

УДК 504.5:661+574.4+574.001.8

ВОЗДЕЙСТВИЕ ТОЧЕЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЭМИССИИ ПОЛЛЮТАНТОВ НА НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ: МЕТОДОЛОГИЯ ИССЛЕДОВАНИЙ, ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ СХЕМЫ, РАСПРОСТРАНЕННЫЕ ОШИБКИ

© 2012 г. Е. Л. Воробейчик*, М. В. Козлов**

*Институт экологии растений и животных УрО РАН

620144 Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202

E-mail: ev@ipae.uran.ru

**Лаборатория экологии Университета г. Турку

20014 Турку, Финляндия

E-mail: mikoz@utu.fi

Поступила в редакцию 15.07.2011 г.

Охарактеризовано современное состояние экологии импактных регионов. Показано, что комплекс экосистем, расположенных вокруг точечного источника эмиссии поллютантов (импактный регион), – удобный модельный объект для решения многих фундаментальных и прикладных проблем экологии, связанных с изучением сильных внешних воздействий на биоту. Рассмотрены типичные методологические ошибки, вызванные недостаточным учетом специфики пассивных экспериментов, и предложены пути их преодоления. Обсуждаются принципы размещения исследуемых участков в пределах импактного региона, а также выбора экспериментальных и измеряемых единиц.

Ключевые слова: промышленное загрязнение, точечный источник эмиссии поллютантов, импактный регион, наземные экосистемы, пассивные эксперименты, градиент загрязнения, экспериментальная единица, измеряемая единица, методология анализа, методологические ошибки.

Изучение изменений структуры и функционирования экосистем под влиянием внешних факторов представляет собой одну из центральных задач современной экологии (Moretti et al., 2006), поэтому вполне понятен интерес экологов к анализу последствий промышленного загрязнения. Особенно популярны исследования, выполненные вблизи точечных источников выбросов (т.е. таких, размеры которых пренебрежимо малы по сравнению с зоной их воздействия), в первую очередь заводов по выплавке и переработке железа и цветных металлов (никеля, меди, свинца, цинка, алюминия), производству минеральных удобрений и цемента, синтезу и переработке органических соединений, а также электростанций, работающих на угле или мазуте. Результаты подобных работ рассматриваются во многих разделах экологии – экотоксикологии, биоиндикации, экологическом мониторинге, прогнозировании, нормировании, а также в смежных дисциплинах – теории эволюции, биогеохимии и мн. др. В то же время ни один из этих разделов не охватывает все аспекты действия точечных источников эмиссии поллютантов на живую природу и не учитывает в полной мере их специфику.

Целостная картина трансформации экосистем под влиянием промышленного загрязнения может

быть создана только в рамках единого научного направления, которое мы предложили называть “экология импактных регионов” (Воробейчик, 2004). Под импактным регионом мы понимаем комплекс экосистем различного пространственно-временного масштаба, расположенных вокруг точечного источника выбросов и подверженных воздействию загрязнения (прежде всего атмосферного) от этого источника.

Основная специфика импактных регионов заключается в градиентной природе формирующего их фактора: с удалением от источника выбросов экосистемы получают все меньшие дозы токсической нагрузки. В итоге территория вблизи источника представляет собой специфическую пространственную структуру, состоящую из участков с разным уровнем загрязнения и соответственно разной степенью трансформации экосистем. Точно провести внешнюю границу импактного региона так же сложно, как и границу фитоценоза или популяции. В общем случае можно считать, что она пролегает там, где уже не удастся отличить влияние рассматриваемого локального источника загрязнения (“сигнал”) от прочих изменений (“шум”), к числу которых относятся, в частности, эффекты фоновых (региональных и глобальных) выпадений поллютантов. Эта граница отделяет

импактный регион от фоновой территории, которая, строго говоря, в него не входит.

Как правило, интерес экологов к изучению импактных регионов выходит далеко за рамки решения прикладных проблем, связанных с угрозой здоровью населения и охраной окружающей среды вблизи конкретного источника выбросов. Импактный регион можно рассматривать как результат длительного масштабного натурального эксперимента с экосистемами, начатого в момент пуска предприятия. Соответственно его можно использовать в качестве удобного модельного объекта для решения различных теоретических и прикладных вопросов экологии, прежде всего связанных с раскрытием механизмов устойчивости экосистем к стрессующим факторам, проверкой теоретических построений, верификацией моделей реакции на внешние воздействия.

Импактная экология — относительно новое научное направление, развитие которого невозможно без широкого и разностороннего обсуждения ее понятийного аппарата и методологии исследований. Цель данной работы — критический анализ современного состояния импактной экологии и рассмотрение ряда методологических аспектов, включая разработку рекомендаций по организации сбора данных в импактных регионах.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИМПАКТНОЙ ЭКОЛОГИИ

Первые исследования изменений биоты вблизи точечных источников выбросов были выполнены в конце XIX в. (Holland, 1888; Haselhoff, Lindau, 1903; Stoklasa, 1923). Описания мертвых лесов и “лунных ландшафтов” вошли во многие учебники экологии (Freedman, 1989; Орлов и др., 2002) как наиболее яркие примеры негативных последствий человеческой деятельности. Интенсивное накопление информации позволило уже к концу 1970-х годов нарисовать “крупными мазками” картину трансформации экосистем под влиянием загрязнения (Woodwell, 1970; Smith, 1981; Odum, 1985; Rapport, Whitford, 1999).

