

УДК 332.146.6 (477.75)

ДЕМПФЕРНАЯ ПРИРОДА АССИМИЛЯЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА КРЫМА: ТЕОРИЯ ОЦЕНКИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Ярош О. Б., Кобечинская В. Г.

*Крымский федеральный университет имени В. И. Вернадского, Симферополь, yarosh.tnu@gmail.com,
valekohome@mail.ru*

Выделяются и описываются характерные особенности ассимиляционного потенциала Крыма. Проведена классификация теоретических подходов к исследованию его демпферной природы. Особое внимание акцентируется на оценке ассимиляционного потенциала почв Крыма. Произведена дифференциация территорий Крыма в зависимости от ассимиляционной емкости почвенного покрова. Предложен авторский модельно-аналитический инструментарий для оценки скорости ассимиляции тяжелых металлов в почвах в зависимости от природно-климатических зон Крыма. Значительное внимание уделяется оценке среднегодовых темпов ассимиляции загрязнений в разных компонентах экосистем, что дает возможность исследовать малоизвестные критические пороги, которые оказывают прямое и косвенное влияние на экономику исследуемого региона.

Ключевые слова: ассимиляционный потенциал, почвы, сельское хозяйство, тяжелые металлы, Крым.

ВВЕДЕНИЕ

На сегодняшний день ключевым вопросом экономики природопользования является исследование способности или возможности окружающей среды к восстановлению то, что называется другими словами – *ассимиляционным потенциалом*. Несмотря на огромную значимость данного вопроса, он, по-прежнему, остается одним из наименее изученных. Это связано как с трудностью его экономической оценки, так и со сложностью понимания его функций. Как правило, ассимиляционный потенциал просто признается рядом экономистов, как один из видов природного капитала, его классифицируют как «природные услуги» или «услуги экосистем». В работе О. П. Крисановой (Крисанова, 2008) приводится определение ассимиляционного потенциала, как способность окружающей среды без саморазрушения разлагать природные и антропогенные вещества, устранять их вредное воздействие в последующих циклах биологического круговорота. Данное определение основывается на терминологическом переводе данного понятия с английского языка (*assimilations*), означающего, согласно англо-русскому словарю В. К. Мюллера (Мюллер, 1985) как освоение или уподобление. Приведенное определение, возможно, неверно отражает смысл. Оно произошло, по всей видимости, от латинского слова *assimilatio*, имеющего похожий перевод – уподобление. Данный термин применяется в нескольких научных областях: биологии, лингвистики, социологии, геологии и др. Вполне вероятно, что в экономику природопользования данный термин пришел именно из биологии, а именно, из фундаментальных свойств живых организмов – обмена веществ, в частности, пластического обмена. Таким образом, ассимиляция – это способность окружающей среды к усвоению, а не разложению. Поэтому, более корректное определение: *ассимиляционный потенциал – это способность окружающей среды к процессам биосинтеза*. В данное понятие заложена идея, что биосфера способна усваивать, выдерживать негативные воздействия возмущающих внешних факторов: антропогенной и естественной деятельности. Исходя из этого определения, ассимиляционный потенциал (АП) – это одна из функций биосферы, которая обеспечивает естественный круговорот веществ. Однако следует подчеркнуть, что ошибочно считать, что данное понятие близко по смыслу к термину продуктивность, который подразумевает скорость производства биомассы в единицу времени. Ее можно рассчитать в единицах энергии или накопления органических веществ. В качестве синонима термина «продуктивность» Ю. Одум (Одум, 1975) предложил использовать термин «скорость продуцирования». Однако на гетеротрофном уровне в отличие от автотрофного, более правильно использовать не термин «продуктивность», а скорость ассимиляции или усвоения. Это способность природной среды к восстановлению своих характеристик,

