

УДК 574.4:504.054+595.142.3

НАСЕЛЕНИЕ ДОЖДЕВЫХ ЧЕРВЕЙ (*Lumbricidae*) ЛЕСОВ СРЕДНЕГО УРАЛА В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВЫБРОСАМИ МЕДЕПЛАВИЛЬНЫХ КОМБИНАТОВ

© 1998 г. Е. Л. Воробейчик

*Институт экологии растений и животных УрО РАН
620144 г. Екатеринбург, ул. 8 Марта, 202*

Поступила в редакцию 12.09.96 г.

Загрязнение лесов средней и южной тайги тяжелыми металлами в комплексе с SO₂ приводит к резкому сокращению численности дождевых червей; территория возле источника выбросов размером порядка 50–80 км² представляет собой “люмбрицидную пустыню”. Зависимость “концентрация металлов в почве – численность червей” существенно нелинейна. Начало уменьшения численности наблюдается, когда фоновое загрязнение превышено в 2.0–2.3 раза, исчезновение червей – в 4.0–4.5 раза.

Дождевые черви – важнейший компонент биоты лесных почв по обилию и функциональной роли, что определяет необходимость их включения в анализ антропогенных нарушений экосистем (Криволицкий, 1994). Действие поллютантов на люмбрицид активно изучается; подробно исследованы закономерности накопления токсикантов, сдвиги физиологических и биохимических параметров. Значительно меньше информации о реакции на загрязнение в условиях природных экосистем населения люмбрицид в целом. В то же время именно эти материалы важны для понимания закономерностей антропогенных трансформаций биоты, разработки систем экологической диагностики, мониторинга и нормирования.

Мы исследовали реакцию населения дождевых червей таежных лесов на выбросы медеплавильных комбинатов. Выбор этого типа загрязнения не случаен: его специфика заключается в синергизме действия SO₂ и тяжелых металлов, что ведет к резкому усилению токсической нагрузки на биоту. Поэтому реакции на данный тип загрязнения проявляются очень контрастно, что упрощает их анализ.

РАЙОН И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Работа¹ проведена в Свердловской области, в подзонах южной (г. Ревда, Среднеуральский медеплавильный завод – СУМЗ) и средней (г. Красноуральск, Красноуральский медеплавильный

комбинат – КМК) тайги. Структура выбросов СУМЗа и КМК сходна. В районе СУМЗа (действует с 1940 г.) пробные площади располагали на запад от завода (против господствующих ветров) на удалении от 1 до 30 км в ельниках-пихтарниках, березняках и сосняках на серых лесных и бурых горно-лесных почвах. В районе КМК (действует с 1932 г.) пробные площади располагали на север, юг и восток от завода на расстоянии 1–21 км во вторичных березняках, в основном на бурых горно-лесных почвах. Информация о загрязнении территорий, трансформации растительности и почв приведена ранее (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Хантемирова, 1994; Кайгородова, Воробейчик, 1996; Власенко и др., 1995).

Дождевых червей учитывали ручной выборкой из почвенных монолитов размером 20 × 20 × 20 или 25 × 25 × 20 см (10–40 проб на пробную площадь). Для анализа вертикального распределения монолит делили на слои “подстилка”, “0–10 см”, “10–20 см”. Пробы разбирали в лаборатории. В районе КМК работы проведены в июле 1988 г. (8 площадок) и июне–июле 1989 г. (12); в районе СУМЗа – в июне–июле 1990 г. (9) и июне–июле 1991 г. (26).

Величину токсической нагрузки оценили по содержанию подвижных форм (экстракция 5%-ной HNO₃) приоритетных поллютантов (Cu, Pb, Cd) в верхнем (0–5 см) слое горизонта A1. Концентрации определены на атомно-абсорбционном спектрофотометре ААС-3 фирмы Карл Цейс. Для снижения размерности информации о загрязнении использовали индекс токсической нагрузки

$$K_i = D_i / \min(D_i),$$

$$D_i = [Cu]_i / [Cu]_f + [Pb]_i / [Pb]_f + [Cd]_i / [Cd]_f,$$

¹ Автор благодарит Л.А. Воробейчик, М.С. Гольдштейна, И.Н. Петрову, Н.И. Устюжанинову, И. Соловьеву, Э. Гафарову, М. Максимова, Д. Орехова, Т. Кашперскую, О. Санатину, П. Этман, Н. Иламанову, С. Заяц за большую помощь в сборе материала. Работа завершена при частичной поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (грант 96-04-04420) и INTAS (проект 93-1645).