По нашей приблизительной оценке количество публикаций, описывающих изменения наземных экосистем вблизи точечных источников эмиссии поллютантов, превышает 10 тыс. Даже простое нахождение и объединение этих публикаций в одном месте представляют собой непростую задачу. К ее решению сотрудники Университета г. Турку (Финляндия) приступили в 2001 г., используя следующие критерии отбора (Kozlov, Zvereva, 2011): 1) исследование выполнено в зоне влияния точечного источника выбросов; 2) источник действовал на окружающую среду преимущественно за счет атмосферных выбросов; 3) исследование проведено в естественных экосистемах, не измененных экспериментальными воздействиями; 4) изучались

местные популяции организмов; 5) приведена сопоставимая информация как для загрязненных, так и фоновых участков. Поиск публикаций проводился всеми возможными способами; в базу данных включали публикации независимо от языка, вида организмов и типа предприятия. В настоящее время база данных содержит 3200 публикаций и непрерывно пополняется, в том числе и за счет работ, изданных десятилетия назад. Наличие этой базы позволяет количественно оценивать изученность того или иного вопроса. Некоторые из этих оценок приведены в настоящей работе.

Различные импактные регионы изучены очень неравномерно. Если рассматривать только относительно крупные точечные источники эмиссии поллютантов (с годовым атмосферным выбросом не менее 1000 т, исключая CO₂), то по очень приблизительной оценке их в мире насчитывается свыше 30 тыс. Какая-то (пусть самая фрагментарная) информация о влиянии на природу существует лишь для нескольких сотен предприятий (табл. 1). При этом относительно подробно изменения биоты описаны всего лишь в 20–30 импактных регионах (Воробейчик, 2004; Kozlov et al., 2009), причем исследователи отдают явное предпочтение изучению сильных эффектов, наблюдающихся вблизи предприятий цветной металлургии (см. табл. 1). Интересно, что количественное описание биотических эффектов выполнено лишь для пяти (Kozlov, Zvereva, 2011) из 100 крупнейших европейских источников выбросов SO₂ (Elvinson, Ågren, 2000). Насколько нам известно, не существует специальных исследований нарушений экосистем, вызванных выбросами ни одной из 10 европейских электростанций, возглавляющих список (Ågren, 2009) крупнейших источников выбросов SO₂.

Распределение изученных импактных регионов по странам и континентам очень неравномерное (табл. 2): более половины из них расположено в Европе, в то время как Южное полушарие остается практически неизученным (3 из 206 источников). Большинство источников выбросов расположено в зоне хвойных (33%) или широколиственных (55%) лесов, а информация о влиянии загрязнения на тундры, степи, пустыни, полупустыни, тропические и субтропические леса почти отсутствует.

Пик количества публикаций в области импактной экологии пришелся на 1980–1990-е годы. С начала 2000-х годов наблюдается заметное снижение интереса к этой проблематике и переориентация исследователей на изучение региональных эффектов, в первую очередь связанных с загрязнением озоном и соединениями азота (Paoletti et al., 2010). На наш взгляд, наметившаяся тенденция свидетельствует о том, что явно назрела необходимость обобщения накопленной информации.

Разрозненные эмпирические сведения, на качественном уровне описывающие феноменологию трансформации экосистем, обладают ограни-

Таблица 1. Распределение по типам предприятий исследованных точечных источников эмиссии поллютантов

Тип предприятия	Количество предприятий		Доля исследованных предприятий от всех, %
	всего в мире	исследованных	
Заводы цветной металлургии	330	46	13.9
Алюминиевые и криолитовые заводы	250	20	8.5
Цементные заводы	10000	20	0.2
Заводы минеральных удобрений	2000	14	0.7
Прочие химические предприятия	2500	33	1.3
Прочие источники выбросов SO ₂	Более 15000	73	Менее 0.5

Примечание. Здесь и в табл. 2 информация об исследованных источниках выбросов базируется на базе данных для мета-анализа результатов изучения воздействия загрязнения на обилие, разнообразие и параметры организменного уровня сосудистых растений, мохообразных, почвенных микромицетов и наземных членистоногих (Kozlov, Zvereva, 2011). Данные о примерном количестве существующих предприятий в мире (атмосферные выбросы которых составляют свыше 1000 т/год) получены на основе анализа размещенных в интернете данных по глобальному выпуску продукции, а также списков предприятий по странам и регионам.

Таблица 2. Распределение по частям света и странам исследованных точечных источников эмиссии поллютантов (в скобках – количество предприятий)

Часть света	Страна
Европа (122)	Россия (43), Польша (23), Украина (13), Белоруссия (6), Словакия (5), Болгария (4), Литва (4), Чехия (4), Великобритания (3), Финляндия (3), Австрия (2), Германия (2), Швеция (2), Эстония (2), Дания (1), Исландия (1), Латвия (1), Нидерланды (1), Словения (1), Франция (1)
Азия (46)	Россия (18), Индия (13), Турция (5), Казахстан (2), Япония (2), Грузия (1), Иордания (1), Пакистан (1), Тайвань (1), Узбекистан (1), Южная Корея (1)
Америка (36)	Канада (17), США (17), Бразилия (1), Чили (1)
Африка (1)	Египет (1)
Австралия и Океания (1)	Австралия (1)

