

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ЛОКАЛЬНЫХ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ НОРМ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ВЛИЯНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ДЫХАНИЕ ПОЧВ ПРОВИНЦИИ ПАВИЯ (ИТАЛИЯ)¹

APPLICATION OF LOCAL ECOLOGICAL NORMS METHOD FOR DETERMINATION OF THE EFFECT OF HEAVY METALS CONTENT ON SOIL RESPIRATION OF PROVINCE PAVIA (ITALY)

**A. Konovalov
D. Risnik**

Summary. The method of local ecological norms (LEN) was used in given research. The method is based on computer-used division of cloud of quantitative values of key-figures of soil quality and finding of boundaries of indicators norm (BIN), dividing well-being and not well-being indicators values, and boundaries of factors norms (BFN), dividing acceptable and not acceptable values of factors.

The data for province Pavia (Italy) for 2004–2005 were taken as a base for this research. The boundaries of norm of factors were determined for a row of soil indicators. The determined boundaries don't conflict with Russian and European systems of setting of standards. The usage of given in the research method can help to overcome some disadvantages of traditional methods of statistical analysis and maximum allowable concentrations (MAC) system approach to setting of standards in soils.

Keywords: MAC, LEN, BIN, BFN, bioindicators, factors, heavy metals, soils, soil respiration, mineralization.

Коновалов Алексей Глебович

Московский Государственный Университет

им. М. В. Ломоносова

argokargo11@gmail.com

Рисник Дмитрий Владимирович

К.б.н., в.н.с., Московский Государственный

Университет им. М. В. Ломоносова biant3@mail.ru

Аннотация. В данном исследовании был использован метод локальных экологических норм (ЛЭН) как альтернатива системе ПДК. Смысл метода состоит в компьютерном разбиении облака значений количественных показателей качества почвы и поиске границ нормы индикаторов (ГНИ), разделяющих благополучные и неблагополучные значения индикаторов, и границ нормы факторов (ГНФ), разделяющих допустимые и недопустимые значения факторов.

В качестве основы для исследования взяты данные по провинции Павия итальянского региона Ломбардия за 2004–2005 г. Для ряда почвенных индикаторов были выявлены границы нормы по факторам. Определённые границы не вступают в противоречие с отечественными и зарубежными системами нормирования. Использование приведённого в работе метода позволяет преодолевать недостатки традиционных методов статистического анализа и системы нормирования воздействия на почву, основанной на ПДК.

Ключевые слова: ПДК, ЛЭН, ГНИ, ГНФ, биоиндикаторы, факторы, тяжёлые металлы, почвы, почвенное дыхание, минерализация.

Введение

В последние годы особую важность приобрела проблема постоянно возрастающего загрязнения почв тяжёлыми металлами. Городские почвы загрязнены преимущественно Pb, Zn, Cd, Cu, причём одним из основных источников этих загрязнений является движение автотранспорта: выхлопные газы автомобилей, частицы покрышек и т.п. [1, 2]. В исследовании E. Vaath [3] было изучено влияние тяжёлых металлов на почвенные микроорганизмы. Токсичность металлов убывала в ряду Cd > Cu > Zn > Pb. Негативны также последствия удобрения почв осадками сточных вод, загрязнённых

тяжёлыми металлами. Так, в работе McGrath et al. [4] приведена информация, что тяжёлые металлы могут оказывать токсическое влияние на почвенные микроорганизмы (цианобактерии, микоризы грибов и бактерии *Rhizobium leguminosarum* bv. *trifolii*) даже при концентрациях ниже Европейских предельно-допустимых концентраций для почв, удобряемых осадками сточных вод [5]. В качестве индикаторов загрязнения почв тяжёлыми металлами могут выступать соотношения различных групп почвенных микроорганизмов. Так, в работе [6] приведены данные, что при загрязнении почвы свинцом от металлургического комбината увеличивается обилие в почве микроорганизмов Chlamydiae и γ-Proteobacteria,

¹ Работа выполнена при частичной поддержке РФФИ (проект № 16–04–01024).