поэтому ее оценка может быть качественной. Если знать величину ассимиляционного потенциала, то можно решить важнейшую проблему экономики природопользования: научиться разумно *управлять* хозяйственной деятельностью человека в рамках предельно допустимого давления на биосферу, до тех пор пока природная среда сохраняет свои ресурсо- и средообразующие функции (Кокин, 2002). Превышение этих пределов ведет к нарушению территориально-экологического равновесия и потери устойчивости, то есть нарушению баланса между ассимиляционным потенциалом и антропогенной нагрузкой, которой был внесен хозяйственной деятельностью. Самым сложным вопросом, при этом является количественная оценка ассимиляционного потенциала. Несмотря на это, существуют приближенные методы его определения, которые используются в практике производственной деятельности. Существует ряд нормативов (ПДК, ПДВ и др.), которые описывают пороговые значения¹ воздействия на ассимиляционный потенциал. Несмотря на их несовершенство, приближенно они все-таки могут характеризовать предел воздействия на АП, при котором будет проявляться его свойство – ассимиляции загрязнения (Николайкин и др., 2004). В общем виде, количественно АП можно охарактеризовать (Гусев, 2004), как систему оценок по учитываемым ингредиентам загрязнения от нуля до их пороговых значений – демпферов. Достижение нормативов представляет собой процесс устранения дефицита ассимиляционного потенциала за счет его искусственного воспроизводства. Он является (Гусев, 2004) жестко лимитированным природным ресурсом, поскольку его использование, как и применение, обуславливает возникновение экономической ренты. Полагаем, что данная идея перекликается с мнением Э. В. Гирусова (Гирусов и др., 1998) о том, что человечество свои экономические интересы давно связало с экономической ценностью самой природы, а ее ассимиляционный потенциал (как самоорганизующаяся сущность одной из составных частей природы, одной из частей «Закона 4 С») превратился в источник новых доходов, а именно в ассимиляционную ренту. Очевидно, что такая высокая антропогенная нагрузка имеет свои последствия, поскольку во много раз превышает допустимые экологические нормы. Именно выявление некоторых из этих пределов является *целью* данной работы.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Крымский регион, имеет множество особенностей, поэтому необходимо понимать, что ассимиляционная емкость данных территорий будет зависеть от следующих факторов, которые были выделены в работах ученых, представителей географических школ (Багров, 2006):

1. Характер окружения. Это объясняется тем, что если нарушенный участок окружают ненарушенные экосистемы с теми же биоценозами, которые существовали на рассматриваемом участке, скорость восстановления значительно возрастает благодаря переносу семян, миграции животных, вегетативному размножению;

2. Размер разрушенности – чем он меньше, тем быстрее происходит восстановление фрагмента.

Наиболее значимы соотношения между теплом и влагообеспеченностью территории, именно при благоприятных условиях для развития растительного покрова восстановление биоценоза происходит быстрее. Таким образом, в рамках рассматриваемого региона **особую актуальность** приобретает алгоритм оценки ассимиляционного потенциала почвенного покрова. В работах М. А. Глазовского (Информационно-географическое обеспечение планирования стратегического развития Крыма, 2006), было доказано, что процессы самоочищения природных ландшафтов от загрязнения определяются тремя группами факторов. К первой относятся процессы, определяющие интенсивность рассеяния и выноса продуктов техногенного загрязнения. На уровне Крыма в данном случае учитывается количество атмосферных осадков, скорость ветра, величина поверхностного и грунтового

¹ Демпфер — пороговое значение безопасного риска.

стока, уклоны рельефа и общая расчлененность поверхности. Оценка, проводимая группой ученых (Багров, 2006), показала, что по Крыму уровень самоочищения природных ландшафтов может быть представлен следующим образом (табл. 1).

Таблица 1

Оценка способности к самоочистке различных типов ландшафтов Крыма (Багров, 2006)

Типы ландшафтов	Кол-во атмосферных осадков, мм/год		Уровень расчлененности	Уклон местности	Поверхностный сток, мм/год	
	350–450	Очень низкое			0–100	Очень низкий
Типичные степи	350–450	Очень низкое	Слабый	Преобладают пологие склоны	0–100	Очень низкий
Предгорная лесостепь	450–600	Низкое	Значительный	Значительно число покатых склонов	50–100	Низкий
Горные дубовые леса	600–800	Высокое	Высокий	Преобладают покатые и крутые склоны	100–150	Умеренный
Горные буковые леса	800–1500	Очень высокое	Высокий	Преобладают покатые и крутые склоны	200–400	Высокий
Южнобережные шибляки	400–600	Низкое	Высокий	Преобладают покатые склоны	75–150	Низкий

В результате, получается, что ландшафты горных буковых лесов наилучшим образом обеспечивают вынос загрязнений за свои пределы. При этом характер накопления в естественных экосистемах зависит от индивидуальных особенностей каждого компонента рельефа, в частности растительного и почвенного покрова.

