

УДК 574.4/5:504.064

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ МЕТОДАМИ БИОИНДИКАЦИИ В ОКРЕСТНОСТЯХ ЗАВОДА ПО УНИЧТОЖЕНИЮ ХИМИЧЕСКОГО ОРУЖИЯ

**Б. Г. Котегов, О. А. Капитонова, Н. В. Холмогорова,
Д. А. Адаховский, А. С. Константинова**

*Удмуртский государственный университет
Россия, 426034, Ижевск, Университетская, 1
E-mail: kotegov@izh.com*

Поступила в редакцию 10.11.09 г.

Оценка состояния природных экосистем методами биоиндикации в окрестностях завода по уничтожению химического оружия. – Котегов Б. Г., Капитонова О. А., Холмогорова Н. В., Адаховский Д. А., Константинова А. С. – В окрестностях завода по уничтожению химического оружия изучены количественные характеристики индикаторных групп биоты на 22 контрольных площадках. Проведена интегральная оценка состояния природных экосистем на ключевых участках исследованной территории с использованием аналитических функций желательности. Определена связь интегрального показателя состояния экосистем с удаленностью контрольных площадок от завода. Проанализированы возможности и ограничения использования разных биоиндикационных показателей для оценки состояния природных экосистем в условиях антропогенного воздействия.

Ключевые слова: экосистемы, биоиндикация, интегральная оценка, антропогенное воздействие, химическое оружие.

Estimation of the status of natural ecosystems by bioindication techniques near a chemical weapon neutralization factory. – Kotegov B. G., Kapitonova O. A., Holmogorova N. V., Adahovsky D. A., and Konstantinova A. S. – Quantitative characteristics of some biological indicators were studied on 22 control grounds near a chemical weapon neutralization factory. Integral indices of the status of natural ecosystems were estimated for some key areas of the explored territory using analytical desirability functions. A correlation of the integral indices with the distances from the factory was determined. Opportunities and restrictions of using several biological indicators to estimate the status of natural ecosystems under anthropogenic impact are analyzed.

Key words: ecosystems, bioindication, integral estimate, man impact, chemical weapon.

ВВЕДЕНИЕ

Боевые отравляющие вещества, хранящиеся на военных арсеналах, представляют значительную потенциальную угрозу для экологической безопасности населения, проживающего рядом с ними, а также для природных экосистем, расположенных поблизости. Согласно международной конвенции «О запрещении разработки, производства, накопления и применения химического оружия и о его уничтожении», подписанной и ратифицированной Российской Федерацией, в г. Камбарка Удмуртской Республики, где расположен самый крупный арсенал люизита – мышьякосодержащего органического вещества кожно-нарывного поражающего действия (6,4 тыс. тонн), с 2006 г. начал функционировать производственный объект по его уничтожению (объект УХО). Используемая технология переработки люи-

зита в штатном режиме предполагает появление в окружающей среде в составе атмосферных выбросов некоторых загрязняющих веществ (оксиды углерода и азота, хлористый водород, ацетилен) с концентрациями, не превышающими санитарно-гигиенические нормативы, а также «следовых» количеств соединений мышьяка. Учитывая существующие риски возникновения аварийных ситуаций на данном производстве, в соответствии с федеральной концепцией экологической безопасности для камбарского объекта по хранению и уничтожению химического оружия предварительно определена зона защитных мероприятий (ЗЗМ) – территория вокруг него, в пределах которой в случае реализации чрезвычайной ситуации содержание загрязняющих веществ в природных средах может превысить санитарно-гигиенические нормативы, что повлечет за собой экологический ущерб как здоровью населения, так и состоянию природных экосистем (Кургузкин, 2007). Ширина этой зоны рассчитана с использованием имитационных моделей рассеивания соединений мышьяка (как наиболее важных потенциальных загрязнителей) в атмосфере, гидросфере и педосфере при возникновении ряда чрезвычайных ситуаций и составляет от 3.5 до 6.5 км в зависимости от направления. С 2005 г. в ЗЗМ осуществляется комплексный экологический мониторинг состояния окружающей природной среды, одной из составляющих которого является биологический мониторинг, призванный контролировать состояние природных экосистем данной территории путем оценки характера, трендов и темпов тех изменений, которые происходят в различных биологических компонентах экосистем, с выяснением степени обратимости и значимости подобных изменений.

Цель нашей работы – оценить текущее состояние природных экосистем в ЗЗМ производственного объекта по хранению и уничтожению химического оружия в г. Камбарка с использованием методов биологической индикации.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Район исследований расположен на востоке Европейской части России в Среднем Предуралье. Рельеф равнинный с перепадом высот до 100 м, климат умеренно-континентальный. Территория ЗЗМ расположена в пределах водосборного бассейна нижнего течения р. Буй – левого притока Средней Камы. Около 70% территории ЗЗМ занято природными экосистемами подтаёжной зоны и интразональных пойменных ландшафтов, оставшаяся часть – антропогенными экосистемами г. Камбарка с хозяйственно освоенными пригородными участками и транспортной инфраструктурой, а также Камбарским водохранилищем и пастбищно-сенокосными угодьями в поймах рек Буй и Камбарка. Среди природных экосистем наибольшую площадь в северной части ЗЗМ занимают участки сосновых и елово-березовых лесов, в меньшей степени – осиновых и липовых; в южной части ЗЗМ преобладают пойменные ландшафты р. Буй с дубравами и ольшаниками, заболоченными лугами и пойменными озерами.