но уменьшается обилие *Verrucomicrobia*. Для мониторинга загрязнения почв тяжёлыми металлами можно совместно использовать как данные по микробной биомассе, так и данные по микробиологической активности почв, в частности по почвенному дыханию, фиксации и минерализации азота, а также активности почвенных ферментов [7]. Тяжёлые металлы угнетают активность ферментов по-разному, так, в исследовании Kandler et al. [8] ферменты, вовлечённые в круговорот углерода, при загрязнении почвы Zn, Cu, Ni, V и Cd показывали большую активность, чем ферменты, ответственные за круговорот P, N и S, активность которых была подавлена. Микроорганизмы также неодинаково чувствительны к воздействию тяжёлых металлов, так, в работе Hiroki [9] при загрязнении почвы Cd, Zn и Cu число актиномицет и бактерий снизилось значительно, тогда как корреляция между величиной загрязнения и обилием грибов в почве была слаба.

Микроорганизмы играют огромную роль в почве. Они ответственны за множество биохимических реакций, в том числе обуславливающих саму возможность поддержания жизни на планете, например, за реакции нитрификации-денитрификации. Также, микроорганизмы помогают растворять соединения фосфора, делая его доступным для растений [10]. Наибольший вклад в этот процесс вносят бактерии родов *Pseudomonas*, *Bacillus* и *Rhizobium* [11]. Велика также роль микроорганизмов в биоремедиации, т.е. детоксикации загрязнённых почв [12]. Большую роль в этих процессах играют, например, ризобактерии [13].

Вопросы экологического нормирования почв являются одним из приоритетных направлений деятельности в сфере охраны окружающей среды. Однако, большинство из используемых в России и мире нормативов качества почв основаны на результатах лабораторных экспериментов. Такой подход имеет ряд недостатков, в частности, не всегда правомерна экстраполяция лабораторных нормативов на природные объекты, применение единых нормативов для значительных по площади территорий, как правило, не учтена синергия действия факторов в природной среде [14]. Альтернативой лабораторному — является подход, основанный на использовании в целях нормирования природных данных о состоянии почв и факторах, влияющих на это состояние. Тем не менее, такой подход сталкивается с рядом трудностей. Зависимости «доза-эффект» в условиях лабораторного эксперимента функциональны, хорошо поддаются корреляционному, регрессионному и другим видам статистического анализа. В природе же диаграмма «доза-эффект» приобретает вид «беспорядочного» облака точек, так как на биоиндикаторы одновременно действует множество факторов среды. Один из методов анализа таких «беспорядочных» облаков точек подразу-

мекает переход от количественных переменных к их качественным классам, что и использовано в методе установления локальных экологических норм.

Материалы и методы

Для анализа использовали данные по состоянию почв провинции Павия (регион Ломбардия, Италия). Данные получены итальянскими исследователями в 2004 и 2005 году [15]. Провинция занимает площадь 2,965 км². 74% площади представляют собой долину реки По, 16% — холмистая местность и 10% — гористая территория. Население — более 500 тысяч человек, проживающих в 190 городах. На территории провинции расположено более 10 тысяч промышленных предприятий. Из них 25 — наиболее крупные и значимые с точки зрения антропогенного воздействия на биосферу. Экономика основывается на сельском хозяйстве, промышленности, торговом деле и туризме. В сельском хозяйстве активно используются осадки сточных вод, объёмы их применения — сотни тысяч тонн ежегодно.

Рассмотрены следующие факторы, влияющие на состояние почв: содержание в почвах органического углерода, азота и алюминия (в %) и содержание тяжёлых металлов и металлоидов: As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn (в мг/кг).

В качестве биоиндикаторов использованы:

- ◆ Базальное дыхание $C_{\text{баз}}$ — скорость выделения углекислого газа почвой (мг $C-CO_2$ /(кг·дн)).
- ◆ Кумулятивное дыхание $C_{\text{кум}}$ — общее количество выделившегося в измерительный сосуд углекислого газа за весь период выдерживания почвенного образца (мг $C-CO_2$ /кг).
- ◆ Микробная биомасса в пересчёте на углерод $C_{\text{мик}}$ (мг/кг).
- ◆ Метаболический коэффициент qCO_2 — удельное дыхание микробной биомассы (мг $C-CO_2$ /(ч·мг микробной биомассы)), рассчитан как $qCO_2 = C_{\text{баз}} / C_{\text{мик}} / 24$. Показатель возрастает при уменьшении эффективности ассимиляции.
- ◆ Коэффициент минерализации qM — отражает долю (в %) органического вещества, которое было минерализовано в течение инкубационного периода.