где $[]_i$ – концентрация элемента на i -й площадке, $[]_f$ – концентрация местного фона. Индекс измеряется в относительных единицах и показывает, во сколько раз превышены фоновые концентрации в среднем по всем металлам. В районе СУМЗа единица индекса соответствует 15.5 мкг/г Cu, 16.4 Pb, 1.1 Cd, в районе КМК – 20.7 Cu, 5.9 – Pb, 0.7 Cd.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Изменение численности. На фоновой территории обилие дождевых червей очень высокое: с учетом коконов они могут превышать половину численности всего населения мезофауны (табл. 1). Такие величины в ряде случаев существенно превышают оценки других авторов для данного региона (Перель, 1979; Коробейников, 1978), но не выходят за границы максимальной зарегистрированной численности червей в лесных почвах (Lee, 1985). Возможная причина этого – оптимальное сочетание гидротермических условий на конкретных участках в момент учетов. Этим же можно объяснить и большой разброс значений между годами. Так, например, на площадке “ельник – 20 км” в 1990 г. было избыточное по сравнению с 1991 г. увлажнение и наблюдались признаки слабого оглеения верхних почвенных горизонтов; на площадке “сосняк – 20 км” в 1990 г. пробы отобраны в значительно более сухом месте, чем в 1991 г. Избыток или дефицит влаги в обоих случаях определили низкое обилие червей. Другая возможная причина высокой численности – почти полный в нашем случае учет всех возрастных стадий червей, включая коконы и мелкие ювенильные формы. Это достигалось тщательной ручной разборкой проб в лабораторных условиях, тогда как другие методы, в частности выборка на месте, дают заниженную численность. Кроме того, в оценку плотности мы включили как ювенильные формы, так и остатки яйцевых коконов, недавно покинутых червями. При этом численность может несколько завышаться вследствие “двойного учета” одних и тех же особей на разных стадиях.

При приближении к источнику выбросов численность люмбрицид резко снижается, и они перестают играть заметную роль в населении мезофауны. При этом разница между загрязненными участками и фоновой территорией значительно превосходит естественный разброс значений на последней. Ближе 3.8 км от завода в районе СУМЗа и 5 км в районе КМК дождевые черви не встречаются, и эта территория может считаться “люмбрицидной пустыней”. Минимальная оценка ее площади – порядка 50–80 км². Характер изменения обилия люмбрицид сходен в обоих районах и во всех исследованных типах леса.

Уменьшение численности червей и их последующая элиминация – несомненное следствие сильной токсичности почв. Можно выделить два аспекта: большое содержание тяжелых металлов и повышенную кислотность. Во многих лабораторных экспериментах показано увеличение смертности, снижение скорости роста и регенерации, уменьшение продукции коконов и выживаемости ювенильных форм при действии токсикантов, входящих в выбросы медеплавильных комбинатов: Cu, Pb и Cd (Rhee, 1977; Malecki et al., 1982; Bengtsson et al., 1986), As и Hg (Beyer et al., 1985; Fischer, Koszorus, 1992), фторидов (Vogel, Ottow, 1992). Аналогичные, но менее выраженные эффекты зарегистрированы при повышении кислотности почвы (Bengtsson et al., 1986). В нашем случае высокие концентрации металлов – необходимое, но не достаточное условие для проявления токсического эффекта; дополнительное условие – снижение pH. В пользу этого тезиса свидетельствует тот факт, что высокие концентрации металлов регистрируются уже на удалении 7–8 км от СУМЗа (Воробейчик и др., 1994), но на этих участках нет снижения численности червей. Оно проявляется на расстоянии ближе 4 км от завода, когда pH почвы снижается с 5.5–6.2 до 4.7–5.2 (Воробейчик, 1995). С другой стороны, дождевые черви толерантны к изменению pH в диапазоне 4.5–6.5 (Lee, 1985; Lofs-Holmin, 1986); поэтому увеличение кислотности в районе 4 км от СУМЗа само по себе не может объяснить элиминацию червей. Другой аргумент – выпадающая точка на кривой доза-эффект (см. рисунок), характеризующая высокую численность червей на участке с сильным загрязнением, но нетипично низкой кислотностью. Наш тезис согласуется с результатами экспериментов, в которых продемонстрирован синергизм тяжелых металлов и кислотности, приводящий к увеличению аккумуляции в организме металлов (Ma et al., 1983) и соответственно повышению смертности (Bengtsson et al., 1986).

