \pm 97}{132-363}$	$\frac{195 \pm 84}{106-402}$
Si, мг/л	0.3–0.6	$\frac{2.3 \pm 1.4}{0.6-5.1}$	$\frac{0.9 \pm 1.1}{0.06-4.7}$	$\frac{1.0 \pm 1.1}{0.02-5.1}$	$\frac{0.7 \pm 0.3}{0.3-1.4}$	$\frac{0.2 \pm 0.1}{0.1-0.3}$	$\frac{0.4 \pm 0.3}{0.1-1.4}$
Цветность, °Pt		$\frac{33 \pm 6}{21-42}$	$\frac{36 \pm 21}{23-81}$	$\frac{30 \pm 12}{16-81}$	$\frac{10 \pm 2}{8-12}$	$\frac{7 \pm 0}{7-7}$	$\frac{8 \pm 2}{6-12}$
Перманганатная окисляемость, мг О/л	3–5	$\frac{3.6 \pm 0.9}{1.3-4.8}$	$\frac{3.3 \pm 1.7}{0.9-9.9}$	$\frac{3.3 \pm 1.1}{0.9-9.9}$	$\frac{3.2 \pm 0.6}{2.5-3.8}$	$\frac{2.7 \pm 0.2}{2.5-2.9}$	$\frac{2.9 \pm 0.4}{2.3-3.8}$
Ni, мкг/л	1.0	$\frac{82 \pm 36}{6-150}$	$\frac{28 \pm 18}{4-63}$	$\frac{43 \pm 32}{4-150}$	$\frac{16 \pm 5}{10-27}$	$\frac{8 \pm 1}{7-9}$	$\frac{11 \pm 5}{7-27}$
Cu, мкг/л	1.0	$\frac{28 \pm 36}{0-165}$	$\frac{9 \pm 10}{2-45}$	$\frac{14 \pm 22}{0-165}$	$\frac{8 \pm 2}{5-10}$	$\frac{4 \pm 0.3}{4-5}$	$\frac{6 \pm 2}{4-10}$

Таблица 2. Окончание

Показатель, размерность	Фоновые значения	1983–1992 гг.			2003 г.		
		1	2	3	1	2	3
Sr, мкг/л	26.0	$\frac{33 \pm 12}{15-53}$	$\frac{78 \pm 28}{53-149}$	$\frac{57 \pm 22}{15-149}$	$\frac{46 \pm 10}{32-61}$	$\frac{69 \pm 3}{63-72}$	$\frac{58 \pm 11}{32-72}$
Al, мкг/л	30.0	$\frac{26 \pm 14}{9-51}$	$\frac{82 \pm 108}{15-540}$	$\frac{58 \pm 109}{0-540}$	$\frac{24 \pm 7}{14-35}$	$\frac{92 \pm 27}{64-145}$	$\frac{55 \pm 34}{14-145}$
Fe, мкг/л	34.0	$\frac{29 \pm 18}{10-70}$	$\frac{60 \pm 127}{6-645}$	$\frac{34 \pm 67}{0-645}$	$\frac{29 \pm 16}{9-53}$	$\frac{40 \pm 13}{26-55}$	$\frac{34 \pm 14}{9-60}$
Mn, мкг/л	5.6	$\frac{17 \pm 11}{4-38}$	$\frac{13 \pm 9}{5-41}$	$\frac{12 \pm 12}{0-75}$	$\frac{15 \pm 12}{6-35}$	$\frac{13 \pm 3}{9-18}$	$\frac{13 \pm 8}{6-35}$
Zn, мкг/л	2.0	$\frac{19 \pm 28}{5-113}$	$\frac{17 \pm 13}{1-57}$	$\frac{16 \pm 18}{1-113}$	$\frac{2 \pm 1}{1-4}$	$\frac{4 \pm 5}{1-15}$	$\frac{3 \pm 3}{1-15}$

Таблица 3. Доминирующие комплексы сообществ оз. Имандра в различные периоды (табл. 3 и 4 составлены по данным [2–6, 8–14, 17–19, 22–24] и дополнены результатами исследований в период восстановления экосистемы озера (2003 г.))

Сообщества	Природные условия	Условия сильного загрязнения	Период снижения нагрузок
Фитопланктон	Aulacoseira distans A. italica A. islandica Asterionella formosa Cyclotella comta Tabellaria fenestrata Dinobryon divergens Anabaena sp.	Aulacoseira islandica Rhizosolenia sp. Eudorina elegans Pandorina morum Cryptomonas sp. Stephanodiscus sp. Asterionella formosa Pandorina morum Sphaerocyctis schroeteri	Cryptomonas sp. Stephanodiscus sp. A. islandica Cyclotella sp. Synedra sp. Asterionella formosa Pandorina morum Anabaena sp. Limnithrix planctonica Tabellaria fenestrata
Зоопланктон	Kellicottia logispina Conochilus unicornis C. hippocerpis Bosmina obtusirostris Daphnia longispina v. hyalina Cyclops scutifer Eudiaptomus gracilis	Synchaeta pectinata K. cochlearis Polyarthra sp. Ploesoma sp. Filinia sp. B. obtusirostris Daphnia sp. Mesocyclops sp. Cyclops sp. Eudiaptomus sp.	A. priodonta P. vulgaris B. hudsoni K. cochlearis K. quadrata K. longispina N. caudata B. obtusirostris
Зообентос	Trissocladius parataticus Tanytarsus spp. Procladius spp. Monoporeia affinis Limnodrilus hoffmeisteri	Limnodrilus hoffmeisteri Euiliodrilus hammoniensis Tubifex tubifex Chironomus spp.	Monoporeia affinis Tubifex tubifex Chironomus spp. Tanytarsus spp.
Ихтиофауна	Salmo trutta(L.) Coregonus lavaretus(L.) C. albula(L.) Salvelinus alpinus(L.) Thymilus thymallus(L.)	C. lavaretus C.albula Esox lucius Perca fluviatilis Phoxinus phoxinus(L.)	Coregonus lavaretus C. albula Esox lucius Perca fluviatilis Osmerus eperlanus(L.)