В 2006 г. на территории ЗЗМ были проведены рекогносцировочные полевые исследования, связанные с изучением разнообразия и пространственного распределения разных типов природных экосистем и сопряженные с описанием основных особенностей их биоты. В конечном итоге, учитывая высокую степень про-

странственной и сукцессионной гетерогенности (мозаичности) естественных ландшафтов исследованной территории и принимая во внимание наличие на ней участков природных экосистем, в разной степени подверженных влиянию антропогенной деятельности, не связанной с объектом УХО, было выбрано 22 ключевых участка в качестве пунктов диагностического биомониторинга. На них были оборудованы контрольные площадки, расположенные на разном расстоянии и в разных направлениях от объекта УХО, в том числе и за пределами ЗЗМ – на «условно фоновых» участках территории, наименее подверженных антропогенному воздействию (рис. 1). Все участки были объединены в пять групп сравнения по критериям сходства их основных фитоценологических, орографических и гидрологических параметров (Степанов, 1991; Котеков, 2007): сосняки орляковые (группа I – 5 участков), ельники березовые папоротниковые (группа II – 6 участков), пойменные дубравы (группа III – 4 участка), мелководья пойменных озер (группа IV – 4 участка) и лотические мелководья р. Буй (группа V – 3 участка). После изучения эдафических характеристик лесных ключевых участков группа II была разделена на две подгруппы сравнения: ельники березовые на дерново-подзолистых глееватых песчаных почвах (подгруппа II-1 – 3 участка) и ельники березовые на торфянисто-подзолистых оглеенных почвах (подгруппа II-2 – 3 участка).

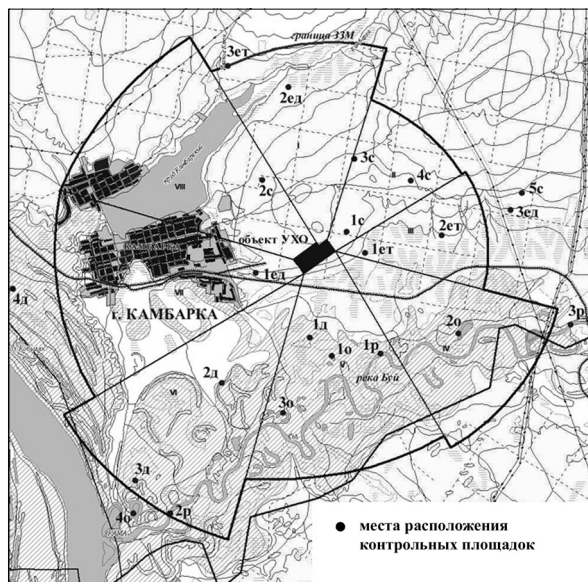


Рис. 1. Карта района исследований с выделением зоны защитных мероприятий объекта УХО и расположением контрольных площадок

наземной растительности, лишенофлора (продукционный функциональный блок), почвенная мезофауна и почвенные микроорганизмы (деструкционный функциональный блок). По аналогии для водных экосистем (их мелководных участков) в качестве биоиндикаторов использованы высшая водная растительность и макрозообентос.

В 2008 г. в течение вегетационного сезона с мая по сентябрь был проведен цикл комплексных полевых исследований выбранных биологических индикаторов с оценкой и анализом их основных количественных характеристик ценотического

Для оценки состояния лесных экосистем на выбранных ключевых участках в качестве биологических индикаторов использованы следующие их структурные элементы: древесный и травяно-кустарничковый ярусы

уровня. Сбор и обработка биологического материала были осуществлены в соответствии со стандартными методиками. Для подробного геоботанического описания сообществ лесной растительности на ключевых участках закладывались контрольные площадки площадью 400 м². На ключевых участках водных экосистем закладывались площадки до 10 м², согласно гидробиотаническим методическим указаниям (Катанская, 1981). Для определения состояния древостоя использовалась пятибалльная шкала визуальной оценки деревьев по основным жизненным и лесопатологическим характеристикам. Также на каждой контрольной площадке, оборудованной в лесных экосистемах, оценивался видовой состав лишенофлоры и вычислялся показатель относительной чистоты атмосферы (ОЧА) по соотношению числа видов лишайников, принадлежащих к разным жизненным формам (Ашихмина, 2002). На стволах основной лесообразующей породы деревьев (на уровне 150 см от почвы) в пределах контрольной площадки определялись показатели проективного покрытия эпифитных лишайников. Для изучения количественных характеристик почвенной мезофауны в лесных экосистемах на каждом ключевом участке отбирались пробы с четырех пробных площадок одинакового размера (0.25 м²) трижды за сезон, начиная с конца весны (Гиляров, 1987). Выяснение таксономической принадлежности организмов почвенной мезофауны проводилось в лабораторных условиях: дождевые черви определялись до вида, остальные группы – до семейства. Ферментативная активность лесных почв, отражающая функциональное состояние почвенных микроорганизмов-редуцентов, оценивалась по инвертазе и каталазе стандартными аналитическими методами, повторность анализов трехкратная (Методы..., 1991; Хазиев, 2005). Для изучения таксономического состава и показателей обилия макрозообентоса на каждом из выбранных мелководных участков пойменных озёр и р. Буй трижды за вегетационный сезон отбиралось по 3 – 5 проб донного грунта ручным сачком-драгой шириной захвата 20 см (Методические рекомендации..., 1983). Таксономическое разнообразие организмов макрозообентоса оценивали по индексу Шеннона (Песенко, 1982), расчет биотического индекса производился по стандартной таблице Ф. С. Вудивисса (1977).