ченными прогностическими возможностями: на их основе сложно не только экстраполировать результаты с одного импактного региона на другой (даже для сходных ландшафтно-климатических условий), но и предсказать изменение характеристик импактного региона при уменьшении/увеличении объема или токсичности выбросов. Поэтому обобщение информации прежде всего должно быть нацелено на поиск факторов, объясняющих разнообразие наблюдаемых реакций. Только на этой основе в отдаленной перспективе можно ожидать создания количественных моделей воздействия точечных источников выбросов на биоту. В идеале такого рода модели должны предсказывать состояние экосистем и их компонентов (естественно, с разной степенью детализации) в любой момент времени и в любой точке импактного региона в зависимости от исходного состояния объекта, характеристик источника выбросов, ландшафтных и климатических особенностей территории. Подчеркнем, что обсуждаемые модели должны базироваться на понимании внутренних механизмов изменений, а это требует выявления

причинно-следственных связей, включая оценку роли прямых и непрямых взаимодействий. Другими словами, они должны основываться на закономерностях значительно более высокого уровня общности, чем те, что мы имеем сейчас (хотя в качестве паллиатива возможны имитационные модели с ограниченной сферой применения – см: Тарко и др., 1995; Курбатова и др., 2007).

Такая постановка вопроса заставляет по-другому взглянуть и на накопленную к настоящему времени информацию, которой явно недостаточно даже для количественного описания многих эффектов, не говоря уже об установлении причинно-следственных связей. Для обеспечения возможности перехода к моделированию биотических эффектов различного уровня, вызванных промышленным загрязнением, необходимы как поиск закономерностей в уже имеющихся данных (Laskowski et al., 2010; Kozlov, Zvereva, 2011), так и новые исследования, в первую очередь нацеленные на устранение пробелов, выявленных в процессе обобщения информации.

ИМПАКТНЫЕ РЕГИОНЫ – УДОБНЫЕ МОДЕЛЬНЫЕ ОБЪЕКТЫ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ РЕАКЦИИ ЭКОСИСТЕМ НА ВНЕШНИЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ

Фундаментальные исследования в области импактной экологии могут быть условно разделены на три основных направления: 1) поиск механизмов устойчивости популяций и экосистем ко внешним воздействиям, включая оценку соотношения разных составляющих устойчивости (упругости и эластичности) и анализ закономерностей адаптации биоты к новым (в эволюционном масштабе времени) факторам на разных уровнях организации живого; 2) выявление физиологических, биохимических и этологических причин чувствительности или толерантности видов, надвидовых таксонов, экологических или функциональных групп; 3) разделение прямого действия фактора (загрязнения) и опосредованных эффектов, связанных с изменением характеристик среды обитания.

Из прикладных направлений в импактной экологии в первую очередь заслуживают внимания следующие: 1) разработка новых методов диагностики нарушений популяций, сообществ и экосистем, включая поиск биоиндикаторов и выбор информативных показателей для экологического мониторинга; 2) разработка методик, позволяющих непосредственно использовать результаты лабораторных токсикологических экспериментов для объяснения натуральных наблюдений и создания прогностических моделей; 3) нахождение величин критических токсических нагрузок и разработка экологических нормативов загрязнения природных экосистем; 4) разработка методов экологического картирования, сопряжения данных аэрофотосъемки и наземных наблюдений, создание систем поддержки управляющих решений в области природопользования; 5) проверка работоспособности методов экономической оценки ущерба природным комплексам; 6) поиск устойчивых видов (либо локально адаптированных популяций), перспективных для рекультивации нарушенных загрязнением территорий.

Целесообразность использования импактных регионов для изучения реакции экосистем на внешние воздействия определяется несколькими причинами: 1) пространственным масштабом, позволяющим изучать эффекты на всех уровнях организации живой материи – от суборганизменного до популяционного и ценотического; 2) значительной длительностью воздействия, достаточной для анализа эффектов в череде десятков и сотен поколений (по крайней мере, для относительно короткоживущих видов), а также рассмотрения сукцессионных изменений и микроэволюционных процессов; 3) относительной легкостью измерения величины основного действующего фактора (например, по содержанию

поллютантов в депонирующих средах, хотя даже расстояние до источника выбросов нередко дает приемлемую оценку уровня воздействия); 4) небольшой абсолютной протяженностью градиента загрязнения (обычно не более нескольких десятков километров), что существенно упрощает организацию сбора данных (в отличие, например, от работ в региональном и глобальном масштабах); 5) сильной выраженностью биотических эффектов, что облегчает их изучение.

Далеко не любой импактный регион может быть признан удобным модельным объектом. В частности, расположение источника выбросов на территории крупного города, сильное перекрывание зон воздействия от нескольких сопоставимых по мощности источников, а также значительная трансформация импактного региона сельскохозяйственным использованием земель, строительством и эксплуатацией инженерных сооружений сводят на нет все отмеченные выше преимущества.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ ОШИБКИ ПРИ ИЗУЧЕНИИ ИМПАКТНЫХ РЕГИОНОВ

Отсутствие существенного прогресса в импактной экологии связано с рядом изъянов в методологии исследований. Можно выделить две основные методологические ошибки, из которых вытекают обсуждающиеся далее некорректные экспериментальные планы.