ным [3, 4, 8] в структуре зоопланктона определено 105 таксонов. Характеристика доминирующего комплекса представлена в табл. 3.

Данные о численности и биомассе в этот период отсутствуют, вместе с тем по аналогии с незагрязняемыми участками озера (юго-западные участки

Таблица 4. Динамика основных показателей структуры сообществ (прочерк – отсутствие данных)

Показатели	Природные условия	Условия сильного загрязнения			Условия снижения уровня загрязнения		
		1	2	3	1	2	3
Фитопланктон							
Хл “а”, мг/м ³	0.3 ± 0.1	4.7 ± 1.4	5.3 ± 0.5	3.8 ± 0.9	—	—	3.6 ± 0.4
Биомасса, г/м ³	0.5 ± 0.1	6.8 ± 1.5	5.0 ± 0.9	3.6 ± 0.5	4.5 ± 0.6	3.6 ± 0.3	3.4 ± 0.3
Численность, млн. кл/л	0.2 ± 0.01	6.9 ± 0.8	6.5 ± 0.6	3.8 ± 0.3	3.1 ± 0.4	2.5 ± 0.2	2.2 ± 0.1
Индекс разнообразия <i>H</i> , бит/экз.	3.5 ± 0.1	2.0 ± 0.2	1.9 ± 0.3	2.5 ± 0.2	2.7 ± 0.3	2.9 ± 0.3	3.1 ± 0.2
Индекс, <i>B/N</i> 10 ⁻⁶	2.5 ± 0.2	0.9 ± 0.2	0.8 ± 0.2	0.9 ± 0.2	1.5 ± 0.2	1.4 ± 0.1	1.5 ± 0.2
% <i>Stehpanodiscus</i>	0.5 ± 0.01	14 ± 1.2	27 ± 2.3	6 ± 1.7	9 ± 1.9	15 ± 3.2	8 ± 0.7
% <i>Cryptomonas</i>	0.3 ± 0.01	21 ± 2.3	28 ± 1.5	17 ± 2.5	18 ± 4.1	23 ± 8.9	15 ± 1.0
% синезеленых	3.2 ± 0.1	22 ± 2.4	7 ± 0.8	9 ± 1.2	17 ± 4.8	9 ± 3.4	11 ± 0.5
% зеленых	5.1 ± 0.1	18 ± 1.5	23 ± 2.1	21 ± 1.9	21 ± 5.4	25 ± 6.3	20 ± 0.7
Зоопланктон							
Биомасса, г/м ³	0.25–0.3	1.13 ± 0.6	3.3 ± 1.3	1.74 ± 0.3	0.87 ± 0.2	0.63 ± 0.1	0.64 ± 0.3
Численность, тыс. экз/м ³	16–18	260 ± 76	420 ± 51	149 ± 48	71.4	35.8 ± 9.6	47.6 ± 23
Индекс разнообразия <i>H</i> , бит/экз.	2.2–3.5	1.4 ± 0.5	1.9 ± 1.4	1.74 ± 0.2	2.8	2.96 ± 0.4	2.84 ± 0.1
<i>Rotatoria</i> , % <i>B</i>	10–20	61 ± 4.9	32 ± 4.8	44 ± 17	—	—	20 ± 11
Индекс, <i>B/N</i> 10 ⁻³	14–18	4 ± 0.8	8 ± 0.8	9 ± 2.3	12 ± 4.8	18 ± 3.6	12 ± 1.8
Зообентос							
Численность, тыс. экз/м ²	0.4–0.7	1.7	62.0	23.9	1.1	11.0	6.2
Биомасса, г/м ²	0.3–0.8	8.6	49.0	21.3	8.0	9.6	12.9
Индекс разнообразия <i>H</i> , бит/экз.	3.5	1.79	1.66	2.2	0.95	1.05	1.1
<i>Tubificidae</i> + <i>Chironomus</i> , % <i>B</i>	<10	86.0	57.0	68.0	—	—	—
Индекс, <i>B/N</i>	0.8–1.3	6.1	1.8	2.5	7.7	0.8	2.05

плеса Бабинская Имандра) можно предположить, что показатели численности и биомассы зоопланктонного сообщества колебались в пределах 10–100 тыс. экз/м³ и 0.2–1.0 г/м³ соответственно, индекс видового разнообразия Шеннона – 2.5–3.0 бит/экз., показатель средней индивидуальной массы зоопланктона достаточно высок (0.01–0.02), что свидетельствует о преобладании в сообществе наиболее ценных в кормовом отношении крупных ветвистоусых (*Bosmina obtusirostris*, *Daphnia cristata*, *Holopedium gibberum*) и веслоногих (*Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus gracilis*) ракообразных (табл. 4). Следует отметить обильное развитие каланойд, чувствительных к воздействию загрязнения.

В зообентосе профундальной зоны озера было найдено 42 вида и формы беспозвоночных, среди которых по количеству видов (27) и частоте встречаемости доминировали личинки хирономид, двустворчатые моллюски были представлены *Euglesa* spp. (табл. 3). Как и во всех озерах Финноскандии широко распространены реликтовые ракообразные *Monoporeia affinis* и *Monoporeia relicta* [7]. Среди малощетинковых червей были отмечены представители семейств *Lumbriculidae*, *Naididae* и *Tubificidae*.

На видовой состав и структуру зообентосного сообщества большое влияние оказывает характер биотопа. Поэтому по аналогии с незагрязняемыми участками сложно восстановить его природные характеристики. Отметим лишь, что в незагрязненном плесе доминирует реликтовый бокоплав *Monoporeia affinis* (до 100% встречаемости) в пробах зообентоса [10, 23].