В качестве индикаторных биологических переменных, использованных для интегральной оценки состояния лесных экосистем на ключевых участках, было выбрано 12 количественных характеристик (A_i): число видов сосудистых растений – A_1 ; коэффициент состояния древостоя (средний балл) – A_2 ; среднее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, % – A_3 ; доля синантропных (в том числе адвентивных) видов сосудистых растений в составе флоры – A_4 ; общее число видов лишенофлоры (в том числе эпигейных) – A_5 ; среднее проективное покрытие эпифитных лишайников на основной лесообразующей породе деревьев, % – A_6 ; показатель относительной чистоты атмосферы – A_7 ; число видов дождевых червей сем. Lumbricidae – A_8 ; среднесезонная биомасса Lumbricidae, г/м² – A_9 ; среднесезонная доля Lumbricidae в общей численности почвенной мезофауны – A_{10} ; активность почвенной инвертазы, мг глюкозы/г за 24 ч – A_{11} ; активность почвенной каталазы, мл О₂/г за 1 мин – A_{12} .

Для интегральной оценки состояния водных экосистем было выбрано 7 количественных характеристик биоиндикаторов (B_j): число видов водных макрофитов –

B_1 ; доля синантропных (в том числе адвентивных) видов водных макрофитов – B_2 ; общее число видов макрозообентоса за сезон (без учета сем. Chironomidae) – B_3 ; среднесезонная плотность макрозообентоса, экз./м² – B_4 ; среднесезонная биомасса «мягкого» макрозообентоса (без учета моллюсков), г/м² – B_5 ; среднесезонное значение биотического индекса Вудивисса – B_6 ; среднесезонное значение индекса таксономического разнообразия макрозообентоса по Шеннону – B_7 .

Формализация количественных результатов биологического анализа производилась с использованием частных аналитических функций желательности F_{ij} (Адлер и др., 1976; Воробейчик и др., 1994). Для преобразования реальных значений индикаторных биологических характеристик в значения универсальной числовой шкалы в диапазоне от 0 до 1 использовались следующие формулы:

$$F_{ij} = y_{ij} / y_{imax}$$

– для биологических переменных, у которых наиболее желательными являются максимальные значения, где y_{ij} – значение i -й переменной на j -м из сравниваемых участков в той или иной группе, y_{imax} – максимальное (наиболее желательное из имеющихся) значение i -й переменной на сравниваемых участках;

$$F_{ij} = (y_{imax} - y_{ij}) / (y_{imax} - y_{imin})$$

– для биологических переменных, у которых наиболее желательными являются минимальные значения, где y_{ij} – значение i -й переменной на j -м из сравниваемых участков в той или иной группе, y_{imax} – максимально возможное (наименее желательное) значение i -й переменной, y_{imin} – минимальное (наиболее желательное из имеющихся) значение i -й переменной на сравниваемых участках.

Интегральная оценка состояния природных экосистем на j -м ключевом участке по комплексу выбранных индикаторных биологических переменных A_i или B_i , преобразованных в значения частных аналитических функций желательности F_{ij} , производилась путем расчета интегральной функции желательности D как их средней геометрической. Чем ближе значение D к 1, тем меньше отличается состояние изучаемого участка экосистемы от «фонового» – природного эталона для данного типа экосистем в условиях исследуемого района. Для дифференцированной оценки состояния природных экосистем по значениям интегральной функции желательности была использована пятибалльная шкала, интерпретированная нами в рамках воззрений об устойчивости экосистем (Федоров, 1974; Одум, 1986; Воробейчик и др., 1994; Шумский и др., 2004; Шитиков и др., 2005).

D от 0.80 до 1.00 (5 баллов). Природная экосистема находится в состоянии устойчивого равновесия, флуктуации ключевых оценочных параметров такого состояния не выходят за пределы ее упругой устойчивости. Это соответствует «зоне относительного экологического благополучия» или понятию «природной нормы».

D от 0.60 до 0.80 (4 балла). Природная экосистема находится в начальной фазе антропогенной трансформации, испытывая действие нерегулярных антропогенных нагрузок умеренного уровня или с антагонистическими эффектами. Состояние экосистемы можно оценить как слабонеравновесное с появлением направленных и необратимых изменений в ее структуре.

D от 0.40 до 0.60 (3 балла). Природная экосистема находится в сильно неравновесном состоянии, соответствующем ее быстрому (спонтанному) преобразова-

нию в антропогенную экосистему, со значительными структурными перестройками. Данное состояние можно охарактеризовать как «антропогенный фазовый переход» или «зону экологического кризиса».