Полученные результаты сходны с данными других авторов, регистрировавших снижение численности червей при загрязнении почвы тяжелыми металлами (Rhee, 1977; Yeates et al., 1995), в частности возле медеплавильных комбинатов (Некрасова, 1993; Bengtsson et al., 1983). Различия касаются существования обширной зоны “люмбрицидной пустыни”, тогда как возле медеплавильного завода в Швеции червей встречали даже в 275 м у завода (Bengtsson et al., 1983). Вероятно, это обстоятельство – следствие отмеченного синергизма. Там, где уменьшение численности было не столь резким или вообще отсутствовало, загрязнение металлами происходило на фоне нейтральной реакции почвы (Wright, Stringer, 1980).

Изменение видового состава. В исследованных биотопах зарегистрировано восемь видов червей (см. табл. 1), характерных для Урала (Перель,

Таблица 1. Параметры населения лямбрицид на исследованных участках (приведены только площадки, на которых обнаружены дождевые черви)

Расстояние до завода, км	Тип почвы	Год	Плотность лямбрицид, экз./м ²	Доля, %										
				коконов	лямбрицид от всей мезофауны	лямбрицид в подстилке	вида*** от численности без коконов							
							1	2	3	4	5	6	7	8
Среднеуральский медеплавильный завод														
Березняки														
5.6	Б	1991	1.6 ± 1.5	0.0	1.2	100.0	100.0	–	–	–	–	–	–	–
5.8	С	1991	280.0 ± 67.4	78.3	36.2	22.9	21.1	–	76.3	2.6	–	–	–	–
6.9**	Б	1991	25.6 ± 22.6	6.2	21.6	100.0	53.3	–	46.7	–	–	–	–	–
19.0	С	1991	736.0 ± 91.6	29.1	50.1	39.1	26.7	0.6	70.2	2.5	–	–	–	–
Ельники-пихтарники														
3.8	С	1991	92.8 ± 25.4	74.1	33.7	86.2	6.7	–	–	93.3	–	–	–	–
4.0	С	1991	8.0 ± 3.4	80.1	5.4	60.0	100.0	–	–	–	–	–	–	–
5.2	С	1990	43.8 ± 10.3	45.7	17.8	–	73.7	15.8	5.3	–	5.3	–	–	–
		1991	52.8 ± 11.3	63.6	9.1	100.0	100.0	–	–	–	–	–	–	–
5.6	С	1990	19.0 ± 4.0	55.3	31.4	–	29.4	11.8	29.4	29.4	–	–	–	–
		1991	65.6 ± 17.6	92.7	31.8	53.7	66.7	33.3	–	–	–	–	–	–
7.5	С	1990	344.0 ± 36.1	52.9	59.2	–	98.8	–	0.9	0.3	–	–	–	–
		1991	750.4 ± 140.9	66.7	54.6	50.7	91.7	2.6	–	5.1	–	–	0.6	–
20.0	С	1990	168.8 ± 22.3	51.2	55.8	–	62.3	–	34.6	3.1	–	–	–	–
		1991	1705.6 ± 198.8	67.4	55.1	13.2	37.2	–	58.8	2.3	–	–	1.7	–
30.0	С	1991	668.8 ± 81.9	67.0	35.7	33.7	68.1	–	7.2	17.4	–	–	7.2	–
Сосняки														
3.9	Б	1990	8.3 ± 3.8	0.0	10.4	–	–	–	100.0	–	–	–	–	–
5.0	Б	1991	1.6 ± 1.5	0.0	1.2	0.0	–	–	–	–	–	–	–	100.0
10.9**	Б	1991	164.8 ± 26.2	59.2	31.9	61.2	50.0	–	–	11.9	2.4	2.4	–	33.3
20.0	Б	1990	63.3 ± 26.3	23.7	27.9	–	44.8	–	51.7	3.5	–	–	–	–
		1991	1027.2 ± 104.6	49.5	37.0	9.3	25.6	0.3	65.7	7.7	–	–	0.6	–
Красноуральский медеплавильный комбинат														
Север														
6.0	Б	1989	0.6 ± 0.6	100.0	0.9	0.0	–	–	–	–	–	–	–	–
11.0	Б	1989	68.8 ± 11.0	79.1	22.4	55.5	39.1	60.9	–	–	–	–	–	–
13.0	Б	1989	130.0 ± 16.7	84.6	24.3	56.3	78.1	18.8	–	–	3.1	–	–	–
16.0	Б	1989	122.5 ± 14.3	80.1	29.4	77.6	71.8	28.2	–	–	–	–	–	–
Восток														
5.0	Б	1989	17.7 ± 6.1	93.1	9.9	75.9	50.0	50.0	–	–	–	–	–	–
7.0	Б	1988	0.0	–	0.0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
		1989	1.3 ± 0.9	100.0	3.6	0.0	–	–	–	–	–	–	–	–
11.0	Л	1988	43.1 ± 7.3	94.2	15.0	–	50.0	25.0	–	–	25.0	–	–	–
		1989	40.0 ± 5.8	89.1	5.2	71.9	85.7	14.3	–	–	–	–	–	–
20.0	Л	1988	113.8 ± 14.8	61.0	33.0	–	76.1	23.9	–	–	–	–	–	–
		1989	443.6 ± 38.7	83.7	48.9	49.0	90.7	2.6	–	–	6.8	–	–	–
Юг														
7.0	Б	1988	181.9 ± 27.2	85.9	14.2	–	92.7	7.3	–	–	–	–	–	–
11.0	Б	1988	30.0 ± 5.5	66.7	13.6	–	93.8	6.2	–	–	–	–	–	–
21.0	Б	1989	123.8 ± 12.6	67.5	22.6	33.0	71.4	27.1	–	1.5	–	–	–	–