Первая из них – *переоценка типичности результатов, полученных в конкретном импактном регионе*. В импактной экологии очень распространена ситуация, когда исследователь изучает реакцию “своего” объекта в зоне воздействия единственного промышленного предприятия, а полученные выводы без достаточных оснований переносит на все другие источники выбросов. Эта традиция изучения общей закономерности “на примере” конкретного завода базируется на заблуждении, что загрязнение – однотипно действующий фактор (например, как температура), вследствие чего возле других заводов все процессы будут проходить аналогично. Однако сравнение разных импактных регионов (Kozlov, Zvereva, 2011) показало, что величина эффекта зависит от типа источника эмиссии поллютантов, характера его воздействия на окружающую среду (подкисление либо подщелачивание), объема выбросов, климата и особенностей экосистем, на которые действует загрязнение.

Полученный возле конкретного источника выбросов результат – это всегда только частный случай проявления общей закономерности, найти которую мы можем только путем сопоставления и объединения результатов анализа многих частных случаев. Именно поэтому детальное описание различных аспектов индивидуальных исследований, чему посвящена наша работа (Козлов, Воробейчик, 2012), особенно важно для дальнейшего раз-

вития экологии импактных регионов. Неполное описание частного случая затрудняет или даже делает невозможным применение статистического анализа для изучения закономерностей реакции экосистем на промышленное загрязнение.

Вторая ошибка – *переоценка очевидности причинно-следственных связей при изучении трансформации экосистем импактного региона*. В непосредственной близости от крупных металлургических предприятий часто формируются техногенные пустоши, представляющие собой очень яркие примеры крайней деградации экосистем, вызванной промышленным загрязнением (Kozlov, Zvereva, 2007). Причина образования пустошей столь очевидна, что у исследователей невольно формируется своеобразный “импринтинг”, суть которого заключается в априорном принятии техногенной природы сильно деградированных местообитаний. Следующим шагом, который они делают уже без должных оснований, становится вывод о техногенной обусловленности не только пустошей, но и других (менее выраженных) вариантов изменений экосистем.

Такой подход явно недооценивает естественную изменчивость исследуемых параметров, поскольку проявления действия загрязнения и природных факторов чаще всего плохо отличимы друг от друга и их легко спутать. По нашему мнению, в общем случае следует придерживаться *принципа презумпции естественности* (Воробейчик, 2005) – любые изменения в экосистемах следует трактовать как имеющие естественные причины, пока не доказана их техногенная природа.

Интересно отметить, что развитие экологии импактных регионов началось со сбора доказательств для судебных процессов, имевших целью установить вину конкретного промышленного предприятия в гибели домашних животных, сельскохозяйственных растений и лесов (Haywood, 1907; Effect... 1939; MacMillan, 2000). Сейчас мы понимаем наивность этих попыток, так как для случая пассивных экспериментов доказательство существования причинно-следственных связей между воздействием и эффектом представляет собой очень сложную методологическую проблему (Fabricius, De'Ath, 2004). Для задач, решаемых в рамках импактной экологии, могут быть полезны критерии, разработанные в эпидемиологии (Hill, 1965; Fox, 1991). Детальное рассмотрение этого вопроса выходит за рамки нашей работы, но в любом случае доказать техногенную обусловленность изменений можно только при использовании корректных экспериментальных планов.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ И ИЗМЕРЯЕМАЯ ЕДИНИЦЫ

С методологической точки зрения изучение экосистем, измененных промышленными выбро-

сами, может рассматриваться как регистрация результатов пассивного (непреднамеренного) эксперимента, начатого в момент пуска предприятия и реализованного помимо воли и без вмешательства исследователей. Пассивные эксперименты требуют большего внимания к процедурам сбора и анализа данных, чем обычные (активные) эксперименты, поскольку с точки зрения пригодности для статистической обработки они организованы значительно хуже. К недостаткам пассивных экспериментов можно отнести: 1) отсутствие информации о состоянии исследуемых экосистем до начала воздействия; 2) возможное совпадение градиента загрязнения с направленным изменением других антропогенных (урбанизация, выпас и пр.) и природных (широтная зональность, высотная поясность, континентальность климата и пр.) факторов; 3) нестационарность условий во времени (изменение объема и состава выбросов, климатических параметров); 4) наличие других факторов, причинно связанных с загрязнением (рубка леса, пожары, рекреация, эрозия почвы и пр.).

В общем случае любая из задач, решаемых в рамках экологии импактных регионов, представляет собой анализ связи между дозой загрязнения (величиной воздействия) и эффектом (изменением состояния экосистемы или любого ее компонента). Следует подчеркнуть, что возможность корректного решения такого рода задач определяется правильным выбором экспериментальной единицы.

Экспериментальная единица – это наименьший объект (участок территории, организм или любая другая часть экспериментального материала), который экспериментатор выбирает для некоторого воздействия (или комбинации воздействий) и который испытывает это воздействие *независимо от остальных подобных объектов* (Козлов, Хелберт, 2006). Экспериментальная единица может состоять из нескольких элементов – измеряемых (оцениваемых) единиц, которые служат основой для получения индивидуальных замеров.