D от 0.20 до 0.40 (2 балла). Экосистема находится в слабонеравновесном состоянии антропогенной дигрессии, что является результатом постоянного и сильного антропогенного воздействия. В экосистеме происходит существенное снижение значений ее ключевых функциональных параметров (продуктивности, интенсивности круговорота веществ и т.п.).

D от 0.00 до 0.20 (1 балл). Антропогенная экосистема находится в состоянии устойчивого равновесия, но фактически не выполняет естественные средоформирующие и ресурсосберегающие функции для той территории, где она расположена. Ее можно рассматривать как «технобиогеоценоз» или, в ряде случаев, как «зону экологического бедствия».

Корреляционный и регрессионный анализы данных проведены общепринятыми методами математической статистики (Лакин, 1990; Глотов и др., 2005).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Расчеты значений интегральных функций желательности, произведенные на основании зарегистрированных количественных характеристик индикаторных групп биоты и их частных функций желательности, показали, что среди пятнадцати контрольных площадок, оборудованных в лесных экосистемах, наименьшими значениями *D* характеризуются две, расположенные в непосредственной близости (менее 1 км) от объекта УХО, – площадки 1ед и 1с (табл. 1, см. рис. 1). Из семи площадок, оборудованных в водных экосистемах, наименьшие значения *D* также имеют две, расположенные ближе других к объекту УХО, в пределах 2 км к югу от него, – площадки 1о и 1р (табл. 2, см. рис. 1). Наблюдается тенденция ухудшения состояния природных экосистем в ЗЗМ по мере приближения к основному источнику воздействий. Для выяснения степени ее достоверности нами была оценена статистическая связь значений интегральной функции желательности *D* контрольных площадок с расстоянием, на которое они удалены от объекта УХО. Следует отметить, что сравниваемые контрольные площадки были оборудованы нами в ЗЗМ в разных направлениях, что обусловлено существенной ландшафтной неоднородностью и ценотической мозаичностью исследуемой территории и невозможностью выделения сходных и пригодных для сравнения участков на одной радиальной трансекте, проходящей через источник воздействия. Учитывая возможные различия в темпах и масштабах распространения негативных эффектов (основных загрязняющих веществ) со стороны объекта УХО в зависимости от направления, мы выразили удаленность площадок от источника воздействия (*L*) в относительных единицах – долях от ширины зоны защитных мероприятий в том направлении, в котором расположена та или иная площадка (по восьми основным румбам). Эти относительные расстояния (табл. 3), на наш взгляд, более адекватны для использования в корреляционном анализе, так как ширина самой ЗЗМ предварительно была рассчитана в зависимости от тех природных условий, которые определяют различия в распространении основных загрязнителей от объекта УХО по разным

направлениям (роза ветров, рельеф, гидрологические особенности), с учетом интенсивности процессов физико-химической трансформации и особенностей миграции загрязняющих веществ в разных средах. Территория ЗЗМ в пределах 0.0 – 0.5 ее ширины условно отнесена нами к импактной зоне, в пределах 0.5 – 1.0 – к буферной зоне, а те площадки, которые расположены в природных экосистемах на расстоянии L не менее 1.0 (за пределами ЗЗМ), по нашему мнению, могут считаться фоновыми участками для данной территории.

Таблица 1

Абсолютные значения индикаторных биологических переменных (A_i), значения их частных (F_{ij}) и интегральных (D) функций желательности для 15 контрольных площадок, оборудованных в наземных экосистемах сосняков (группа I), елово-березовых лесов (группа II) и дубрав (группа III)