Сбор данных проводили как по регулярной сети со стороны ячейки 9 км (34 наблюдения), так и в 6 областях провинции Павия, подверженных максимальной нагрузке от промышленных предприятий, с шагом сети от 1,5 до 3 км (116 наблюдений). Пробоотбор проводили методом конверта с квадратов 5х5 метров с глубины 0–30 см.

Таблица 1. Диапазон и квантили изменения биологических и химических характеристик почвенных экосистем провинции Павия в 2004–2005 гг.

	min	25%	50%	75%	max	N
$C_{\text{мик}}$, мг/кг	12,3	61,8	112	178	395	148
$C_{\text{баз}}$, мг $C-CO_2$ /(кг·дн)	1,9	5,9	7,4	11,0	19,7	147
$C_{\text{кум}}$, мг $C-CO_2$ /кг	54	173	228	324	609	147
qCO_2 , мг $C-CO_2$ /(ч·мг микробной биомассы)	0,084	0,189	0,290	0,462	1,588	146
qM, %	0,81	1,64	1,96	2,46	4,48	147
$C_{\text{орг}}$, %	0,04	0,73	0,88	1,12	2,49	147
N, %	0,06	0,09	0,12	0,15	0,28	151
Al, %	1,70	4,05	5,30	6,65	12,7	154
As, мг/кг	2,4	6,2	8,7	11,6	24,3	152
Cd, мг/кг	0,05	0,15	0,22	0,29	0,86	154
Co, мг/кг	2,9	7,0	10,2	16,2	26,4	146
Cr, мг/кг	4,0	42,5	68,0	159,0	269	155
Cu, мг/кг	1,0	17,5	25,0	36,4	94,0	152
Hg, мг/кг	0,02	0,04	0,06	0,09	0,64	153
Mn, мг/кг	121	313	466	734	1420	143
Ni, мг/кг	2,0	23,0	38,0	121,0	214	155
Pb, мг/кг	8,7	16,0	19,5	22,8	45,9	154
Zn, мг/кг	33,0	60,5	78,0	97,8	225	154

При подготовке проб к анализу проводили их кислотное (в концентрированной азотной кислоте) и микроволновое разложение. Содержание микроэлементов определяли методами ICP-OES, ICP-MS, AAS. Содержание макроэлементов — при помощи рентгенфлуоресцентного анализа, содержание углерода и азота — на CHN — анализаторе.

Распределение значений исследуемых показателей в матрице данных приведено в таблице 1.

Метод расчета

локальных экологических норм (метод ЛЭН)

Метод ЛЭН [16,17,18,19,20] основан на программном анализе облака значений биологических и химических показателей. Алгоритм метода предполагает разбиение облака на классы качества как по индикатору, так и по фактору и поиск таких границ разбиения, чтобы благополучие индикатора соответствовало допустимости значений фактора, а недопустимость по значениям фактора — неблагополучию индикатора. Границы, разделяющие классы качества по индикатору названы границами нормы индикатора (ГНИ), границы, разделяющие классы качества по фактору — границами нормы фактора (ГНФ).

Результаты

Предобработка данных

Распределение значений по всем исследуемым показателям не отличается от нормального ($p < 0,01$ по кри-

терию Шапиро-Уилка), что позволило использовать для отбраковки выпадающих значений правило трех сигм. Для каждого из показателей были исключены от 1 до 5 выпадающих значений.

Метод ЛЭН предназначен для анализа нефункциональных зависимостей между индикаторами состояния экосистем и воздействующими на индикаторы факторами среды (при наличии функциональной зависимости одно значение фактора строго соответствует только одному значению индикатора, исчерпывающий анализ такой зависимости возможен при помощи корреляционного и регрессионного анализа). В связи с этим была проведена проверка на функциональность зависимостей при помощи коэффициентов ранговой корреляции Спирмена (табл. 2). Результаты анализа свидетельствуют о том, что функциональных зависимостей между индикаторами и факторами нет, максимальная величина коэффициента Спирмена составила 0,60 между $C_{\text{кум}}$ и содержанием азота в почве (соответствует умеренной силе связи по шкале Чеддока).