Наиболее ранние исследования состояния сообществ зообентоса в оз. Имандра, проведенные с 1930 по 1978 г., носили эпизодический характер и часто выполнялись только на отдельных плесах озера [9]. В период, предшествующий интенсивному развитию индустрии на водосборной территории озера, а именно в 1930 г., средние значения биомассы зообентоса для озера в целом составляли 1.1–1.4 г/м² [11, 12] и соответствовали α-β-олиготрофному типу водоема. Значения индекса видового разнообразия сообществ во всех зонах плеса Бабинская Имандра составляли ≥3.5 бит/экз.

Рыбное население представлено 16 видами. По составу уловов озеро – типичный сигово-гольцовый водоем с наличием озерной кумжи. В уловах 1945–

1960 гг. доминировали виды пресноводно-арктического комплекса и составляли 90%: сиговые – *Coregonus lavaretus* (L) 20 и *Coregonus albula* (L) 50, гольцовые – *Salvelinus alpinus* (L) 7 и лососевые – *Salmo trutta trutta* (L) – 3 [2]. Рыбопродуктивность водоема оценивалась в 4 кг/га [6] (табл. 4).

ТЕНДЕНЦИИ ДЕГРАДАЦИИ ЭКОСИСТЕМЫ

Многолетняя антропогенная нагрузка на озеро повлекла за собой изменения всех структурных компонентов экосистемы. При отсутствии данных непрерывных исследований выделен период (1986–1994 гг.), когда загрязнение вод проявилось наиболее отчетливо, а деградационные процессы достигли максимального развития.

Химический состав вод. Загрязнение вод, которое началось с 1940-х, достигло максимума к 1980-м гг. По данным, представленным в табл. 2, можно сделать вывод, что в период максимальных антропогенных нагрузок изменения химического состава вод произошли по всему озеру, но особенно – в местах сброса сточных вод: снизилась прозрачность, увеличилась электропроводность, pH изменился в сторону подщелачивания воды. Как следствие поступления солей изменился ионный состав вод в сторону нарастания доли техногенных SO_4^{2-} , которые заняли доминирующее положение над гидрокарбонатами. Влияние сточных вод металлургического предприятия привело к увеличению содержания в водоеме тяжелых металлов, особенно Ni и Cu. Максимально высокие концентрации были характерны для северной части плеса, куда сбрасывает стоки комбинат “Североникель” (губа Монче). Вследствие малых содержаний взвешенных и органических веществ (ОВ) поверхностные воды Субарктики обладают низкой комплексообразующей способностью и, соответственно, низкой буферной емкостью по отношению к металлам, поэтому основная часть техногенно-привнесенных металлов мигрирует в виде ионной – наиболее токсичной – форме [26].

Антропогенное поступление N и P в оз. Имандра привело к увеличению как общего содержания этих элементов, так и их минеральных форм (по сравнению с природным содержанием), особенно на участках-приемниках промышленных и хозяйственно-бытовых сточных вод. Вследствие многолетнего поступления БВ озеро евтрофируется. Большая часть озера по содержанию P [28] в этот период стала соответствовать мезотрофному состоянию, а небольшие заливы – губы Монче и Белая и другие прогреваемые участки – эвтрофному. Для арктических водоемов роль БВ в евтрофировании существенно выше вследствие увеличения их уязвимости, связанной с продолжительным периодом существования ледового покрова. Вследствие накопления ОВ у дна

стали формироваться аноксидные условия, усиливая стресс для обитателей северных вод [13].

В условиях загрязнения вод металлами и сопутствующего антропогенного евтрофирования вод, несмотря на ускоренные процессы связывания и седиментации металлов, возникающий у дна дефицит O_2 приводит к их круговороту в придонных слоях и созданию аномально высоких концентраций для большого спектра металлов (Mn, Fe, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Co, Zn), что создает стресс для водных обитателей [26].

Таким образом, условия обитания для гидробионтов в этот период стали отличаться от природных характеристик и появилось новое свойство – токсичность вод, что повлекло за собой изменения структуры всех звеньев экосистемы.

Фитопланктон. Перестройка структуры фитопланктонных сообществ в условиях загрязнения произошла в направлении формирования обедненных сообществ из эврибионтных видов и космополитов. На загрязненных участках массовое развитие получают зеленые водоросли – родов *Scenedesmus*, *Pandorina* и ряда видов диатомовых. Биомасса фитопланктона увеличилась и достигла на отдельных участках >20 г/м³. Это объясняется избытком БВ, которые поступают в составе хозяйственно-бытовых сточных вод.

Перестройка структуры фитопланктонного сообщества в зоне влияния медно-никелевого производства и хозяйственно-бытовых сточных вод г. Мончегорска происходит в направлении увеличения разнообразия зеленых водорослей, количество видов которых в пробах достигает 17 (обычно для оз. Имандра ~5). По числу видов лидирует род *Scenedesmus*. Десмидиевые водоросли здесь не обнаружены. Количество сине-зеленых заметно выше по сравнению с другими участками озера. В составе диатомовой флоры заметно снизилась роль видов рода *Tabellaria*. Особенно интенсивное развитие водорослей отмечено в районах смешивания озерной воды и коммунальных стоков. Это явление характерно для губы Монче – зоны влияния стоков г. Мончегорска и губы Белой – зоны влияния стоков городов Апатиты и Кировска.

Для водорослей установлено, что виды-индикаторы загрязнения тяжелыми металлами отсутствуют, а показатель разнообразия сообщества не является надежным индикатором в условиях слабого загрязнения. Повышение биомассы зеленых и криптофитовых водорослей, вероятно, может служить индикатором евтрофирования в оз. Имандра. Индекс биоразнообразия в этой зоне низкий (табл. 3).