Переменные и их функции	Группа I					Группа II						Группа III			
						Подгруппа II-1			Подгруппа II-2						
	1с	2с	3с	4с	5с	1ед	2ед	3ед	1ег	2ег	3ег	1д	2д	3д	4д
A_1	64	46	49	41	32	52	37	55	50	51	45	26	33	49	56
F_1	1.00	0.72	0.77	0.64	0.50	0.95	0.67	1.00	0.98	1.00	0.88	0.46	0.59	0.88	1.00
A_2	1.98	2.72	1.46	2.66	2.25	2.44	2.65	1.90	2.29	2.03	1.61	1.75	2.32	1.76	1.35
F_2	0.76	0.57	0.89	0.59	0.69	0.64	0.59	0.78	0.68	0.74	0.85	0.81	0.67	0.81	0.91
A_3	45	45	45	75	75	85	78	65	85	55	78	18	28	55	78
F_3	0.60	0.60	0.60	1.00	1.00	1.00	0.92	0.77	1.00	0.65	0.77	0.23	0.36	0.71	1.00
A_4	0.02	0.02	0.04	0.02	0.03	0.04	0.00	0.02	0.02	0.00	0.02	0.12	0.15	0.20	0.13
F_4	0.98	0.98	0.96	0.98	0.97	0.96	1.00	0.98	0.98	1.00	0.98	0.88	0.85	0.80	0.87
A_5	10	8	12	7	10	5	8	6	7	6	8	7	8	7	8
F_5	0.83	0.67	1.00	0.58	0.83	0.63	1.00	0.75	0.88	0.75	1.00	0.88	1.00	0.88	1.00
A_6	11.7	50.8	20.0	50.5	61.0	4.4	50.4	18.1	19.7	22.4	24.7	17.8	23.5	19.8	25.1
F_6	0.19	0.83	0.33	0.83	1.00	0.09	1.00	0.36	0.80	0.91	1.00	0.71	0.94	0.79	1.00
A_7	0.37	0.73	0.83	0.50	0.90	0.17	0.33	0.30	0.30	0.27	0.37	0.33	0.38	0.37	0.43
F_7	0.41	0.81	0.92	0.56	1.00	0.52	1.00	0.91	0.81	0.73	1.00	0.77	0.88	0.86	1.00
A_8	2	2	3	3	1	3	4	3	2	2	2	4	4	5	3
F_8	0.67	0.67	1.00	1.00	0.33	0.75	1.00	0.75	1.00	1.00	1.00	0.80	0.80	1.00	0.60
A_9	0.9	1.0	1.0	1.1	0.8	1.7	1.5	1.2	1.2	1.3	1.1	7.0	2.3	16.1	3.8
F_9	0.82	0.91	0.91	1.00	0.73	1.00	0.88	0.71	0.92	1.00	0.85	0.44	0.14	1.00	0.24
A_{10}	0.38	0.30	0.47	0.33	0.18	0.48	0.52	0.26	0.45	0.56	0.41	0.81	0.72	0.83	0.72
F_{10}	0.91	1.00	0.74	0.91	0.74	0.92	1.00	0.50	0.80	1.00	0.73	0.98	0.87	1.00	0.87
A_{11}	4.9	5.6	6.7	6.2	8.3	9.0	6.1	12.5	25.7	23.5	40.0	24.5	24.3	17.0	15.8
F_{11}	0.59	0.68	0.81	0.75	1.00	0.72	0.49	1.00	0.64	0.59	1.00	1.00	0.99	0.69	0.65
A_{12}	1.8	2.2	2.5	2.7	3.8	0.8	2.8	6.0	7.6	19.5	3.7	4.7	6.0	1.6	3.7
F_{12}	0.47	0.58	0.66	0.71	1.00	0.13	0.33	1.00	0.39	1.00	0.19	0.78	1.00	0.27	0.62
D	0.63	0.74	0.77	0.78	0.78	0.57	0.78	0.76	0.80	0.85	0.80	0.68	0.68	0.77	0.76

Связь значений D с расстоянием L для 22 контрольных площадок оценена как положительная и статистически значимая на уровне $\alpha = 0.05$ (рассчитанное значение рангового коэффициента корреляции Спирмена $r_s = 0.507$). Зависимость значений интегральной функции желательности D , отражающих состояние природных экосистем на контрольных площадках, от расстояния L , на которое удалены эти площадки от объекта УХО, может быть выражена регрессионными уравнениями:

$$D = 1 - \exp(bL) \quad (1)$$

или

$$D = 1 - \exp(a + bL). \quad (2)$$

С использованием уравнения (1) нами был определен регрессионный коэффициент b , равный – 2.0. Это значение может рассматриваться как единый инте-

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

гральный показатель текущей нагрузки со стороны объекта УХО на территорию ЗЗМ и в дальнейшем использоваться в экологическом мониторинге и контроле путем выяснения изменений данного показателя в последующие годы (циклы наблюдений) и на основе этого управления антропогенной нагрузкой (Степанов, 1988). Так, уменьшение значения b (по модулю) может свидетельствовать об усилении воздействия со стороны объекта УХО и ухудшении состояния природных экосистем на прилегающей территории. Однако эта регрессионная модель (рис. 2, а) предполагает существенное снижение значений D в непосредственной близости от промышленной зоны объекта УХО (при L менее 0.2), т. е. фактически замену природных экосистем антропогенными, что, во-первых, не соответствует текущей ситуации, а во-вторых, не оправдано с позиции сохранения окружающей природной среды и поддержания экологического баланса на территории в целом.

Таблица 2

Абсолютные значения индикаторных биологических переменных (B_i), значения их частных (F_{ij}) и интегральных (D) функций желательности для 7 контрольных площадок, оборудованных в водных экосистемах на мелководьях пойменных озёр (группа IV) и р. Буй (группа V)

Переменные и их функции	Группа IV				Группа V		
	1о	2о	3о	4о	1р	2р	3р
B_1	6	17	11	16	5	12	13
F_1	0.35	1.00	0.65	0.94	0.39	0.92	1.00
B_2	0.50	0.29	0.27	0.19	0.60	0.46	0.39
F_2	0.50	0.71	0.73	0.81	0.40	0.54	0.61
B_3	36	35	45	52	37	28	49
F_3	0.69	0.67	0.87	1.00	0.76	0.57	1.00
B_4	795	329	916	674	413	695	535
F_4	0.87	0.36	1.00	0.77	0.59	1.00	0.77
B_5	4.29	8.92	10.17	4.47	1.69	0.88	3.69
F_5	0.42	0.88	1.00	0.44	0.46	0.24	1.00
B_6	7.00	7.33	8.00	8.67	8.00	7.33	8.33
F_6	0.81	0.85	0.92	1.00	0.96	0.88	1.00
B_7	2.32	2.25	2.18	2.51	1.88	1.94	2.71
F_7	0.92	0.90	0.87	1.00	0.69	0.72	1.00
D	0.61	0.73	0.85	0.82	0.58	0.63	0.90