Группы скоррелированных показателей

Среди индикаторов удобно выделить группы высоко взаимно скоррелированных показателей и работать с представителями этих групп. Все индикаторы из одной группы скоррелированных между собой одинаково эффективны для целей биоиндикации. Проведенный коореляционный анализ связей между различными биоиндикаторами (табл. 3), показал, что показатели с корреляцией более 0,80 ($C_{\text{баз}}$ и $C_{\text{кум}}$) можно считать группой

Таблица 2. Коэффициенты ранговой корреляции Спирмена между биоиндикаторами и факторами состояния почв. Жирным шрифтом выделены значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,05$)

	C_{мик}	C_{баз}	C_{кум}	qCO₂	qM
C _{орг}	0,38	0,39	0,57	-0,08	0,01
N	0,46	0,43	0,60	-0,12	0,08
Al	0,40	0,34	0,38	-0,15	0,36
As	0,10	0,15	0,25	-0,03	0,32
Cd	0,25	0,24	0,34	-0,06	0,09
Co	0,39	0,35	0,35	-0,14	0,37
Cr	0,33	0,35	0,32	-0,11	0,30
Cu	0,32	0,35	0,43	-0,09	0,27
Hg	-0,04	0,21	0,20	0,19	0,06
Mn	0,20	0,18	0,23	-0,04	0,38
Ni	0,31	0,34	0,29	-0,11	0,33
Pb	0,13	0,25	0,29	0,07	0,08
Zn	0,31	0,33	0,44	-0,09	0,28

Таблица 3. Коэффициенты корреляции между значениями биоиндикаторов и факторами состояния почв. Жирным шрифтом выделены значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,05$), заливкой обозначены коэффициенты корреляции по модулю превышающие 0,80

	C_{мик}	C_{баз}	C_{кум}	qCO₂	qM
C _{мик}	1,00	0,39	0,48	-0,62	0,16
C _{баз}	0,39	1,00	0,83	0,22	0,57
C _{кум}	0,48	0,83	1,00	0,04	0,58
qCO ₂	-0,62	0,22	0,04	1,00	0,15
qM	0,16	0,57	0,58	0,15	1,00

Таблица 4. Коэффициенты корреляции между значениями факторов состояния почв. Жирным шрифтом выделены значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,05$), заливкой обозначены коэффициенты корреляции по модулю превышающие 0,80

	C_{орг}	N	Al	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
C _{орг}	1,00	0,85	0,10	-0,05	0,15	-0,10	-0,14	0,10	0,10	-0,20	-0,14	0,31	0,16
N	0,85	1,00	0,37	0,08	0,24	0,17	0,07	0,35	0,06	0,07	0,07	0,29	0,38
Al	0,10	0,37	1,00	0,30	0,25	0,72	0,54	0,60	-0,14	0,68	0,52	0,07	0,60
As	-0,05	0,08	0,30	1,00	0,16	0,30	0,11	0,21	-0,09	0,32	0,12	0,24	0,30
Cd	0,15	0,24	0,25	0,16	1,00	0,36	0,39	0,63	0,56	0,26	0,36	0,48	0,75
Co	-0,10	0,17	0,72	0,30	0,36	1,00	0,92	0,71	-0,12	0,78	0,92	0,08	0,65
Cr	-0,14	0,07	0,54	0,11	0,39	0,92	1,00	0,66	-0,06	0,63	0,98	0,01	0,57
Cu	0,10	0,35	0,60	0,21	0,63	0,71	0,66	1,00	0,17	0,62	0,67	0,31	0,86
Hg	0,10	0,06	-0,14	-0,09	0,56	-0,12	-0,06	0,17	1,00	-0,17	-0,09	0,55	0,35
Mn	-0,20	0,07	0,68	0,32	0,26	0,78	0,63	0,62	-0,17	1,00	0,66	-0,03	0,55
Ni	-0,14	0,07	0,52	0,12	0,36	0,92	0,98	0,67	-0,09	0,66	1,00	-0,01	0,54
Pb	0,31	0,29	0,07	0,24	0,48	0,08	0,01	0,31	0,55	-0,03	-0,01	1,00	0,49
Zn	0,16	0,38	0,60	0,30	0,75	0,65	0,57	0,86	0,35	0,55	0,54	0,49	1,00

скореллированных индикаторов, их дальнейший независимый анализ нецелесообразен, т.к. результаты, полученные для одного из показателей, с достаточной точностью характеризуют результаты для другого и значения одного показателя при помощи уравнения корреляции можно привести к значениям другого. В качестве индикатора-представителя из данной группы был выбран C_{баз}, т.к. он первичен по отношению к C_{кум}.