В зоне стоков горнорудного производства ОАО “Апатит” по биомассе и числу видов в планктоне доминируют зеленые и диатомовые водоросли. Распространенные в северных водоемах золотистые и

перидиневые водоросли здесь встречаются редко. Среди диатомовых практически отсутствуют обычные виды из родов *Asterionella* и *Tabellaria*. Наиболее массовыми являются представители родов *Fragilaria*, *Synedra*, *Diatoma*, *Aulacoseira*, *Stephanodiscus*. Из них по биомассе доминируют *Stephanodiscus minutulus*, *Aulacoseira islandica*, *Fragilaria teneras*. Здесь зарегистрировано массовое развитие *S. minutulus* (численность >11 млн. кл/л). В летнем планктоне присутствуют виды рода *Cyclotella*. Из зеленых доминируют *Sphaerocystis schroteri*, *Eudorina elegans*, *Scenedesmus eornis*. Криptomonеды (в основном, виды рода *Cryptomonas*) нередко образуют до трети общей биомассы фитопланктона.

Таким образом, в оз. Имандра под влиянием различных антропогенных факторов изменились видовой состав фитопланктона и структура доминирующих комплексов, увеличился диапазон колебания максимальных и минимальных значений численности и биомассы фитопланктона. При увеличении градиента загрязнения средние значения показателей биоразнообразия снижаются, хотя диапазон колебаний минимальных и максимальных величин может увеличиваться.

Зоопланктон. Нарастание антропогенной нагрузки привело к изменениям доминирующего комплекса зоопланктона – не были обнаружены совсем или найдены в минимальном количестве взрослые каланоиды и циклопиды, хищные кладоцеры (*Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*). В период интенсивного загрязнения озера отсутствовали *Collotheca* sp., *Conochilus* sp., *Holopedium gibberum*, преобладали эврибионтные виды *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Bosmina obtusirostris*. В зоне распространения стоков медно-никелевого и горно-рудного производств доминировали *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Notholca caudata*, *Bosmina obtusirostris*. Единично обнаружены *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Daphnia cristata*, *Eudiaptomus graciloides*, *Heterocope appendiculata*. Коловратки наиболее устойчивы к влиянию сточных вод промышленных производств, поэтому занимают доминирующее положение в условиях комплексного загрязнения арктических водоемов (табл. 3). Следует отметить, что на долю *Asplanchna priodonta* приходилось в среднем 40–50% их общей численности.

Максимальные количественные показатели зоопланктона были зарегистрированы в 1994 (численность 260.62 тыс. экз/м³, биомасса 1.13 г/м³) и 1996 гг. (численность 309.6 тыс. экз/м³, биомасса 1.49 г/м³). Индекс видового разнообразия Шеннона по численности колебался в пределах 1.48–2.26 бит/экз. (табл. 4). Показатель средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества *B/N* невысок (0.004–0.005), что говорит о преобладании в сообществе этого периода мелкоразмерных организ-

мов с низкой индивидуальной массой (в основном, коловраток).

Общая численность, биомасса и продукция зоопланктона в наиболее загрязненных зонах озера увеличилась в этот период по сравнению с таковыми в контрольном районе и фоновых условиях. Это явление связано с параллельно идущим евтрофированием водоема, возможно вызванным высоким содержанием в воде БВ.

Зообентос. Общая численность и биомасса зообентоса также увеличились в зонах загрязнения на фоне снижения видового разнообразия. В зонах загрязнения сформировались сообщества высокой численности с ограниченным составом видов. В губе Монче это *Chironomus*, *Procladius*, *Dytiscidae*, *Nematoda*; в губе Белой – *Chironomus*, *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Procladius* (табл. 3). Индекс видового разнообразия в зонах сильного загрязнения находился в пределах 0.5–1.0 бит/экз. Биомасса бентосных организмов возросла, особенно в зонах максимального загрязнения. В губе Белой преобладали олигохеты (биомасса – до 200 г/м²), в губе Монче – хирономиды (биомасса >50 мг/м²). На остальных участках биомасса зообентоса находилась в пределах 6–44 г/м² [14]. Устойчивость хирономид и нематод к действию тяжелых металлов отмечена рядом авторов. Олигохеты развиваются в условиях евтрофирования вод и накопления на дне органических соединений.

Вспышка развития этих видов обусловлена в первую очередь загрязнением ДО по ОВ, во-вторую – отсутствием конкурентных связей с типичными обитателями северных вод. В целом по озеру видовое разнообразие снижается, исчезают реликтовые формы и виды – типичные представители для Палеарктики. В целом для плеса Большая Имандра индекс биоразнообразия в период максимального загрязнения вод не превышал 2 бит/экз. (табл. 4).

С 1960 по 1990 г. значения биомассы и численности зообентоса в этом плесе увеличились в 7 и 11 раз соответственно, что свидетельствует об интенсивных процессах евтрофирования водоема. Доля как чувствительных к загрязнению личинок хирономид, так и двусторчатых моллюсков в общей численности донных беспозвоночных снизилась более чем в 2 раза. Из двух ранее отмечаемых в оз. Имандра реликтовых ракообразных *M. relicta*, вероятно, исчез из состава фауны. Вид *M. affinis* оказался значительно более устойчивым к загрязнению озера тяжелыми металлами и БВ.