Таблица 3

Удаленность L контрольных площадок от объекта УХО (в долях от ширины ЗЗМ)

Типы природных экосистем	Импактная зона ($L < 0.5$)		Буферная зона ($0.5 \leq L < 1.0$)		Фоновые площадки ($L \geq 1.0$)	
	№ площадки	L	№ площадки	L	№ площадки	L
Сосняки	1с	0.11	3с	0.86	5с	1.24
	2с	0.36	4с	0.62		
Ельники березовые	1ед	0.17	2ед	0.72	3ед	1.17
	1ет	0.18	2ет	0.79	3ет	1.00
Пойменные дубравы	1д	0.40	3д	0.87	4д	1.22
	2д	0.48				
Пойменные озера	1о	0.45	2о	0.67	4о	1.06
			3о	0.70		
Река Буй	1р	0.49	2р	0.98	3р	1.16

По-видимому, в большей степени соответствует полученным эмпирическим результатам регрессионная модель на основе уравнения (2), имеющая коэффициенты $a = -1.0$ и $b = -0.6$ (рис. 2, б). Проверка предложенных нами регрессионных моделей на адекватность по статистическому критерию Фишера показала, что оба

уравнения регрессии достоверно отражают зависимость между эмпирическими значениями L и D на уровне значимости $\alpha = 0.05$: $F_1 = 5.72$ для уравнения (1) и $F_2 = 0.55$ для уравнения (2). В то же время дисперсия неадекватности первого регрессионного уравнения ($S_{R1}^2 = 0.711$) значительно превышает таковую для второго уравнения ($S_{R2}^2 = 0.035$), что позволяет сделать окончательный выбор в пользу уравнения $D = 1 - \exp(-1.0 - 0.6L)$, наиболее точно описывающего зависимость интегрального

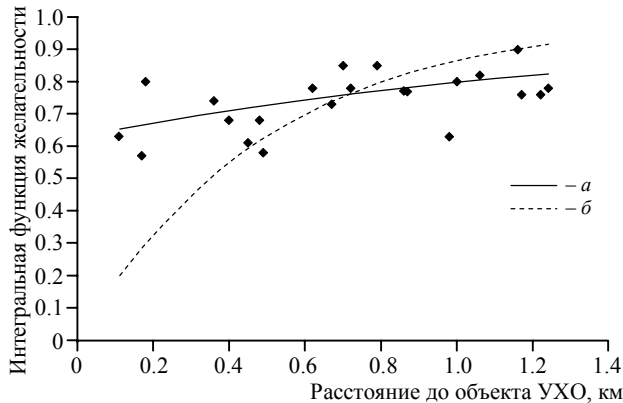


Рис. 2. Изменение значений интегральной функции желательности D с удалением L от объекта УХО согласно регрессионным уравнениям (1) (а) и (2) (б)

оценочного показателя состояния ключевых участков природных экосистем от расстояния, на которое эти участки удалены от «центрального» источника воздействий – объекта УХО. Расчеты интегральной функции желательности показывают, что состояние 6 из 22 исследованных ключевых участков природных экосистем соответствует или приближено к «природной норме» ($D \geq 0.8$). Причем три из них – это ельники березовые переувлажненные на торфянисто-подзолистых оглеенных почвах, которые из всех изученных нами типов лесных экосистем, по-видимому, являются наиболее резистентными к антропогенному воздействию в силу высокой аккумуляционной (задерживающей) способности торфяной почвы по отношению к химическим токсикантам и малой доступности подобных заболоченных участков для рекреации и других видов деятельности. Кроме того, находятся в состоянии «относительного экологического благополучия» два пойменных озера, наиболее удаленных от объекта УХО, и участок р. Буй за пределами ЗЗМ выше по течению.

Состояние 14 ключевых участков природных экосистем оценивается нами как слабонеравновесное и соответствует фазе начальной антропогенной трансформации (D от 0.60 до 0.80). Мы полагаем, что некоторое уменьшение значений их индикаторных биологических переменных по сравнению с фоновыми показателями в большей степени связано с влиянием рекреации (что определяется близостью исследованной территории к городу), а для пойменных участков природных экосистем, граничащих с сенокосными угодьями и выпасами (в первую очередь, дубрав), также не исключено влияние сельскохозяйственной деятельности. Текущее влияние объекта УХО на данные площадки в штатном режиме его эксплуатации, по нашему мнению, минимально.