Для случая импактного региона, когда регистрируют результаты уже реализованного непреднамеренного воздействия, и здравый смысл, и ключевое в статистике требование независимости наблюдений обуславливают однозначный выбор пробной площади (ПП) в качестве экспериментальной единицы. Все подразделения внутри одной ПП (например, отдельные деревья или почвенные ловушки, установленные на расстоянии 2–5 м друг от друга, или площадки размером 1 × 1 м, случайно выбранные в пределах ПП размером 25 × 25 м) – это измеряемые единицы, которые зависят друг от друга в значительно большей степени, чем экспериментальные единицы, выбранные на разном удалении (и/или в разных направлениях) от источника выбросов (поскольку в пределах градиента загрязнения расстояние между исследуемыми участками составляет, как правило, единицы-десятки километров). Четкое разграничение

понятий экспериментальной и измеряемой единиц чрезвычайно важно для корректного планирования эксперимента и позволяет избежать весьма распространенной ошибки, получившей название “проблема мнимых повторностей” (Козлов, 2003; Козлов, Хелберт, 2006). Суть ошибки заключается в том, что при статистическом анализе экспериментальные единицы подменяют измеряемыми. Данная проблема чрезвычайно сложна; более того, существуют как разные трактовки независимости измерений, так и разные мнения о возможности анализа результатов экспериментов, не включающих истинные повторности (Проблемы экологического эксперимента..., 2008). Тем не менее подчеркнем, что с точки зрения корректности никто и никогда не критиковал те экспериментальные планы, которые были основаны на достаточном количестве независимых повторностей.

ОБЪЕМ ВЫБОРКИ И МОЩНОСТЬ СТАТИСТИЧЕСКОГО АНАЛИЗА

При планировании работы неизбежно возникает вопрос о необходимом количестве экспериментальных единиц (в нашем случае ПП). Многие исследователи на этом этапе осознанно либо неосознанно копируют экспериментальные планы своих предшественников, не учитывая то обстоятельство, что экспериментальный план зависит от выбранного уровня значимости, ожидаемой величины эффекта и необходимой мощности статистического критерия. Теория планирования эксперимента позволяет достаточно точно оценить необходимое количество ПП, однако большинство опубликованных работ по импактной экологии основано на экспериментальных планах, которые практически не оставляют шансов на решение поставленных задач.

Одна из наиболее типичных ошибок – сравнение *одной загрязненной* (“опыт”) и *одной незагрязненной* (“контроль”) ПП. В случайной выборке, включающей 1000 публикаций из описанной выше базы данных, подобное сравнение проводилось в 18% работ. При наличии нескольких измеряемых единиц в пределах каждой экспериментальной единицы исследователь может “статистически доказать” наличие или отсутствие разницы между двумя ПП. Тем не менее подобный экспериментальный план не дает оснований считать наблюдаемые различия результатом действия именно загрязнения. Различия могут определяться любыми (часто непредсказуемыми и неожиданными) особенностями локальных участков, в пределах которых заложены ПП. Принципиально важно, что эти особенности могут быть как связаны, так и не связаны с загрязнением. Например, они могут определяться положением в рельефе, крутизной и экспозицией склона, характером увлажнения, типом подстилающей породы и почвы, историей хозяйственного освоения территории и любыми други-

ми факторами. Вывод о влиянии именно загрязнения может быть сделан только при сравнении *нескольких* ПП на импактном участке и *нескольких* ПП на фоновом. Если изменчивость параметра внутри каждого участка значимо меньше различий между сравниваемыми участками, то тогда эти различия можно считать результатом действия загрязнения. При этом в пределах каждого из сравниваемых участков ПП должны располагаться на значительном (по сравнению с собственными размерами) расстоянии друг от друга.

Итак, четыре ПП (по две на фоновом и импактном участках) – это абсолютный минимум (но отнюдь не рекомендуемый оптимум!) для решения любых задач экологии импактных регионов. В нашей выборке лишь 65% работ основаны на материале, собранном не менее чем на четырех ПП. Насколько надежны выводы, основывающиеся на таком небольшом количестве экспериментальных единиц, мы рассмотрим далее на примере корреляционного анализа, который чаще всего применяется для установления связи между уровнем загрязнения и наблюдаемыми биотическими эффектами.

Для расчета мощности корреляционного анализа необходимо знать величину коэффициента корреляции (r) и объем выборки (n), а также задать уровень значимости (p). Базируясь на 1446 значениях, рассчитанных для различных параметров наземных экосистем в 18 импактных регионах (Kozlov et al., 2009), мы получили $|r| = 0.395 \pm 0.006$ (среднее \pm ошибка). В качестве среднего объема выборки приняли медиану количества ПП в случайной выборке публикаций, применявших корреляционный анализ, она оказалась равной 7. Средняя мощность корреляционного анализа при этих условиях ($|r| = 0.4$, $n = 7$, $p = 0.05$) составляет всего 15%, тогда как для экологических работ рекомендована мощность не менее 80% (Jennions, Møller, 2003). Другими словами, в 85% случаев исследователи имели шанс совершить статистическую ошибку второго рода, т.е. сделать вывод об отсутствии связи между уровнем загрязнения и параметром биоты, хотя на самом деле эта связь существовала. Рекомендованная мощность анализа, основанного на 7 ПП, была достаточна лишь для выявления очень сильных эффектов ($|r| \geq 0.87$), которые обычно очень редки (только 5% выборки: Kozlov et al., 2009).