Рыбы. В период деградации преобладали сиговые, значительно сократилась численность гольцов и кумжи, что связано с их чувствительностью к загрязнению вод. На фоне отсутствия промысловых уловов рыбопродуктивность снижается до <1 кг/га. В 1970–1980-х гг. регистрируются массовые заболевания рыб: отеки, экссудаты, кровоизлияния, изменения в стенках кровеносных сосудов, белково-жи-

Таблица 5. Уровни заболеваемости сиговых рыб (*Coregonus Lavaretus* L.), обитающих в плесе Большая Имандра, в различные годы, % обследованных

Специфика заболеваемости рыб	1981 г.	1986 г.	1991 г.	1996 г.	2003 г.
	<i>n</i>				
	788	721	453	462	235
Нефрокальцитоз	52	47	45	14	0
Фиброэластоз	48	53	55	48	39
Липоидная дегенерация печени и цирроз	100	89	78	48	39
Аномалии в строении гонад	34	27	8	0	0
Сколиоз	6	4	2	0	0

ровая (токсическая) дистрофия печени, ведущая к атрофии органа, соединительно-тканые разрастания, изменения эпителия и другие. Наряду с общими патологиями у рыб появляются специфические заболевания, характерные для каждого из районов. В зоне влияния медно-никелевых стоков – нефрокальцитоз, а в зоне стоков апатито-нефелинового производства – миопатия и нефрокальцитоз.

В этот период сформировавшиеся высокопродуктивные с токсичными свойствами участки на дне озера играют роль своеобразных ловушек, которые высокими концентрациями биомассы зообентоса привлекают рыб-бентофагов.

На примере наиболее распространенного вида, обитающего в течение 50 лет в условиях загрязнения, показаны изменения популяционных характеристик, которые произошли в следующих направлениях: снижение показателей роста, увеличение вариабельности в сроках полового созревания (наблюдается как отсрочка, так и преждевременное созревание), сокращение кратности нерестов, снижение продолжительность жизни. В основе данных изменений лежит гормональная и биохимическая регуляция, направленная на повышение уровня поддерживающего метаболизма (увеличиваются процессы катаболизма) в ущерб ассимилированной энергии, расходуемой на процессы роста и созревания гонад. Экологическую целесообразность в условиях загрязнения приобрели перестройки в популяции, соответствующие *r*-отбору, когда преобладают более мелкие и раносозревающие особи, способные реализовать свой репродуктивный потенциал в более молодом возрасте и оставить полноценное потомство. Показано, что у рано созревающих особей формируется полноценная в структурном и энергетическом плане яйцеклетка, а у рыб, которые впервые созревают в более позднем возрасте, отмечен ряд патологий воспроизводительной системы [13]. В табл. 5 приведены основные показатели заболеваемости рыб, свидетельствующие о неблагоприятном состоянии здоровья всей экосистемы.

ТЕНДЕНЦИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ

В ответ на снижение антропогенной нагрузки, которая стала наблюдаться с 1990-х гг., обозначились тенденции к улучшению качества вод и восстановлению экосистемы.

Химический состав вод. Концентрации основных металлов в воде снизились как в целом по плесу Большая Имандра, так и в зонах техногенного воздействия. Если до 2000 г. концентрации Ni в губе Монче достигали 150, то в 2003 г. они не превышали 27 мкг/л. Аналогичная тенденция характерна для концентраций Cu и Zn, что позволяет сделать заключение о снижении токсичных свойств вод. Содержание общих форм P сохраняется, хотя концентрация биодоступных фосфатов уменьшилась, что свидетельствует об их более активной утилизации в звеньях экосистемы. Концентрации общего P и N в последнее десятилетие не изменились, что свидетельствует о стабилизации процессов евтрофирования вод. Ионный состав вод также сохраняет стабильность. Интересна динамика Si: если в период максимального загрязнения водоема его содержание увеличилось, то в современный период наблюдается снижение его концентрации вследствие евтрофирования вод и утилизации этого элемента развивающимися водорослями (табл. 2).

Фитопланктон. Результаты исследований в августе 2003 г. показали незначительное снижение обилия фитопланктона по сравнению с аналогичными периодами 1994 – 1996 гг. Значения биомассы варьировали от 2.3 до 7.9 г/м³ (табл. 4), концентрации Хл “а” – от 2.8 до 4.5 мг/м³. Отмечалось более равномерное распределение водорослей по акватории плеса по сравнению с периодом максимального загрязнения водоема. В видовом составе больших изменений не произошло. По-прежнему отмечается обилие видов рода *Cryptomonas*, *Stephanodiscus* и *Aulacoseira islandica*. Диатомовая водоросль *Tabellaria fenestrata*, широко распространенная в северных водоемах и в оз. Имандра в частности, вновь обильно встречалась в планктонных пробах. В среднем в пробе обнаруживали

~35 таксонов водорослей, что свидетельствует о богатстве планктонной флоры.

Зоопланктон. В 1998 и 2003 гг. отмечается резкое снижение показателей численности зоопланктонного сообщества (69.6 и 71.4 тыс. экз/м³ соответственно), биомасса снижается не столь значительно (до 0.7 и 0.9 г/м³ соответственно), возрастают величина средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества (0.012) и индекс видового разнообразия Шеннона по численности (2.6–2.8 бит/экз.). Это свидетельствует о снижении доли коловраток (типичных индикаторов загрязнения) в данной акватории озера и о возрастании доли ветвистоусых (*Bosmina obtusirostris*) и веслоногих ракообразных (*Cyclops* sp., *Cyclops*, *Mesocyclops leuckarti*). Однако наиболее чувствительные к загрязнению ракообразные *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Eudiaptomus graciloides*, *Heteroscore appendiculata* по-прежнему встречаются в незначительных количествах (табл. 3, 4).

В середине августа 2003 г. величины общей численности и биомассы зоопланктона резко снизились по сравнению с предыдущими годами исследований и составили 35.8 тыс. экз/м³ и 0.63 г/м³ соответственно. Доминировали коловратки *Vipalpus hudsoni*, *Kellicottia longispina*, *Notholca* sp. Индекс видового разнообразия Шеннона возрос до 2.96 бит/экз., увеличилась также индивидуальная биомасса зоопланктона (величина B/N – 0.018). В составе зоопланктона вновь были обнаружены ранее обычные в озере, но исчезнувшие в период максимального загрязнения вод ценные в кормовом отношении ветвистоусые ракообразные – *Holopedium gibberum*, *Daphnia* sp., *L. kindtii*.