* Тип почвы: С – серая лесная, Б – бурая горно-лесная, Л – лугово-лесная.

** Пробные площадки расположены на восток от СУМЗа.

*** Виды лямбрицид (названия даны по Easton, 1983) 1 – *Perella diplotetratheca* (Perel, 1967); 2 – *Eisenia nordenskioldi* (Eisen, 1879); 3 – *Aporrectodea rosea* (Savigny, 1826); 4 – *Dendrobaena octaedra* (Savigny, 1826); 5 – *Octolasion lacteum* (Örley, 1881); 6 – *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826); 7 – *Perelia tuberosa* (Svetlov, 1924); 8 – *Lumbricus rubellus* Hoffmeister, 1833. Прочерк означает отсутствие данных и отсутствие вида.

Таблица 2. Возрастная структура популяций доминирующих видов дождевых червей в районе СУМЗа в 1991 г. (*n* – количество найденных экземпляров; доля (в %): *juv* – молодых беспоясковых, *subad* – взрослых беспоясковых, *ad* – поясковых)

Расстояние до завода, км	<i>P. diplozetathea</i>				<i>Ap. rosea</i>				<i>D. octaedra</i>			
	<i>n</i>	<i>juv</i>	<i>subad</i>	<i>ad</i>	<i>n</i>	<i>juv</i>	<i>subad</i>	<i>ad</i>	<i>n</i>	<i>juv</i>	<i>subad</i>	<i>ad</i>
Березняки												
5.6	1	0.0	0.0	100.0	–	–	–	–	–	–	–	–
5.8	8	75.0	12.5	12.5	29	24.1	20.7	55.2	1	0.0	0.0	100.0
6.9	8	100.0	0.0	0.0	7	100.0	0.0	0.0	–	–	–	–
19.0	87	74.7	10.3	14.9	229	77.3	20.5	2.2	8	25.0	50.0	25.0
Ельники-пихтарники												
3.8	1	100.0	0.0	0.0	–	–	–	–	14	71.4	14.3	14.3
4.0	1	100.0	0.0	0.0	–	–	–	–	–	–	–	–
5.2	12	58.3	8.3	33.3	–	–	–	–	–	–	–	–
5.6	2	50.0	50.0	0.0	–	–	–	–	–	–	–	–
7.5	143	55.2	17.5	27.3	–	–	–	–	8	37.5	50.0	12.5
20.0	129	72.1	13.2	14.7	204	68.6	16.2	15.2	8	25.0	50.0	25.0
30.0	94	52.1	17.0	30.9	10	90.0	10.0	0.0	24	29.2	33.3	37.5
Сосняки												
10.9	21	28.6	14.3	57.1	–	–	–	–	5	0.0	60.0	40.0
20.0	83	79.5	9.6	10.8	213	89.2	6.1	4.7	25	12.0	44.0	44.0

1979). Из эндогеиных червей доминирует *Aporrectodea rosea*, эпигейных – уральский эндемик *Porelia diplozetathea*. В районе КМК субдоминантом выступает широко распространенный сибирский вид *Elsenia nordenskioldi*. В районе СУМЗа заметно участие *Dendrobaena octaedra*.