Вторая группа факторов, выделенная в работе (Багров, 2006), описывает возможности и интенсивность иммобилизации и пространственного перемещения загрязнений. К ней относятся количество штилей, температурных инверсий и туманов, геохимическая стратификация грунтов, механический состав грунтов, фильтрационные физико-химические свойства грунтов (табл. 2).

Таблица 2

Оценка условий для самоочистки ландшафтов Крыма (Багров, 2006)

Типы ландшафтов	Количество штилей	Количество температурных инверсий	Количество туманов
Типичная степь	Умеренное	Невысокое	Умеренное
Предгорная лесостепь	Умеренное	Невысокое	Умеренное
Ландшафты горных дубовых лесов	Невысокое	Невысокое	Значительное
Горные буковые леса	Невысокое	Невысокое	Значительное
Южнобережные шибляки	Невысокое	Невысокое	Умеренное

Третья группа связана с процессами, определяющими интенсивность превращений и метаболизма продуктов загрязнений. Эти процессы, по мнению В. А. Бокова (Багров, 2006) зависят от сумм солнечной радиации, уровня ультрафиолетового излучения, сумм температур, интенсивности фотохимических реакций и т. д. В общем виде оценка данной группы приводится в таблице 3.

Таблица 3

Оценка процессов интенсивности выведения загрязнений за счет метаболизма
(Багров, 2006)

Типы ландшафтов	Солнечная радиация	Ультрафиолетовая радиация	Суммы температур выше 10 °С
Типичные степи	Высокая	Высокая	Значительные
Предгорная лесостепь	Высокая	Высокая	Умеренные
Горные дубовые леса	Умеренная	Умеренная	Умеренные
Горные буковые леса	Умеренная	Умеренная	Невысокие
Южнобережные шибляки	Высокая	Высокая	Высокие

Недостатком предложенной оценки является, по нашему мнению, высокая степень абстракции, поскольку критерии «высокое», «значительное», «умеренное» и т. д. не позволяют выявить четкие пределы по нагрузкам и рассчитать математически их уровни. Данная методика является в большей степени экспертным мнением и его трудно использовать для экономических расчетов, поэтому возникает необходимость в более конкретной количественной оценке ассимиляционного потенциала Крыма.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно данным о пространственно-временном распределении климата с учетом географических особенностей местности, очевидно, что наиболее «хрупким» ассимиляционным потенциалом обладают экосистемы южного берега Крыма (Багров, 2006).

Данные исследования можно проверить с помощью картографирования регионов для определения контуров районов с наиболее «уязвимым» природным ассимиляционным потенциалом почв. Исходной предпосылкой для исследования уязвимости ассимиляционного потенциала почв Крыма является факт устойчивости локальной экосистемы к воздействию загрязнением тяжелыми металлами, исходя из положения о том, что ассимиляционный потенциал больше у почв с высоким содержанием гумуса и рН средой не ниже 6,5 и не выше 7,5, то есть нейтральной. Результаты нашего картографирования территории Крыма по этим показателям приведены ниже (рис. 1).

Согласно распределению качественного состава почв, очевидно, что к загрязнению тяжелыми металлами наиболее восприимчивы почвы Керченского полуострова и южного берега Крыма.

Для более четкого расчета ассимиляционного потенциала необходимо определить численно уровень техногенного загрязнения тяжелыми металлами почв Крыма. Известно, что нормирование содержания тяжелых металлов достаточно сложная задача, поскольку невозможно учесть все факторы природной среды. Как было показано выше, что от содержания гумуса, рН реакции почвенного раствора зависят агрохимические свойства почвы, и они могут влиять на уменьшение или увеличение фонового содержания тяжелых металлов. Для определения их ассимиляционного потенциала рассмотрим показатели по загрязнению токсическими веществами почв Крыма (Михайлова, 2012) без учета их фонового содержания. По данным Крымской республиканской СЭС в различных районах полуострова были отобраны 3346 проб, которые показаны в таблице 4.