Зообентос. Данные по зообентосу были получены в 1998 г. [10]. Отмечено, что в профундальном бентосе плеса Большая Имандра среди групп беспозвоночных доминировали ракообразные, представленные реликтовым бокоплавом *M. affinis*. Одновременно доля ракообразных, представленных бокоплавом *M. affinis*, в зообентосе плеса Большая Имандра возросла почти в 2 раза – с 36 до 60%.

По-прежнему сохраняются низкие показатели видового разнообразия, средние по плесу Большая Имандра составили 1.06 бит/экз. На участках данного плеса, испытывающих непосредственное воздействие стоков медно-никелевого и/или апатито-нефелинового производств совместно с хозяйственно-бытовыми стоками, сообщества характеризовались наиболее низкими значениями разнообразия – 0.95–1.05 бит/экз.

В последние годы резко возросли показатели обилия *M. affinis* в озере, при котором возросло и подавляющее влияние популяции этого ракообразного на фауну хирономид. Спад производства с начала 1990-х гг. и связанное с этим снижение антропогенной нагрузки на оз. Имандра позволяют ожидать соответствующего снижения обилия *M. affinis* в текущем десятилетии [10]. Сохраняются крайне экстремаль-

ные условия для развития донных беспозвоночных в зонах загрязнения. По-прежнему количественное развитие беспозвоночных здесь на 75% определяют олигохеты *T. tubifex* и *L. hoffmeisteri*, что объясняется высокими концентрациями ОВ, накопленного в ДО за весь предшествующий период загрязнения губы.

Рыбы. По-прежнему сохраняется тенденция к снижению ценных лососевых и сиговых рыб. Однако заболеваемость рыб снизилась в ответ на снижение токсичной нагрузки на озеро (табл. 5). Физиологическое состояние рыб улучшилось, что следует из полученных данных 2003 г. Практически не встречаются особей с нефрокальцитозом и сколиозом, миопатией. Единичные случаи патофизиологических изменений регистрируются вследствие хронического пролонгированного действия токсичной нагрузки и преимущественно в зонах распространения сточных вод медно-никелевого производства. Увеличились показатели среднего веса особей. В данном случае сказываются совместные эффекты повышения кормовой базы как следствие евтрофирования вод и ослабления токсичных нагрузок. Следует отметить, что в этот период значительно увеличились объемы неорганизованных (браконьерских) уловов рыб, которые в совокупности с загрязнением, евтрофированием водоема могли повлиять на структуру рыбного населения. Выделить ведущий фактор в сукцессиях рыбной части сообществ сложно, поскольку невозможно учесть объемы изъятия рыбы из водоема.

ОБЩИЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ АНТРОПОГЕННЫХ СУКЦЕССИЙ

Пример многолетнего использования водосбора оз. Имандра в интересах горно-промышленного комплекса позволил получить уникальные данные по закономерностям антропогенных модификаций арктической водной экосистемы.

Известно, что экосистема под действием возмущающего (антропогенного) фактора переходит в качественно новое стабильное состояние через критическое. Под критическим состоянием понимается такое состояние системы, в котором происходит процесс ее качественной перестройки. Качественные изменения начинаются тогда, когда происходит изменение числа элементов системы или связей между элементами. По отношению к экосистемам понятие “нормы и патологии” приобретает смысловую нагрузку и содержание лишь в том случае, когда мы определяем исходные условия и позиции, с которых рассматриваются процессы в экосистеме. Исходя из комплексного анализа динамики показателей структурных элементов экосистемы, можно сделать заключение о закономерностях ее модификации (рис. 3).

В прошлом оз. Имандра – олиготрофный ультра-пресный водоем с низкими концентрациями БВ и

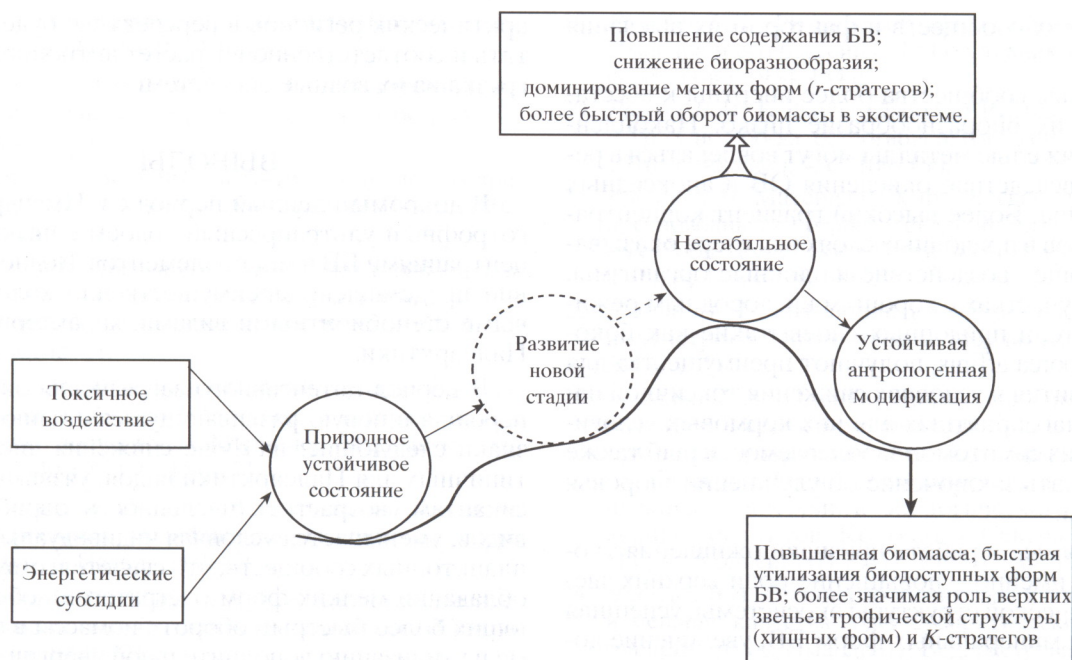


Рис. 3. Схема трансформации экосистемы в условиях интенсивного загрязнения и его снижения.