Наиболее “простой” способ решения проблемы низкой мощности анализа – увеличение количества ПП. Однако при анализе слабых эффектов ($|r| = 0.4$) для достижения 80% мощности при $p = 0.05$ необходимо 46 ПП. Очевидно, что подобный экспериментальный план трудно реализуем как из-за конечных размеров импактного региона, так и ограниченности временных и финансовых ресурсов. Эта проблема, трудноразрешимая для отдельно взятого исследователя, может быть решена путем интеграции результатов совокупности неза-

висимых исследований с использованием мета-анализа, применению которого в экологии импактных регионов посвящена наша работа (Козлов, Воробейчик, 2012).

ВЫБОР ПРОБНЫХ ПЛОЩАДЕЙ – КЛЮЧЕВОЙ ЭТАП ПЛАНИРОВАНИЯ ИССЛЕДОВАНИЯ

В импактной экологии существуют по крайней мере два подхода к выбору ПП в пределах конкретного участка, характеризующего тот или иной уровень загрязнения. Первый из них апеллирует к необходимости соблюдения базового принципа статистики – независимости испытаний, и заключается в требовании абсолютно случайного выбора места для закладки ПП. На практике такой подход чаще всего невозможен (например, из-за наличия населенных пунктов и агроландшафтов, где ПП явно не следует закладывать, или ввиду трудности посещения некоторых участков из-за отсутствия дорог). Но даже близкий к случайному выбор из-за значительной естественной вариативности экотопических условий обуславливает необходимость закладки очень большого количества ПП для достижения приемлемой мощности анализа. Если же исследователь оперирует небольшим количеством случайно выбранных ПП, то различия между загрязненными и фоновыми участками, скорее всего, будут статистически незначимы, за исключением наиболее разительных.

Противоположный подход заключается в обосновании необходимости тщательного подбора “типичного” места, где может быть заложена ПП. Вряд ли следует доказывать, что такой подбор в силу его субъективности таит реальную опасность существенного искажения истинной картины. Строго говоря, неслучайный подбор экспериментальных единиц накладывает запрет на использование статистического анализа. Более того, такой подбор открывает возможности для произвольного, обычно неосознанного, манипулирования результатами в зависимости от исходных установок исследователя, особенно в тех случаях, когда возможный результат (например, степень повреждения растений фитофагами) может быть оценен на этапе выбора ПП (Zvereva, Kozlov, 2010).

Таким образом, рассмотренные подходы каждый по-своему ущербны: с одной стороны, отказываясь от тщательного подбора участков, мы заведомо увеличиваем вариативность и снижаем мощность анализа, с другой – без рандомизации применение статистического анализа некорректно и, следовательно, невозможно распространить полученные выводы на другие участки импактного региона.

Проблема выбора ПП в пассивном эксперименте тесно связана с вопросом о том, что именно считать генеральной совокупностью. Обычно этот

вопрос рассматривается как нечто отвлеченное, не имеющее прямого отношения к практике эксперимента. Но в нашем случае именно операциональное определение генеральной совокупности позволяет снять противоречия при выборе ПП. Поскольку загрязнение выступает внешним (т.е. изучаемым) фактором, воздействие которого на существовавшую до начала его действия мозаику биотопов, генеральной совокупностью следует считать гипотетическое множество всех участков импактного региона, где исходно, т.е. до начала действия загрязнения, был представлен исследуемый вариант биотопа. Естественно, объем определенной таким образом генеральной совокупности зависит от выбранного иерархического уровня классификации биотопов (например, в одном случае это могут быть лесные сообщества в целом, в другом – только сосняки-черничники). Принципиально важно, что должна использоваться генетическая классификация, при построении которой не учитываются признаки, прямо или опосредованно связанные с действием загрязнения (т.е. участки объединяются в однородные классификационные категории исходя из их гомологии, а не аналогии).

Мы предлагаем следующую двухэтапную схему выбора ПП, сочетающую их тщательный подбор и случайный выбор и представляющую собой вариант стратифицированного обследования. На первом этапе происходит формирование набора потенциальных ПП, пригодных для характеристики исследуемого варианта биотопа. Отнесение конкретного фрагмента территории к тому или иному варианту биотопа представляет собой достаточно сложную задачу, поскольку фактически означает необходимость реконструкции условий экотопа, существовавших до начала действия загрязнения. Тем не менее эта задача может быть решена (но только квалифицированными исследователями!) на основе учета ландшафтных, орографических и экотопических характеристик биотопа, инерционных признаков растительности и почвенного покрова, а также информации о предполагаемом ходе дигрессионных смен. На втором этапе из сформированного набора потенциальных ПП случайно (например, с помощью генератора случайных чисел) выбирают те ПП, которые составят итоговую выборку. Важно, чтобы количество потенциальных ПП, подобранных на первом этапе, было значительно больше итогового количества ПП. В результате реализации описанной двухэтапной схемы достигается “законный” компромисс между статистической корректностью и минимизацией затрат. Реальность подобного подхода была продемонстрирована в рамках совместного российско-финского проекта по сравнительному изучению влияния четырех медно-никелевых заводов на биоразнообразие и продуктивность лесных экосистем (результаты проекта в настоящее время готовятся к печати).