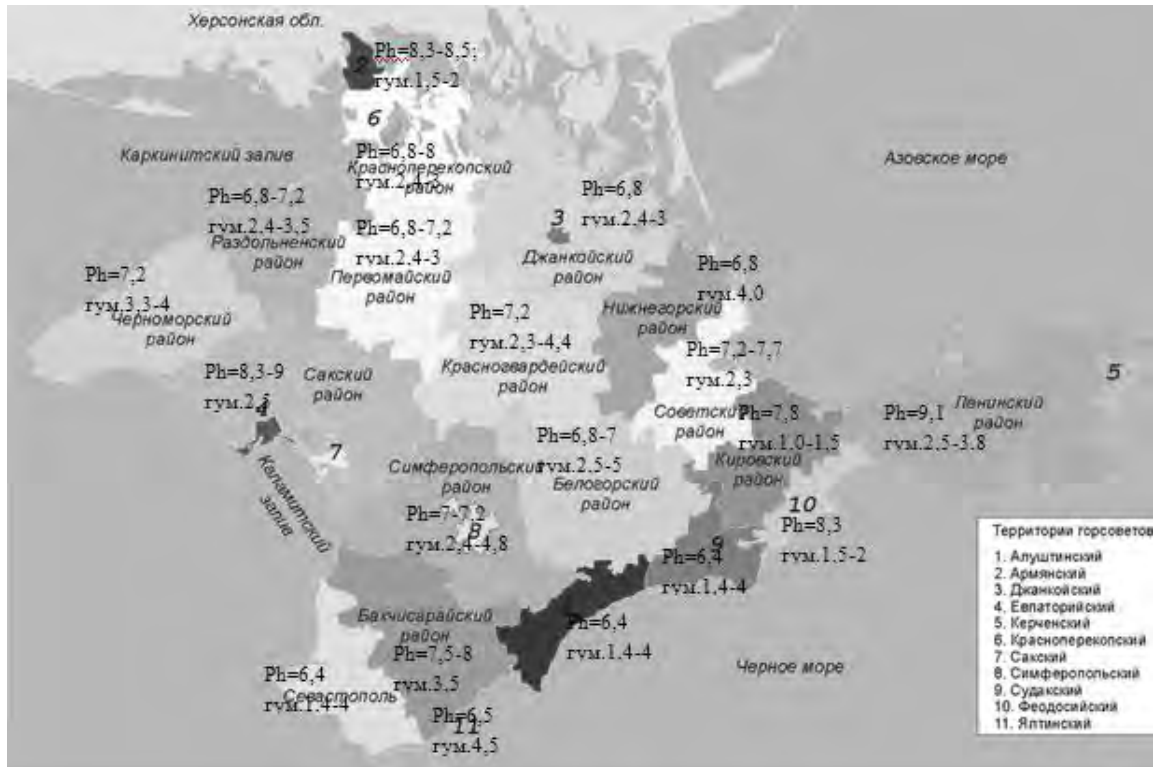


Рис. 1. Распределение рН среды почв и содержание гумуса в районах Крыма (по средним значениям)

Таблица 4

Уровень содержания тяжелых металлов в климато-географических районах Крыма в мг/кг

Химический элемент	Климато-географический район Крыма		
	Предгорный район	Степной район	ЮБК
Свинец	24,25	11,29	29,96
Цинк	37,18	26,42	39,40
Медь	22,03	14,45	12,22
Хром	6,38	4,60	3,54
Общее количество проб	904	1664	778

Согласно показателям реального загрязнения, самое высокое содержание свинца и цинка фиксируется на ЮБК, а меди и хрома в предгорной зоне Крыма. Наиболее благополучные почвы находятся степном Крыму, что объясняется меньшей антропогенной нагрузкой. Тем не менее, сравнение этих данных с предельно допустимыми концентрациями дает интересные результаты. Ниже были рассчитаны коэффициенты концентрации тяжелых металлов в разных районах Крыма, как процент превышения от предельно допустимых (табл. 5). Утвержденные ПДК и их допустимые уровни вредности приведены согласно принятой схеме нормирования тяжелых металлов по показателям их вредности, что регламентируется утвержденными нормами Госкомприрода СССР № 02-2333 от 10.12.90 г. Согласно данной методике нормирование осуществляется по разным критериям: транслокационное, т. е. регламентирующее переход элемента в растение, миграционное водное (переход в водорастворимые формы) и общесанитарное, подразумевающее влияние элемента на самоочищающую способность почв и почвенный микробиоценоз. Исходя из

того факта, что в рамках нашего анализа оцениваемая ассимиляционная емкость почв, приведенная ниже, велась по общесанитарным критериям ПДК, согласно соотношению (1).

$$K_n = \frac{N}{ПДК} \quad (1)$$

где K_n - коэффициент концентрации тяжелого металла в почве; N - концентрация тяжелого металла в почве, мг/кг; ПДК- предельно допустимая концентрация по общесанитарному критерию, мг/кг. Результаты расчетов приведены в таблице 5.