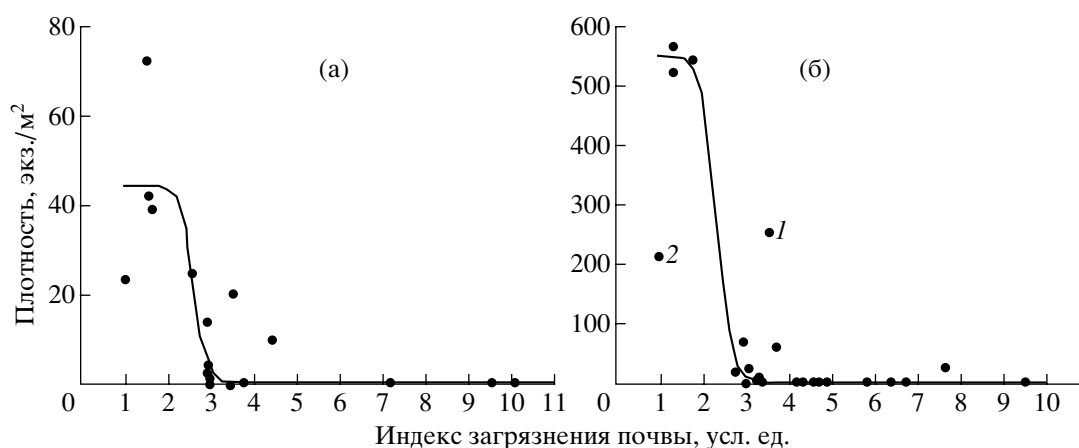
На фоне резкого уменьшения численности червей отсутствуют четко выраженные закономерности в смене соотношения видов. Можно отметить только, что эднотейный вид *Ap. rosea* при росте загрязнения исчезает в первую очередь, и на загрязненных участках представлены только подстилочные и почвенно-подстилочные формы. Среди эпигейных видов в районе СУМЗа вплоть до границы “люмбрицидной пустыни” сохраняет доминирование *P. diplozetathea* (за исключением одного участка с доминированием *D. octaedra*). В районе КМК на уровне тенденции можно отметить рост доли *E. nordenskioldi* при приближении к заводу и уменьшение – *P. diplozetathea*.

Создается впечатление, что все виды, по крайней мере эпигейного комплекса, реагируют на загрязнение сходно, а имеющиеся различия нивелированы токсической нагрузкой. Следовательно, в отношении реакции на исследованное загрязнение виды определенной морфоэкологической группы можно рассматривать как достаточно однородный комплекс. Наш вывод отличен от заключения других авторов о видоспецифичности реакции люмбрицид на действие токсикантов (Edwards, Brown,

1982; Eijsackers, 1983) и соответственно большей информативности изменений видовой структуры относительно общей численности.

Изменение возрастной структуры проанализировано для доминирующих видов в районе СУМЗа (табл. 2). Наиболее представлен материал для *P. diplozetathea*. При его высокой численности соотношение возрастных стадий достаточно стабильно: 50–80% составляют ювенильные формы, 15–30% – половозрелые (поясковые), 10–20% – крупные беспоясковые черви. При снижении численности выпадают разные возрастные стадии: на одних участках импактной зоны найдены только ювенильные формы, на других – половозрелые. Аналогична ситуация для других видов. Сходная картина наблюдается также для соотношения червей и коконов² (см. табл. 1). На фоновой территории в районе СУМЗа коконы в ельниках составляют 50–70% от общей численности, в березняках и сосняках – 30–50%. При росте загрязнения их доля либо увеличивается до 80–90%, либо они отсутствуют. На фоновой территории в районе КМК доля коконов составляет 60–80%, и при росте загрязнения наблюдается тенденция к ее увеличению. Отсутствие четких закономерностей в изменении возрастной структуры, вероятно, связано с ненадежностью оценок плотности

² Поскольку видовая идентификация коконов затруднена, эти соотношения приведены для всего населения люмбрицид.



Зависимости доза-эффект для численности дождевых червей (плотность всех видов червей без коконов) в районе КМК (а) и СУМЗа (б). Линия – аппроксимация зависимости логистическим уравнением. Выпадающие точки: 1 – высокая численность на участке с сильным загрязнением, но нетипично низкой кислотностью рН 5,6), 2 – низкая численность на фоновом участке из-за малого обилия *Ap. rosea*.

при низкой численности, когда большое значение приобретает случайность находок тех или иных стадий. Тем не менее можно сделать важный вывод: обнаружение ювенильных форм и яйцевых коконов на техногенном пределе распространения червей свидетельствует об их размножении в загрязненных местообитаниях. Однако поскольку не известна дальнейшая судьба пополнения, а также интенсивность миграционных потоков с

соседних участков, остается открытым вопрос о самоподдержании популяций в импактной зоне.