В сильнонеравновесном состоянии или близком к таковому ($D \leq 0.60$) в период нашего исследования находились два ключевых участка ЗЗМ – 1ед и 1р. Участок 1ед (ельник березовый папоротниковый) расположен в непосредственной

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ПРИРОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

близости от территории воинской части, охраняющей и обслуживающей арсенал люизита, и в 200 м от железной дороги. Как видно из табл. 1, основной вклад в уменьшение значений интегральной функции желательности на этом участке вносит существенное снижение биологических показателей, определяющих состояние эпифитной лишенофлоры (A_6 , A_7), а также активности почвенной каталазы (A_{12}). Высокая чувствительность эпифитных лишайников ко многим газообразным химическим веществам, входящим в состав промышленных и транспортных выбросов, общеизвестна (Трасс, 1985; Будаева, 1989). Активность почвенной каталазы тоже может подавляться химическими токсикантами, попавшими в почву из атмосферы, но при этом существенно зависит и от природных гидроэдафических условий (Щербакова, 1983). Участок 1р (лотическое мелководье) расположен в створе р. Буй в 2 км к юго-юго-востоку от объекта УХО – по основному направлению поверхностного стока талых и дождевых вод и фильтрации грунтовых вод на прилегающем участке правобережной речной долины с учетом градиента понижения рельефа. На этом участке реки зарегистрировано минимальное число видов водных макрофитов с наибольшим показателем синантропизации высшей водной флоры (B_1 , B_2), также здесь относительно невысоки среднесезонные показатели обилия макрозообентоса (B_4 , B_5) (см. табл. 2).

Таблица 4

Ранговые коэффициенты корреляции r_S значений частных функций желательности F_{ij} биологических переменных исследованных контрольных площадок наземных и водных экосистем со значениями интегральной функции желательности D и с удаленностью L этих площадок от объекта УХО

Коэффициенты	Биологические переменные наземных экосистем (A_i)											
	A_1	A_2	A_3	A_4	A_5	A_6	A_7	A_8	A_9	A_{10}	A_{11}	A_{12}
$r_S(F_{ij}/D)$	0.407	0.056	0.382	0.525	0.178	0.592	0.414	0.598	0.339	0.067	-0.171	0.016
Среднее	0.283											
$r_S(F_{ij}/L)$	0.025	0.503	0.285	-0.101	0.284	0.536	0.801	0.001	-0.249	-0.397	0.382	0.321
Среднее	0.199											
	Биологические переменные водных экосистем (B_i)											
	B_1	B_2	B_3	B_4	B_5	B_6	B_7					
$r_S(F_{ij}/D)$	0.700	0.750	0.634	0.205	0.741	0.509	0.616					
Среднее	0.593											
$r_S(F_{ij}/L)$	0.723	0.571	0.420	0.205	0.277	0.745	0.490					
Среднее	0.490											

Чтобы выяснить возможности и ограничения использования выбранных биологических переменных для оценки состояния природных экосистем, нами были рассчитаны ранговые коэффициенты корреляции их частных функций желательности F_{ij} с интегральными значениями D и с относительной удаленностью L контрольных площадок от объекта УХО (см. табл. 4). В результате проведенного корреляционного анализа все использованные биологические переменные были разделены на четыре группы.

1. *Переменные с высокими (выше среднего) значениями $r_S(F_{ij}/D)$ и низкими (не выше среднего) значениями $r_S(F_{ij}/L)$.* К этой группе отнесены индикаторные биологические показатели, которые характеризуют, в первую очередь, видовую и эколо-

гическую структуру сообществ: общее число видов и доля синатропных видов наземных сосудистых растений (A_1, A_4), число видов и биомасса дождевых червей (A_8, A_9), общее число видов, таксономическое разнообразие и биомасса макрозообентоса (B_3, B_7, B_5). По-видимому, эти биологические переменные способны адекватно отражать состояние и степень трансформации природной экосистемы, но при этом реагируют не столько на источник воздействия, с которым они связаны расстоянием L (в основном через атмосферный перенос), сколько на дискретную антропогенную нагрузку, всегда имеющуюся на территории, прилегающей к городу (рекреацию, свалки, транспортные пути, пригородное сельское хозяйство). Как следствие, эти переменные наиболее полезны при диагностическом биомониторинге территории, на которую одновременно воздействуют несколько антропогенных источников с перекрывающимися зонами влияния и различной по характеру и уровню нагрузкой, распределяющейся в пространстве не по градиенту, а дискретно. При этом состояние природных экосистем, как правило, может быть оценено без выяснения конкретной причины, вызвавшей изменение этого состояния (неспецифическая биоиндикация).

2. *Переменные с низкими (не выше среднего) значениями $r_S(F_{ij}/D)$ и высокими (выше среднего) значениями $r_S(F_{ij}/L)$.* К данной группе отнесены такие биологические показатели, как коэффициент состояния древостоя (A_2), общее число видов лишайников, в том числе эпигейных (A_5), активность почвенных ферментов (A_{11}, A_{12}), а также биотический индекс Вудивисса (B_6). Эти переменные чувствительны к специфике естественных (внутренних) условий природных экосистем и в большей степени могут зависеть от особенностей эдафических и гидрологических характеристик конкретных участков территории, нежели от дискретной антропогенной нагрузки на эти участки. В то же время их использование для оценки состояния природных экосистем вполне оправдано тогда, когда имеется один «центральный» источник антропогенного воздействия, окруженный однообразным ландшафтом с инвариантными природными условиями (слабоизрезанный рельеф, однородный почвенно-растительный покров) и с выраженным градиентом рассеивания загрязняющих веществ. Сравнимые контрольные площадки в этом случае должны находиться на одной радиальной трансекте на разном удалении от источника воздействия.