Таблица 5

Результаты расчета концентрации тяжелых металлов
в климато-географических районах Крыма

Химический элемент	ПДК почвы с учетом фона, мг/кг	Климато-географический район Крыма		
		Предгорный район	Степной район	ЮБК
Свинец	30,0	1,21	0,50	1,49
Цинк	37,0	1,00	0,70	1,06
Медь	3,0	7,34	4,81	4,01
Хром	6,0	1,00	0,70	0,95

Эти данные подтверждают, что самое большое загрязнение почв наблюдается на ЮБК и в предгорной зоне свинцом, который относится к элементу первой группы опасности, но не превышает нормативных ПДК. В целом по Крыму превышение ПДК во всех зонах фиксируется по меди, особенно высоко оно в предгорной зоне. По сумме этих показателей самым неблагоприятным является зона предгорья, затем ЮБК и наиболее благоприятным регионом является – степной. Для проверки данного анализа проведем оценку по ещё одному критерию – ОДК (ориентировочно допустимые концентрации) разработанному в 1995 году, и являющимся дополнением №1 к перечню ПДК № 6229-91. Он позволяет оценить загрязнение тяжелыми металлами с учетом реакции почвенной среды и ее гранулометрического состава. Зная распределение pH почв, согласно построенной нами карте почвенного распределения, приведенной выше на рисунке 1, мы можем рассчитать ориентировочные нормативные шкалы с учетом преобладающего типа почв в климато-географическом районе согласно соотношению (2):

$$K_{одк} = \frac{N}{ОДК} \quad (2)$$

где $K_{одк}$ - коэффициент ориентировочно допустимой концентрации тяжелого металла в почве; N - концентрация тяжелого металла в почве, мг/кг; ОДК - ориентировочно допустимая концентрация, мг/кг. При этом, поскольку ОДК учитывает тип почвы, то по свинцу мы рассчитывали его равным 130 мг/кг для почв близких к нейтральным, суглинистым и глинистым со средой pH больше 5. По цинку данный коэффициент для аналогичных типов почв равен 220 мг/кг. По меди он варьируется от 55 до 132 мг/кг, так как данный тяжелый металл является очень подвижным. При достижении валового объема концентрации тяжелого металла наблюдаются серьезные последствия для организма человека (табл. 6), поэтому мы использовали данные концентрации, как критические лимиты по накоплению.

Очевидно, что по степени опасности и объемам техногенного поступления, тяжелые металлы являются важнейшим загрязнителем, опережая пестициды, двуокись углерода и серы, промышленные и бытовые отходы. При этом, ключевым вопросом является количественная оценка ассимиляционного потенциала почв по отношению к тяжелым металлам. Данная задача является достаточно сложной для решения в силу многомерности механизмов ассимиляции. Тем не менее, мы можем выделить один из основных процессов, заключающийся в ассимиляции тяжелых металлов растениями.

Таблица 6

Результаты расчетов ориентировочно допустимых концентраций тяжелых металлов в климато-географических районах Крыма, в зависимости от типов почв

Химический элемент	Климато-географический район Крыма						Особенности действия на организм
	Предгорный район		Степной район		ЮБК		
	ОДК, мг/кг	К _{ОДК}	ОДК, мг/кг	К _{ОДК}	ОДК, мг/кг	К _{ОДК}	
Свинец, 1 группа опасности	130	0,18	130	0,08	130	0,23	Блокирует SH группы белков, ингибирует ферменты, вызывает отравления и поражения нервной системы
Цинк, 1 группа опасности	220	0,16	220	1,32	220	1,97	Недостаток или избыток вызывает отклонение в развитии организма.
Медь, 2 группа опасности	132	0,16	55	0,26	110	0,11	Повышает клеточную проницаемость, ингибирует глутатион-редуктазу, нарушает метаболизм, взаимодействуя с -SH, NH ₂ , -COOH группами

В 1966 году А. И. Перельман (Перельман, 1966) в работе по геохимии почв выделил коэффициенты биологического поглощения или отношения содержания микроэлементов в золе растений к содержанию этого элемента в почве и разделил их на пять групп в зависимости от интенсивности ассимиляции элементами растениями (табл. 7).