Изменение вертикальной стратификации населения люмбрицид идет по двум вариантам. Первый наблюдается на большинстве участков района СУМЗа. На фоновой территории более половины червей сосредоточено в верхнем слое почвы, меньше – в подстилке (см. табл. 1) и еще меньше (порядка 10%) – в более глубоком слое почвы. С приближением к источнику выбросов происходит сдвиг максимума плотности вверх: в нижних слоях почвы черви не встречаются, соотношение между почвой и подстилкой меняется на противоположное. Это происходит как из-за исчезновения *Ap. rosea*, так и за счет перемещения в подстилку зоны активности оставшихся видов. Данный процесс завершается тем, что в ряде случаев на техногенном пределе распространения дождевые черви отмечены исключительно в подстилке. Второй вариант изменения вертикальной структуры наблюдается в районе КМК и, частично, СУМЗа: на загрязненных участках черви в подстилке отсутствуют или малочисленны.

Разница между вариантами, вероятно, связана с различиями в характере изменения водно-воздушных свойств почвы, на что черви чутко реагируют (Lee, 1985). В первом случае ухудшение аэрации минеральных горизонтов из-за избыточного увлажнения делает невозможным обитание в них люмбрицид. Так, в буферной и импактной зонах района СУМЗа мы зарегистрировали сильное оглеение и деструктуризацию почвы (Кайгородова, Воробейчик, 1996), что свидетельствует о формировании крупных анаэробных зон. Это можно считать основной причиной наблюдающегося перемещения червей в подстилку, поскольку она и по содержанию тяжелых металлов (Воробейчик и др., 1994), и по кислотности (Воробейчик, 1995)

Таблица 3. Параметры зависимости доза-эффект для численности дождевых червей

Район	Группа	Абсцисса критической точки		r_{xy}	D
		верхней	нижней		
СУМЗ	<i>P. diplotetratheca</i>	1.96	2.60	-0.58**	96.2
	<i>Ap. rosea</i>	2.32	2.55	-0.43*	99.1
	<i>D. octaedra</i>	2.24	2.55	-0.48*	92.6
	Все виды червей	2.13	2.56	-0.53**	92.3
	Коконь	2.25	2.75	-0.56**	81.4
	Черви + коконь	2.29	2.68	-0.53**	72.6
КМК	<i>P. diplotetratheca</i>	2.49	2.78	-0.53*	77.1
	<i>E. nordenskioldi</i>	1.96	3.03	-0.55*	68.2
	Все виды червей	2.41	2.81	-0.57**	82.4
	Коконь	2.78	3.01	-0.61**	69.0
	Черви + коконь	2.71	2.94	-0.63**	77.0

Примечание. Абсциссы критических точек выражены в условных единицах (показывают, во сколько раз превышен фоновый уровень загрязнения); r_{xy} – коэффициент линейной корреляции (уровни значимости: * – 5%, ** – 1%); D – доля (%) объясняемой логистическим уравнением дисперсии.

превосходит верхний слой почвы. Однако в силу особенностей структуры подстилка обладает лучшей аэрацией, что делает ее в условиях избыточного увлажнения более оптимальным субстратом. Вторым вариантом обусловлен противоположным процессом: в березняках и сосняках, приуроченных к хорошо дренируемым местообитаниям, деградация растительности ведет к иссушению подстилки и соответствующему смещению максимума плотности в более нижние горизонты. Отмеченные варианты техногенного изменения вертикального распределения люмбрицид имеют природные аналоги. В часто затопляемых и болотных местообитаниях таежной зоны представлены только подстилочные и почвенно-подстилочные формы, сосредотачивающиеся преимущественно в подстилке; в сухих же биотопах доминируют эндогейные виды со смещением максимума численности в минеральные горизонты почвы (Перель, 1979).

Устойчивость к техногенной нагрузке населения дождевых червей можно оценить по анализу зависимостей “доза–эффект” (объясняющая переменная – уровень загрязнения почвы, зависимая – численность червей). Полученные дозовые зависимости существенно нелинейны и имеют S-образный вид (см. рисунок). До определенного, критического или порогового, значения токсической нагрузки обилие червей хотя и сильно варьирует, но сохраняется на высоком уровне. После того, как нагрузка превысит этот уровень, происходит уменьшение численности до очень низких, а затем и нулевых значений. Следовательно, в процессе техногенной трансформации население люмбрицид находится в двух относительно стабильных состояниях. Первое из них соответствует фоновому уровню с высокой плотностью, второе – импактному с очень низкой или нулевой плотностью. Переход между ними очень резкий.