3. *Переменные с низкими значениями $r_S(F_{ij}/D)$ и низкими значениями $r_S(F_{ij}/L)$.* В эту группу включены показатели обилия, рассчитанные на основе значений численности организмов: доля дождевых червей от общей численности организмов почвенной мезофауны и плотность макрозообентоса (A_{10}, B_4). По-видимому, такие биологические переменные лучше не использовать для интегральной оценки состояния природных экосистем, так как изменение их значений во многом зависит от флуктуаций абиотических факторов природной среды и особенностей аутогенных сукцессий, а реакция на антропогенное воздействие этих биологических показателей не всегда однозначна и предсказуема. В то же время для решения частных экологических задач подобные оценочные количественные характеристики биоты могут оказаться вполне пригодными.

4. *Переменные с высокими значениями $r_s (F_{ij}/D)$ и высокими значениями $r_s (F_{ij}/L)$.* К этой группе относятся показатели проективного покрытия травяно-кустарничковой растительности и эпифитных лишайников (A_3, A_6), индекс ОЧА, рассчитанный по соотношению трех жизненных форм эпифитных лишайников (A_7), общее число и доля синантропных видов водных макрофитов (B_1, B_2). Наверное, правильнее отнести в данную группу и индекс Вудивисса. Мы считаем, что из числа выбранных нами ценологических параметров эти биологические переменные наиболее универсальны и могут быть приоритетными в использовании для объективной оценки состояния природных экосистем в условиях антропогенного воздействия. Они достаточно чувствительны к рассматриваемой антропогенной нагрузке и являются теми ответными биологическими реакциями на внешние воздействия, которые однозначны, направлены и сохраняются длительное время.

Работа выполнена в рамках Федеральной целевой программы «Уничтожение запасов химического оружия в Российской Федерации».

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Адлер Ю. П., Маркова Е. В., Грановский Ю. В. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий. М. : Наука, 1976. 279 с.
- Ашихмина Т. Я. Комплексный экологический мониторинг объектов хранения и уничтожения химического оружия. Киров : Вятка, 2002. 544 с.
- Будаева С. Э. Эпифитные лишайники окрестностей целлюлозно-картонного комбината // Экология. 1989. № 4. С. 78 – 89.
- Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф., Фарафонов М. Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем. Екатеринбург : УИФ «Наука», 1994. 280 с.
- Вудивисс Ф. С. Биотический индекс р. Трент : макробеспозвоночные и биологическое обследование // Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л. : Гидрометеиздат, 1977. С. 132 – 161.
- Гиляров М. С. Учёт крупных беспозвоночных (мезофауна) // Количественные методы в почвенной зоологии. М. : Наука, 1987. С. 9 – 25.
- Глотов Н. В., Животовский Л. А., Хованов Н. В., Хромов-Борисов Н. Н. Биометрия : учеб. пособие / НИЦ «Регулярная и хаотическая динамика». М. ; Ижевск, 2005. 381 с.
- Катанская В. М. Высшая водная растительность континентальных водоемов. Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1981. 187 с.
- Котегов Б. Г. Организация биологического мониторинга в зоне влияния производственного объекта : метод. указания. Ижевск : Изд-во Удмурт. гос. ун-та, 2007. 32 с.
- Кургузкин М. Г. Экологическая безопасность и основы экологического мониторинга объектов хранения и уничтожения химического оружия / Российский Зеленый Крест. Ижевск, 2007. 30 с.
- Лакин Г. Ф. Биометрия. М. : Высш. шк., 1990. 352 с.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зообентос и его продукция. Л. : ГосНИИОРХ, 1983. 52 с.
- Методы почвенной микробиологии и биохимии / под ред. Д. Г. Звягинцева. М. : Изд-во МГУ, 1991. 304 с.
- Одум Ю. Экология : в 2 т. М. : Мир, 1986. Т. 2. 376 с.
- Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М. : Наука, 1982. 287 с.

Б. Г. Котегов, О. А. Капитонова, Н. В. Холмогорова и др.

Степанов А. М. Методология биоиндикации и фонового мониторинга экосистем суши // Экотоксикология и охрана природы. М. : Наука, 1988. С. 28 – 108.

Степанов А. М. Биоиндикация на уровне экосистем // Биоиндикация и биомониторинг. М. : Наука, 1991. С. 59–64.

Трасс Х. Х. Классы полевотолерантности лишайников и экологический мониторинг // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л. : Гидрометеиздат, 1985. Т. 7. С. 122 – 137.

Федоров В. Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1974. № 3. С. 402 – 415.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М. : Наука, 2005. 252 с.

Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология : методы, критерии, решения : в 2 т. М. : Наука, 2005. Т. 1. 281 с.

Шумский В. Ф., Максимова Т. В., Петров Д. С. Изоболесный метод оценки и нормирования многофакторных воздействий на пресноводные экосистемы по состоянию макрозообентоса / Междунар. академия наук экологии, безопасности человека и природы. СПб., 2004. 304 с.

Щербакова Т. А. Ферментативная активность почв и трансформация органического вещества (в естественных и искусственных фитоценозах). Минск : Наука и техника, 1983. 222 с.