ПРИНЦИПЫ ВЫБОРА УЧАСТКОВ В ГРАДИЕНТЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Не менее важен вопрос о выборе исследуемых участков в пределах импактного региона. В идеале совокупность участков должна характеризовать весь диапазон уровней загрязнения, вызванного рассматриваемым источником эмиссии поллютантов. С одной стороны, полностью рандомизированный выбор участков еще более затруднителен, чем выбор ПП в пределах участка, и поэтому вряд ли оправдан. С другой – градиентная природа формирующего импактный регион фактора облегчает задачу выбора, позволяя в первом приближении априори ранжировать участки по уровню загрязнения. В то же время очень неудачным с точки зрения последующей интерпретации результатов следует признать выбор участков только в одном направлении от источника выбросов. Это связано с тем, что градиент загрязнения может совпасть с постепенным изменением, часто неочевидным, каких-либо природных факторов. Для предотвращения такой ситуации можно рекомендовать, в частности, выбор участков в двух противоположных направлениях от источника.

Вопрос о выборе участков тесно связан с проблемой определения фонового уровня геохимических или биотических параметров. Ее рассмотрению выходит за рамки данной работы, тем не менее подчеркнем, что выбор фонового уровня любого показателя всегда неоднозначен и зависит от целей исследования. При решении любых задач импактной экологии важно соблюдать четыре базовых принципа – полноты, целостности, однозначности и однородности градиента загрязнения.

Принцип полноты градиента заключается в максимизации разницы между уровнями загрязнения его крайних точек. Другими словами, в пределах рассматриваемого импактного региона фоновый участок должен быть самым “чистым”, а импактный – самым “грязным”. Несмотря на очевидность этого принципа, его нередко нарушают, рассматривая участки с промежуточным уровнем поступления поллютантов либо как наиболее загрязненные, либо как фоновые.

Принцип целостности градиента заключается в том, что наименее загрязненные (фоновые) участки следует располагать вблизи внешней границы импактного региона (т.е. они должны “непосредственно примыкать” к загрязненным). В противном случае – при выборе фоновых участков на очень большом расстоянии от импактного региона – высока вероятность пересечения физико-географических и климатических границ, а в итоге сравнения несравнимых сущностей.

Принцип однозначности градиента заключается в максимально возможном исключении совпадения действия загрязнения с влиянием других факторов. Например, если возле завода участок подвержен действию рекреации, то и на фоновой тер-

ритории его аналог следует выбирать так, чтобы был представлен сопоставимый уровень рекреационной нагрузки. В противном случае будет исследовано сочетанное влияние рекреационной нагрузки и загрязнения, но не действие загрязнения “в чистом виде”. Поэтому заповедные территории, на которых полностью исключена хозяйственная деятельность, не всегда можно считать оптимальным выбором для характеристики фонового состояния биоты.

Принцип однородности градиента заключается в необходимости закладки участков таким образом, чтобы максимально равномерно охватить весь диапазон загрязнения. Это особенно важно в тех случаях, когда ставится задача построения зависимостей доза–эффект: наличие сильных “разрывов” градиента существенно осложняет дальнейший анализ данных, в частности использование нелинейной регрессии.

Несоблюдение рассмотренных выше принципов выбора участков чревато серьезными ошибками в интерпретации результатов: например, заложив фоновый участок на заповедной территории в 300 км от завода, исследователь заведомо “усилит” негативное влияние загрязнения; с другой стороны, сравнение с фоновой территорией участка, характеризующегося промежуточным (для рассматриваемого градиента) уровнем поступления поллютантов, приведет к занижению величины эффекта; не заметив совпадения градиента загрязнения с направленным изменением какого-либо природного фактора, например увлажнения, исследователь получит картину, которая может вообще не иметь отношения к загрязнению.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ изменений экосистем под влиянием промышленного загрязнения – актуальное направление современной экологии. В его рамках может быть получена информация, важная как для понимания базовых принципов организации экосистем, так и для решения практических вопросов, возникающих при быстром индустриальном развитии человечества.

Прогресс экологии импактных регионов невозможен без применения такой методологии исследований, которая могла бы обеспечить сбор информации, пригодной для дальнейших обобщений. Только в этом случае из мозаики разрозненных фактов можно будет составить целостную картину, выявив общие закономерности изменений экосистем под действием промышленного загрязнения. К сожалению, многие исследователи явно недооценивают сложность этой проблемы, слепо копируя экспериментальные планы своих предшественников.

При проведении работ в области экологии импактных регионов очень важно четкое понимание

специфики пассивных экспериментов и связанных с ней особенностей планирования работ и статистического анализа данных. Не менее важный аспект – корректное представление результатов в публикациях – рассмотрен в другой нашей работе (Козлов, Воробейчик, 2012).