микроэлементов. Водное население представлено преимущественно холодолюбивыми стенобионтными видами, характерными для Палеарктики.

Исторически сложилось, что более 60 лет токсичное загрязнение озера сопровождалось поступлением БВ, которые обеспечили приток энергетических субсидий в экосистему. В период антропогенной нагрузки гидрохимический режим озера трансформировался – воды стали соответствовать сульфатному типу техногенной природы. Произошло сильное загрязнение вод тяжелыми металлами, соединениями Р и N. ДО накопили металлы и ОВ. Под влиянием хозяйственно-бытовых сбросов водоем евтрофировался, соответственно возросли концентрации БВ.

Из стабильного состояния экосистема перешла в новую развивающуюся стадию. Ее признаки: на фоне снижения численности типичных для Палеарктики видов, уязвимых к токсикантам, возрастает численность эврибионтных видов, которые благодаря высоким концентрациям БВ и отсутствию конкурентных связей в токсичных условиях с другими обитателями значительно увеличивают свою численность. Уменьшение условной индивидуальной массы планктонных сообществ свидетельствует о преобладании мелких форм (r-стратегов), обеспечивающих более быстрый оборот биомассы в экосистеме и утилизацию дополнительной энергии как признак нестабильной развивающейся стадии в сукцессии [1, 15]. В бентосных сообществах в условиях токсичного загрязнения прослеживается увеличение численности устойчивых к загрязнению вод тяжелыми металлами хирономид. Следует отметить,

что на отдельных участках, где преобладает евтрофирование, также уменьшается средняя индивидуальная масса донных организмов за счет массового развития олигохет на заиленных грунтах.

В условиях снижения токсичного загрязнения происходит реколонизация озера обитателями арктических вод, что подтверждается сменой доминирующих комплексов. Происходит повышение индивидуальной массы организмов в сообществах, увеличивается индекс биоразнообразия планктонных сообществ. Накопленные БВ вовлечены в биологических круговорот в экосистеме, о чем свидетельствует превышение общих концентраций Р над минеральными (в 2003 г. $P_{\text{общ}}/P_{\text{мин}}$ составляло 8.7, в 1983 г. – 2.6). Снижение концентраций биодоступных форм БВ и содержания Si является следствием утилизации их диатомовыми водорослями, которые в период реколонизации занимают доминирующее положение, но в более высокой численности. Поэтому биомасса водорослей практически не снижается на протяжении последних десятилетий, свидетельствуя о повышенной биопродуктивности озера по отношению к природной. Происходит увеличение числа крупных форм (K-стратегов) и хищных организмов в структуре зоопланктона и бентоса и, очевидно, рыб. К сожалению, прямых данных о рыбопродуктивности озера в последний период нет. Однако опросы населения свидетельствуют о повышении неорганизованного вылова рыбы. При этом биомасса зоопланктона и бентоса снижается, что может быть объяснено двумя факторами – увеличением доминирования хищных форм над мирными

в составе этих сообществ и фактором их выедания рыбами.

Бентосные сообщества более инертны к восстановлению, их биоразнообразие низко. Накопленные в ДО тяжелые металлы могут вовлекаться в редокс-цикл вследствие окисления ОВ и аноксидных условий у дна. Более высокий градиент концентраций металлов в придонных слоях вод озера оказывает угнетающее воздействие на донные организмы. Однако на участках с хорошим кислородным режимом обитатели придонных слоев, такие как бокоплав *Monoporeia affinis*, получают преимущества для своего развития в условиях снижения токсичной нагрузки и благоприятных для них кормовых условиях. Исходя из симптомов заболеваемости рыб также можно сделать заключение об улучшении здоровья экосистемы.

Приводимые в работе признаки оживления экосистемы, а именно – повышение роли верхних звеньев трофической структуры экосистемы, успешная утилизация минеральных форм БВ, увеличение доли К-стратегов, – согласуются с закономерностями сукцессий экосистем (по Ю. Одуму) от природной через развивающую стадию к более стабильной зрелой (климаксной) ее модификации, но отличной от ее природной структуры. Поэтому, термин “восстановление экосистем” в данном случае нельзя отождествлять с понятием возвращения к природному состоянию.

Дискуссионным является вопрос: достижимы ли природные параметры при дальнейшем снижении антропогенных нагрузок или их прекращении? Если да – то за какой период? Учитывая, что полный водообмен в озере происходит за 2 года, то в случае полного прекращения токсичного загрязнения водная среда очистится от металлов за 2–3 периода водообмена, или 5–6 лет. Однако накопленные на дне металлы могут быть источником вторичного загрязнения вод. Более медленно будет происходить олиготрофикация озера.

Исследования авторов показали, что вовлеченные в биологический круговорот БВ поддерживают биопродуктивность сформированных в период загрязнения модифицированных сообществ за счет эврибионтных видов, которые получают преимущества для своего развития в новых условиях. Поэтому достижение природного состояния арктических экосистем после высокого антропогенного стресса будет достаточно длительным процессом и, возможно, недостижимым, поскольку водная экосистема с новыми свойствами приобретает стабильность.