Анализ корреляций между факторами среды (табл. 4) выявил наличие трех групп совместно действующих факторов: 1) содержание органического углерода и азота; 2)

содержание кобальта, хрома и никеля; 3) содержание меди и цинка. Значения факторов в группах изменяются параллельно, т.е. в большинстве случаев при интерпретации результатов дальнейшего анализа невозможно будет отделить влияние одного фактора из группы от влияния другого.

Корреляционный анализ связей между биологическими и химическими характеристиками почвенных экосистем

Полученные коэффициенты корреляции между индикаторами и факторами приведены в табл. 5. Выявлены

Таблица 5. Коэффициенты корреляции между биоиндикаторами и факторами состояния почв. Жирным шрифтом выделены значимые коэффициенты корреляции ($p < 0,05$)

	C_{мик}	qCO₂	qM	C_{баз}
C _{орг}	0,36	-0,08	-0,09	0,31
N	0,46	-0,16	-0,03	0,34
Al	0,37	-0,11	0,34	0,31
As	0,11	-0,04	0,26	0,10
Cd	0,27	-0,08	-0,02	0,15
Co	0,40	-0,07	0,45	0,43
Cr	0,36	-0,05	0,39	0,40
Cu	0,37	-0,06	0,21	0,31
Hg	-0,06	0,10	-0,12	-0,02
Mn	0,17	-0,02	0,40	0,25
Ni	0,33	-0,03	0,39	0,40
Pb	0,14	0,00	-0,03	0,17
Zn	0,42	-0,09	0,26	0,34

Таблица 6. Области нормы индикаторов и достаточность программы наблюдений для отражения причин неблагополучия

Индикатор	Область нормы по индикатору	Достаточность программы наблюдений	Число значимых факторов
C _{мик}	>157.1	0.95	10
C _{баз}	>11.3	0.90	10
qM	>2.45	0.82	8
qCO ₂	>0.40	0.60	2

Таблица 7. Области нормы факторов и полноты¹ их вклада в неблагополучие индикаторов. Обозначения: единицы измерения для N, C_{орг} и Al —%, для остальных металлов — мг/кг

Индикатор	Фактор	Область нормы по фактору	Полнота	Индикатор	Фактор	Область нормы по фактору	Полнота
C _{мик}	Co	>10.5	0.70	C _{баз}	Zn	>74	0.55
	Cu	>25.7	0.65		Cu	>22.4	0.54
	Cr	>67	0.61		Pb	>17.8	0.45
	N	>0,12	0.61		Ni	>27	0.40
	Zn	>75	0.60		Cr	>48	0.38
	Ni	>34	0.55		Al	>4.3	0.34
	Cd	>0.2	0.52		Cd	>0.15	0.32
	Mn	>381	0.50		N	>0,1	0.32
	C _{орг}	>0,81	0,46		Hg, мг/кг	>0,05	0,32
	Al	>4.7	0,44		C _{орг}	>0,74	0,31
	As	>7.2	0,40		As	>5.9	0,30
	Pb	>15.9	0,30		Co	>6.4	0,30
	qM	Al	>5.3		0.57	qCO ₂	Co
Cr		>64	0.57	Al	<6		0.40
Cu		>24.1	0.57	N	<0,13		0,37
Mn		>378	0.50				
As		>7.2	0.39				
Ni		>26	0.38				
Cd		>0.17	0.35				
Zn	>60	0.32					

¹ полнота — доля наблюдений, недопустимых по заданному фактору и неблагополучных по заданному индикатору, среди всех неблагополучных по этому индикатору наблюдений.