Мы признательны Е.Л. Зверевой, М.Р. Трубиной, Ю.А. Давыдовой, Д.В. Веселкину, Е.А. Бельской, П.Г. Пищулину, Е.А. Бельскому и В.Е. Звереву за обсуждение работы и комментарии. Работа подготовлена при совместной финансовой поддержке Финской Академии (проект № 124152) и РФФИ (проект № 08-04-91766-АФ), а также Программы поддержки ведущих научных школ (проект № НШ-3260.2010.4).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Воробейчик Е.Л.* Экология импактных регионов: перспективы фундаментальных исследований // Материалы VI Всерос. популяц. семинара. Нижний Тагил, 2004. С. 36–45.
- Воробейчик Е.Л.* “Грязная экология” в ИЭРиЖ // Уральская экологическая школа: вехи становления и развития. Екатеринбург, 2005. С. 175–217.
- Козлов М.В.* Мнимые повторности (pseudoreplication) в экологических исследованиях: проблема, не замеченная российскими учеными // Журн. общ. биол. 2003. Т. 64. № 4. С. 292–307.
- Козлов М.В., Воробейчик Е.Л.* Воздействие точечных источников эмиссии поллютантов на наземные экосистемы: представление результатов в публикациях // Экология. 2012. № 4. (В печати.)
- Козлов М.В., Хелберт С.Х.* Мнимые повторности, бесплодные дискуссии и интернациональная сущность науки // Журн. общ. биол. 2006. Т. 67. № 2. С. 145–152.
- Курбатова А.И., Тарко А.М., Зволинский В.П.* Математическое моделирование воздействия аэротехногенных загрязнений на лесные биогеоценозы. М.: Изд-во РУДН, 2007. 136 с.
- Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н.* Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. М.: Высш. школа, 2002. 335 с.
- Проблемы экологического эксперимента: планирование и анализ наблюдений / Под ред. Розенберга Г.С. и Гелашвили Д.Б. Тольятти: ИБВБ РАН, 2008. 274 с.
- Тарко А.М., Бакадыров А.В., Крючков В.В.* Моделирование действия атмосферных загрязнений на лесные экосистемы в регионе // Докл. АН. 1995. Т. 341. № 4. С. 571–573.
- Ågren C.* Coal-fired power plants still heavy polluters // Acid News. 2009. № 1. P. 16–17.
- Effect of sulphur dioxide on vegetation, prepared for the Associate Committee on Trail Smelter Smoke. Ottawa: National Research Council of Canada, 1939. 447 p.
- Elvinson P., Ågren C.* All the worst offenders // Acid News. 2000. № 3. P. 1. 4–5.
- Fabricius K.E., De’Ath G.* Identifying ecological change and its causes: A case study on coral reefs // Ecol. Appl. 2004. V. 14. № 5. P. 1448–1465.
- Fox G.A.* Practical causal inference for ecopidemiologists // J. Toxicol. Environ. Health. 1991. V. 33. № 4. P. 359–373.
- Freedman B.* Environmental ecology. The impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. San Diego: Acad. Press, 1989. 424 p.
- Haselhoff E., Lindau G.* Die Beschädigung der Vegetation durch Rauch. Handbuch zur Erkennung und Beurteilung von Rauchschäden. Leipzig: Gebrüder Borntraeger, 1903. 412 S.
- Haywood J.K.* Injury to vegetation and animal life by smelter fumes // J. Am. Chem. Soc. 1907. V. 29. P. 998–1009.
- Hill A.B.* Environment and disease: Association or causation // Proc. R. Soc. Med. 1965. V. 58. № 5. P. 295–300.
- Holland R.* Air pollution as affecting plant life // Manchester and Salford Noxious Vapours Abatement Association Lectures on Air Pollution. Manchester, 1888. P. 111–125.
- Jennions M.D., Møller A.P.* A survey of the statistical power of research in behavioral ecology and animal behavior // Behav. Ecol. 2003. V. 14. № 3. P. 438–445.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L.* Industrial barrens: Extreme habitats created by non-ferrous metallurgy // Rev. Environ. Sci. Biotechnol. 2007. V. 6. P. 231–259.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L.* A second life for old data: Global patterns in pollution ecology revealed from published observational studies // Environ. Pollut. 2011. V. 159. P. 1067–1075.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E.* Impacts of point polluters on terrestrial biota: Comparative analysis of 18 contaminated areas. Dordrecht: Springer, 2009. 466 p.
- Laskowski R., Bednarska A.J., Kramarz P.E. et al.* Interactions between toxic chemicals and natural environmental factors – A meta-analysis and case studies // Sci. Total Environ. 2010. V. 408. № 18. P. 3763–3774.
- MacMillan D.* Smoke wars: Anaconda copper, Montana air pollution, and the courts, 1820–1924. Helena: Montana Historical Society Press, 2000. 296 p.
- Moretti M., Duelli P., Obrist M.K.* Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests // Oecologia. 2006. V. 149. № 2. P. 312–327.
- Odum E.P.* Trends expected in stressed ecosystems // Bioscience. 1985. V. 35. № 7. P. 419–422.
- Paoletti E., Schaub M., Matyssek R. et al.* Advances of air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services // Environ. Pollut. 2010. V. 158. № 6. P. 1986–1989.
- Rappart D.J., Whitford W.G.* How ecosystems respond to stress – Common properties of arid and aquatic systems // Bioscience. 1999. V. 49. № 3. P. 193–203.
- Smith W.H.* Air pollution and forests. Interactions between air contaminants and forest ecosystems. N.Y. et al.: Springer Verlag, 1981. 378 p.
- Stoklasa J.* Die Beschädigung der Vegetation durch Rauchgase und Fabriksexhalationen. Berlin, Vienna: Urban und Schwarzenberg, 1923. XXIV + 487 S.
- Woodwell G.M.* Effects of pollution on structure and physiology of ecosystems // Science. 1970. V. 168. № 3930. P. 429–433.
- Zvereva E.L., Kozlov M.V.* Responses of terrestrial arthropods to air pollution: A meta-analysis // Environ. Sci. Pollut. Res. 2010. V. 17. № 2. P. 297–311.