Приведенные материалы показывают основные тенденции антропогенных сукцессий арктических водных экосистем под влиянием многофакторной антропогенной нагрузки, что может возникнуть и в других водных системах при освоении минерально-сырьевых ресурсов арктических регионов. Следует в заключение отметить, что народонаселение

арктических регионов в перспективе будет возрастать и соответственно возрастет антропогенная нагрузка на их водные экосистемы.

ВЫВОДЫ

В допромышленный период оз. Имандра – олиготрофный ультрапресный водоем с низкими концентрациями БВ и микроэлементов. Водное население представлено преимущественно холодолюбивыми стенобионтными видами, характерными для Палеарктики.

В период интенсивного загрязнения экосистема перешла в новую развивающуюся стадию. Ее признаки следующие: на фоне снижения численности типичных для Палеарктики видов, уязвимых к токсикантам, возрастает численность эврибионтных видов, уменьшается условная индивидуальная масса планктонных сообществ, что свидетельствует о преобладании мелких форм (r-стратегов), обеспечивающих более быстрый оборот биомассы в экосистеме и утилизацию дополнительной энергии.

В условиях снижения токсичного загрязнения происходит повышение роли верхних звеньев трофической структуры экосистемы, успешная утилизация минеральных форм БВ, увеличение доли К-стратегов. Экосистема переходит к более стабильной модификации, но отличной от ее природной структуры, и “восстановление экосистемы” в данном случае не означает возвращение к природному состоянию.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.
2. Берг Л.С., Правдин И.Ф. Рыбы Кольского полуострова // Изв. ВНИОРХ, 1948. Т. XXVI. 442 с.
3. Вандыш О.И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем (на примере Субарктического оз. Имандра) // Вод. ресурсы. 2000. Т. 27. № 3. С. 364–371.
4. Вандыш О.И. Особенности структурно-функциональных показателей зоопланктона водоемов Кольского региона в условиях разнофакторного антропогенного загрязнения. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб.: Ин-т озераведения РАН, 1998. 27 с.
5. Воронихин Н.Н. Водоросли и их группировки в озерах Имандра и Нотозеро (Кольский полуостров) // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. 1935. Сер. 2. Вып. 2. С. 107–150.
6. Галкин Г.Г., Колюшев А.И., Покровский В.В. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск: Мурманское кн. изд-во, 1966. С. 177–193.
7. Герд С.В. Бентос озер Верхнего, Среднего и Нижнего Куйто в связи с вопросом о питании рыб // Тр. Карельской науч.-иссл. станции ВНИИОРХ. 1935. Т. 1. С. 103–151.
8. Деньгина Р.С. Зоопланктон и зообентос озера Имандра // Экосистема озера Имандра под влиянием

- техногенного загрязнения. Апатиты: Изд-во Кольского фил. АН СССР, 1980. 78 с.
9. Дольник Т.В., Стальмакова Г.А. Зоопланктон и зообентос // Большие озера Кольского полуострова. Л.: Наука, 1975. 317 с.
 10. Ильяшук Б.П. Зообентос // Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М: Наука, 2002. С.200–226.
 11. Крогиус Ф.В. Предварительный отчет о работе экспедиции на Умбозере и оз. Имандры летом 1930 г. // Изв. Ленингр. науч.-иссл. ихтиол. ин-та. 1931. Т. 13. Вып. 1. С. 45–61.
 12. Крохин Е.М., Семенович Н.И. Материалы к познанию озера Умбозера // Материалы к изучению вод Кольского полуострова. Мурманск: Мурманское кн. изд-во, 1940. Сб. 1. С. 151–191.
 13. Моисеенко Т.И., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М: Наука, 2002. 476 с.
 14. Моисеенко Т.И., Яковлев В.А. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Л.: Наука, 1990. 221 с.
 15. Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Ч. 1. 376 с.
 16. Петрова Н.А. Фитопланктон Онежского озера. Л.: Наука, 1971. С. 88–129.
 17. Петровская М.В. Характеристика зоопланктона озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск: Мурманское кн. изд-во, 1966. С. 84–94.
 18. Порецкий В.С., Жузе А.П., Шешукова В.С. Диатомовые Кольского полуострова в связи с микроскопическим составом кольских диатомитов // Тр. Геоморфол. ин-та АН СССР. Кольский диатомитовый сборник. 1934. Вып. 8. С. 96–210.
 19. Рихтер Г.Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна. Л.: Гос. технико-теоретическое изд-во, 1934. 144 с.
 20. Рылов В.М. К фауне Cladocera Русской Лапландии // Тр. Сиб. об-ва естествоиспытателей. Петроград, 1916. Т. 45. Вып. 4. С. 109–136.
 21. Рылов В.М. Материалы к фауне свободноживущих пресноводных Соперода Северной России // Ежегодник Зоол. музея Российской АН. Петроград, 1917. Т. 22. № 1–3. С. 247–310.
 22. Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2004. 113 с.
 23. Яковлев В.А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз. Имандра) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд-во Кольск. НЦ РАН, 1995. С. 89–104.
 24. Яковлев В.А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды Субарктического водоема (на примере оз. Имандра) // Вод. ресурсы. 1998. Т. 25. № 6. С. 715–719.
 25. Lund J.W.G. Primary production and periodicity of phytoplankton // Verh. Intern. Vereinig. Theor. Angew. Limnol. 1964. V. 15. P. 37–56.
 26. Moiseenko T. I. A Fate of Metals in Arctic Surface Waters. Method for Defining Critical Levels // Sci.Total Environ. 1999. V. 236. № 1. P. 19–39.
 27. Rodhe W. Environmental requirements of freshwater plankton algae // Symb. Bot. Upsal. 1948. V. 10. № 1. P. 1–149.
 28. Vollenweider R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication // Mem. Ist. Ital. Jdrobiol. 1979. № 33. P. 53–83.