Таблица 8. Сопоставление нормы содержания тяжёлых металлов в почвах и границ области нормы факторов (усредненные по разным индикаторам). Прочерк означает отсутствие норматива

Перечень элементов	ПДК, мг/кг [22]	ОДК для суглинистых почв, рН _{ксл} > 5,5, мг/кг [21]	Нормативы для почв ЕС, удобряемых ОСВ, мг/кг [5]	Область нормы по фактору, мг/кг
Mn, мг/кг	1500	-	-	>380
Hg, мг/кг	2.1	-	1–1,5	>0.05
Co, мг/кг	5	-	-	(6.4–10.5;12.9)
Cu, мг/кг	-	132	50–140	>22.4–25.7
Cr, мг/кг	-	-	-	>48–67
Pb, мг/кг	32	130	50–300	>15,9–17,8
Zn, мг/кг	-	220	150–300	>60–75
Cd, мг/кг	-	2	1–3	>0.15–0.20
As, мг/кг	-	10	-	>5,9–7,2
Ni, мг/кг	-	80	30–75	>26–34

умеренные по шкале Чеддока связи между биомассой микроорганизмов и содержанием органического углерода, азота, алюминия, кобальта, хрома, меди, никеля и цинка; коэффициентом минерализации и содержанием алюминия, кобальта, хрома, марганца и никеля; уровнем базального дыхания и содержанием органического углерода, азота, алюминия, кобальта, хрома, меди, никеля и цинка. Остальные связи отсутствуют или незначимы.

Анализ связей методом ЛЭН

Индикаторы были упорядочены, по критерию количества значимых факторов (имеющих достоверную связь с индикатором) и по критерию достаточности. Достаточность — доля наблюдений, недопустимых хотя бы по одному из факторов, участвующих в анализе, среди всех наблюдений, неблагополучных по индикатору. В таблицах 6 и 7 приведены границы ГНИ и ГНФ. Уровень значимости результатов $\alpha = 0.05$, количество точек в выборке — 149.

Из таблицы 6 видно, что биомасса микроорганизмов и базальное дыхание наиболее чувствительны к концентрациям тяжёлых металлов, также для них характерна наибольшая достаточность программы наблюдений.

Таблицу 7 необходимо читать следующим образом: значения концентрации никеля ниже 27 мг/кг приводят к снижению базального дыхания ниже 11,3 мг C–CO₂/кг почвы в день, 40% неблагополучных значений индикатора сопряжены с негативными значениями концентрации никеля. В большинстве случаев выявлены нижние границы норм индикаторов и факторов.

Обсуждение

Проведено сравнение полученных границ с отечественными (ОДК [21], ПДК [22]) и европейскими нормативами для почв, удобряемых осадком сточных вод (ОСВ)

[5] (табл. 8). Поскольку исследуемые почвы имеют суглинистый гранулометрический состав с рН близким к нейтральному в таблице приведены ОДК для почв с аналогичными свойствами.

Установленные нами границы норм укладываются в диапазон средних значений для почв Италии [23].

Согласно обзору Водяницкого [24] при невысоком загрязнении, когда почва еще сохраняет растительность, тяжелые металлы (в первую очередь Cr), стимулируя микробиологическую активность, усиливают дыхание почвы и выделение CO₂. Это совпадает с тем, что для базального дыхания выявлены нижние ГНФ ряда тяжёлых металлов, т.е. их снижение содержания ниже определённого порога приводит к снижению уровня почвенного дыхания.

По всем факторам, за исключением содержания кобальта, установленные границы нормы не противоречат нормативам, т.е. метод ЛЭН позволил дополнить нормативы нижней границей зоны толерантности. Однако границы нормы фактора по кобальту противоречат действующим ПДК, это может быть обусловлено тем, что ПДК кобальта взята для его подвижной формы, а не для валового содержания, как у остальных элементов в таблице.

Заключение

Метод локальных экологических норм хорошо подходит для определения границ норм для содержания тяжёлых металлов и металлоидов. Из апробированных в работе биоиндикаторов наиболее эффективными для отражения действия тяжелых металлов являются биомасса микроорганизмов и характеристики скорости почвенного дыхания. Анализ корреляций между факторами

среды выявил наличие трех групп совместно действующих факторов: 1) содержание органического углерода и азота; 2) содержание кобальта, хрома и никеля; 3) содержание меди и цинка. Наибольшее влияние на биомассу микроорганизмов оказывает кобальт, на базальное дыхание — цинк и медь, на коэффициент минерализа-

ции — алюминий, хром и медь, на метаболический коэффициент — кобальт. Установленные границы норм не противоречат ПДК и ОДК РФ, а также европейским нормативам. Использование метода ЛЭН помогает преодолеть некоторые недостатки концепции ПДК и традиционных методов статистического анализа.