Определить точное значение величин критических нагрузок можно с помощью процедуры, заключающейся в аппроксимации дозовой зависимости логистическим уравнением и нахождении координат трех критических точек по анализу производных функции (Воробейчик и др., 1994): верхняя точка соответствует “началу”, нижняя – “концу” быстрого уменьшения численности³ (табл. 3). Логистические уравнения хорошо описывают дозовые зависимости (доля объясняемой дисперсии доходит до 100%), что гарантирует надежность результатов. В районе КМК разброс значений абсцисс верхней критической точки для разных показателей выше, чем в районе СУМЗа, что, вероятно, связано с меньшим количеством

пробных площадей. Однако в целом оба района имеют близкие величины рассматриваемого параметра. Уменьшение численности люмбрицид начинается, когда фоновое загрязнение превышено в 2.0–2.3 раза (в районе КМК верхняя граница интервала смещена до 2.8 раза); импактное состояние соответствует превышению загрязнения в 2.6–3.0 раза, а полная элиминация червей – в 4.0–4.5 раза (см. рисунок).

Таким образом, весь процесс техногенной трансформации населения – от начала уменьшения численности до полного исчезновения – разворачивается на очень узком интервале нагрузок, составляющем всего около 20% от общей величины градиента загрязнения. Это свидетельствует о низкой устойчивости люмбрицид к рассматриваемому виду загрязнения, тем более что и по абсолютным величинам абсцисс верхней критической точки они опережают другие компоненты лесной экосистемы (Воробейчик и др., 1994; Воробейчик, Хантемирова, 1994).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Загрязнение лесных почв полиметаллической пылью в комплексе с SO₂ имеет крайне негативные последствия для дождевых червей. По мере увеличения токсической нагрузки они резко сокращают численность и в дальнейшем полностью исчезают. Это приводит к образованию возле источников выбросов обширных “люмбрицидных пустынь”. Элиминация наиболее массовой среди почвенной мезофауны группы несомненно отрицательно сказывается на функционировании всей лесной экосистемы – тормозятся деструкция опада и возврат биогенов, уменьшается почвенное плодородие.

Вероятно, нет специфики ответа населения люмбрицид на загрязнение по сравнению с реакцией на неблагоприятные природные факторы. Просматривается аналогия между обусловленным техногенной нагрузкой уменьшением численности, исчезновением определенных морфоэкологических групп, изменением вертикальной стратификации и реакцией червей на нетехногенное ухудшение водно-воздушного режима местообитаний. Среди всех рассмотренных показателей наиболее информативна общая численность, характеристики видовой, возрастной и вертикальной структуры менее надежны из-за сложности вычисления техногенной составляющей. Немаловажно, что дождевые черви выступают “отрицательными индикаторами”: само их отсутствие при прочих равных условиях свидетельствует о недопустимо высоком уровне загрязнения почвы. Это упрощает использование червей, в частности, при зонировании территорий. С другой стороны, обнаруженный нелинейный характер снижения численности люмбрицид с ростом загрязнения на-

³ При расчетах все группы типов леса объединены в одну выборку; для района СУМЗа использован материал только 1991 г., КМК – обоих лет наблюдений; явно выпадающие точки (особенно в фоновой области) исключены из рассмотрения, но показаны на графике.

кладывает существенные ограничения на возможность точного предсказания параметров их населения по информации о загрязнении почвы и соответственно на разрешающую способность индикации. Относительно надежно можно предсказывать только переход в одно из трех состояний, т.е. измерять численность фактически в трехбалльной шкале (высокая, сильно сниженная, полное или почти полное отсутствие). В пределах этих градаций численность сильно варьирует и в значительной степени определяется комбинацией природных факторов.