ЛИТЕРАТУРА

1. Alloway B. J. (2013) Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In: Alloway B. (eds) Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution, vol 22. Springer, Dordrecht.
2. Manta D., Angelone M., Bellanca A. et al. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. // Science of the Total Environment. 2002. — V. 300. — Iss. 1–3. — Pp. 229–243.
3. Baath E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). // Water, Air and Soil Pollution. 1989. — V.47. — Iss. 3–4. — Pp. 335–379.
4. McGrath S., Chaudri M., Giller K. Long-term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. // Journal of Industrial Microbiology. 1995. — V. 14. — Iss. 2. — Pp. 94–104.
5. Council Directive on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture (86 / 278 / EEC). Official Journal of the European Communities. 12 June, 1986.
6. Schneider R., Gommeaux M., Duclercq J. Response of bacterial communities to Pb smelter pollution in contrasting soils. // Science of the Total Environment. 2017. — V. 605–606. — Pp. 436–444.
7. Brookes P. C. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. // Biology and Fertility of Soils. 1995. — V.19. — Iss. 4. — Pp. 269–279.
8. Kandeler F., Kampichler C., Horak O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. // Biology and Fertility of Soils. 1996. — V.23. — Iss. 3. — Pp. 299–306.
9. Hiroki M. Effects of heavy metal contamination on soil microbial population. // Soil Science and Plant Nutrition. 1992. — V.38. — Iss. 1. — Pp. 141–147.
10. Gyaneshwar P., Kumar G. N., Parekh L. J., Poole P. S. (2002) Role of soil microorganisms in improving P nutrition of plants. In: Adu-Gyamfi J.J. (eds) Food Security in Nutrient-Stressed Environments: Exploiting Plants' Genetic Capabilities. Developments in Plant and Soil Sciences, vol 95. Springer, Dordrecht
11. Rodrigues H., Fraga R. Phosphate solubilizing bacteria and their role in plant growth promotion. // Biotachnology Advances. — 1999. — V.17. Iss. 4–5. Pp. 319–339.
12. Bollag J. M., Mertz T., Otjen L. (1994) Role of Microorganisms in Soil Bioremediation. In: Anderson T. A., Coats J. R. (eds) Bioremediation through rizosphere technology, v. 563. American Chemical Society, 1994.
13. Yan-de J., Zhen-li H., Xiao-e Y. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. // Journal of Zhejiang University Science B. 2007. — V.8. — Iss. 3. — pp. 192–207.
14. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М.: НИИ-Природа, 2004. — 271 с.
15. Cenci R. M., Sena F. Dioxins, Trace elements, bioindicators and biodiversity on soil. EUR23935 EN — Joint Research Centre — Institute for Environment and Sustainability, 2009,192p. URL: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.397.2399&rep=rep1&type=pdf>
16. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н., Рисник Д. В. «In situ»-технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. — С. 32–57.
17. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н., Фурсова П. В. In situ-методология оценки качества среды обитания: основные положения // Использование и охрана природных ресурсов в России. 2012. — № 6. — С. 35–37.
18. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Рисник Д. В. и др. Поиск связей между биологическими и физико-химическими характеристиками экосистемы Рыбинского водохранилища. Часть 3. Расчет границ классов качества вод // Компьютерные исследования и моделирование, 2013. — Т. 5. — № 3. — С. 451–471.
19. Рисник Д. В., Левич А. П., Фурсова П. В., Гончаров И. А. Алгоритм метода по расчету границ качественных классов для количественных характеристик систем и по установлению взаимосвязей между характеристиками. Часть 1. Расчеты для двух качественных классов // Компьютерные исследования и моделирование. — 2016. — Т. 8, № 1. — С. 19–36.
20. Левич А. П., Булгаков Н. Г., Рисник Д. В., Милько Е. С. Методические проблемы анализа экологических данных и пути их решения: метод локальных экологических норм // Доклады по экологическому почвоведению. — 2013. — Т. 18, № 1. — С. 9–22.
21. ГН 2.1.7.2042–06 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве.
22. ГН 2.1.7.2041–06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве.
23. Abollino O., Aceto M., Malandrino M. et al. Heavy metals in agricultural soils from Piedmont, Italy. Distribution, speciation and chemometric data treatment. // Chemosphere. 2002. — V. 49. — Iss. 6. — pp. 545–57.
24. Водяницкий Ю. Н. Загрязнение почв тяжёлыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор). Почвоведение. 2013. № 7. С. 872–881.