Дождевые черви широко применяются в прикладных исследованиях как тест-объекты для оценки токсичности веществ и индикаторы содержания поллютантов в почве (Криволицкий, 1994); показана перспективность их использования для индикации радиоактивного загрязнения (Криволицкий и др., 1980). Учитывая ведущую роль червей как первичных деструкторов опада в лесных экосистемах и закономерное изменение параметров их населения при увеличении токсической нагрузки, можно рекомендовать включить обилие люмбрицид в качестве одного из базовых параметров в процедуры оценки воздействия на природные комплексы источников химического загрязнения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Власенко В.Э., Менищikov С.Л., Махнев А.К. Состояние и устойчивость хвойных лесов в условиях аэрогенного загрязнения на Среднем Урале // Экология. 1995. № 3. С. 193–196.
- Воробейчик Е.Л. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.
- Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: Наука, 1994. 280 с.
- Воробейчик Е.Л., Хантемирова Е.В. Реакция лесных фитоценозов на техногенное загрязнение: зависимость доза–эффект // Экология. 1994. № 3. С. 31–43.
- Кайгородова С.Ю., Воробейчик Е.Л. Трансформация некоторых свойств серых лесных почв под действием выбросов медеплавильного комбината // Экология. 1996. № 3. С. 187–193.
- Коробейников Ю.И. Численность и биомасса дождевых червей (Lumbricidae) в лесах Ильменского заповедника // Биогеоэкологические исследования на Южном Урале. Свердловск, 1978. С. 86–94.
- Криволицкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. М.: Наука, 1994. 272 с.
- Криволицкий Д.А., Семяшкова Т.М., Михальцова З.А., Турчанинова В.А. Дождевые черви как биоиндикатор радиоактивного загрязнения почвы // Экология. 1980. № 6. С. 6–72.
- Некрасова Л.С. Влияние медеплавильного производства на почвенную мезофауну // Экология. 1993. № 5. С. 83–85.
- Перель Т.С. Распространение и закономерности распределения дождевых червей фауны СССР. М.: Наука, 1979. 272 с.
- Bengtsson G., Gunnarsson T., Rundgren S. Effects of metal pollution on the earthworm *Dendrobaena rubida* (Sav.) in acidified soils // Water, Air and Soil Pollut. 1986. V. 28. № 3–4. P. 361–383.
- Bengtsson G., Nordström S., Rundgren S. Population density and tissue metal concentration of Lumbricids in forest soils near a brass mill // Environ. Pollut. (Ser. A). 1983. V. 30. P. 87–108.
- Beyer W.N., Cromartie E., Moment G.B. Accumulation of methylmercury in the earthworm, *Eisenia foetida*, and its effect on regeneration // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1985. V. 35. № 2. P. 157–162.
- Easton E.G. A guide to the valid names of Lumbricidae (Oligochaeta) // Earthworm ecology. L., N.Y., 1983. P. 475–487.
- Edwards P.J., Brown S.M. Use of grassland plots to study the effect of pesticides on earthworms // Pedobiologia. 1982. V. 24. P. 145–150.
- Eijsackers H. Soil fauna and soil microflora as possible indicators of soil pollution // Environ. monitoring and assessment. 1983. V. 3. № 3/4. P. 307–316.
- Fischer E., Kozlorus L. Sublethal effects, accumulation capacities and elimination rates of As, Hg and Se in the mature worm, *Eisenia fetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) // Pedobiologia. 1992. V. 36. № 3. P. 172–178.
- Lee K.E. Earthworms: their ecology and relationships with soil and land use. Sydney etc.: Academic Press, 1985. 411 p.
- Lofs-Holmin A. Occurrence of eleven earthworm species (Lumbricidae) in permanent pastures in relation to soil-pH // Swedish. J. agric. Res. 1986. V. 16. № 4. P. 161–165.
- Ma W.C., Edelman Th., Beersum I. van, Jans Th. Uptake of Cd, Zn, Pb, and Cu by earthworms near a zinc-smelting complex: influence of soil pH and organic matter // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1983. V. 30. P. 424–427.
- Malecki M.R., Neuhauser E.F., Loehr R.C. The effect of metals on the growth and reproduction of *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) // Pedobiologia. 1982. V. 24. № 3. P. 129–137.
- Rhee J.A. van. Effects of soil pollution on earthworms // Pedobiologia. 1977. V. 17. № 3. P. 201–208.
- Vogel J., Ottow J.C.G. Einfluss unterschiedlicher Fluoride in sublethalen Konzentrationen auf Wachstum, Fertilität und Fluorid-Akkumulation von *Eisenia foetida* (Oligochaeta, Lumbricidae) // Pedobiologia. 1992. V. 36. № 2. P. 121–128.
- Wright M.A., Stringer A. Lead, zinc and cadmium content of earthworms from pasture in the vicinity of an industrial smelting complex // Environ. Pollution. 1980. V. 23. P. 313–321.
- Yeates G.W., Orchard V.A., Speir T.W. Reduction in faunal populations and decomposition following pasture contamination by Cu-Cr-As based timber preservative // Acta Zool. Fen. 1995. V. 196. P. 297–300.