Таблица 7

Коэффициент биологического поглощения (КБП)
(Перельман, 1966; Орлов, 1992)

Микроэлемент	КБП	Ряды биологического поглощения
P, S, Cl, I	$n \cdot 10^{-n} \cdot 10^2$	Энергично накапливаемые элементы
K, Ca, Mg, Na, Zn, Ag	$n \cdot 10^0 - n \cdot 10^1$	Сильно накапливаемые
Mn, Ba, Cu, Ni, Co, Mo, As, Cd, Be, Hg, Se	$n \cdot 10^{-1} - n \cdot 10^0$	Среднего накопления
Fe, Si, F, V	$n \cdot 10^{-1}$	Слабого накопления
Ti, Cr, Pb, Al	$n \cdot 10^{-2} - n \cdot 10^{-1}$	Очень слабого накопления

Таким образом, зная интервалы скоростей ассимиляции тяжелых металлов растениями, нами были проведены расчеты по трем климато-географическим зонами Крыма (табл. 8).

Результаты расчетов скоростей ассимиляции тяжелых металлов
в климато-географических районах Крыма

Химический элемент	КБП, мг/(кг*год)	Климато-географический район Крыма, мг/(кг*год)		
		Предгорный район	Степной район	ЮБК
Свинец	0,01–0,1	0,24–2,4	0,11–1,1	0,29–2,9
Цинк	1–10	37,2–370	26,4–260	39,4–390
Медь	0,1–1	2,2–22,03	1,4–14,45	1,2–12,22
Хром	0,01–0,1	0,63–6,3	0,46–4,6	0,30–3,5

К элементам очень слабого накопления или низкого уровня ассимиляции относятся свинец и хром, медь является микроэлементом среднего темпа ассимиляции, а цинк очень сильно накапливается в растениях. Особенно важным является ежегодный мониторинг поступления тяжелых элементов в окружающую среду для понимания скорости ее загрязнений.

Промышленные предприятия, как правило, ведут статистику только по выбросам марганца при сварочных работах, по другим тяжелым металлам, поступающим из-за работы промышленности, постоянный учет не ведется. Контроль по загрязнению атмосферного воздуха взвешенными частицами в Украине до 2014 году вел Госкомгидромет в 48 городах на 76 постах наблюдений путем отбора проб, которые производится два раза в сутки, в 7 ч и 19 ч (усреднение 20 мин). На основе этих данных определялось содержание Pb, Cd и ещё шесть металлов, концентрации которых выводятся, как среднемесячные. В почве содержание тяжёлых металлов определялось раз в пять лет в 17 населённых пунктах.

Пока Крым был под юрисдикцией Украины, существовали значительные проблемы в ведении мониторинга по загрязнению тяжелыми металлами и соответственно прогнозированию долгосрочных последствий загрязнения. В настоящее время трудности с мониторингов этих процессов остаются нерешенными, это связано с отсутствием единого методического обеспечения и высокими затратами на инвентаризацию выбросов тяжёлых металлов методами прямых измерений. В результате, прямая оценка скоростей загрязнений неосуществима, однако возможно исследование эволюции величины концентрации загрязнений, с помощью математического моделирования.

Решение данной задачи было нами реализовано в рамках модели, позволяющей рассчитать те масштабы времени, на которых концентрация загрязнения достигает критической отметки ($n_{кр}$). При этом, начальный уровень загрязнения (n_0) дан согласно замерам на 2011 год по данным СЭЗ Крыма, которые ограничены четырьмя химическими элементами, параметр V является скоростью ассимиляции тяжелого металла растениями, приведен согласно коэффициенту биологического поглощения (КБП) (табл. 9).

Для начала рассмотрим поведение замкнутой системы, т. е. при отсутствии поступления новых загрязнений извне. В этом случае, величина концентрации будет уменьшаться со временем согласно линейной зависимости $n = n_0 - Vt$, пока не достигнет нулевого уровня (рис. 2), соответствующего полной ассимиляции за промежуток времени $\Delta t = n_0 / V$.

В реальности, помимо ассимиляции существующих загрязнений происходит также процесс поступления новых загрязнений, скорость которого обозначим переменной U . Тогда зависимость концентрации от времени примет вид 3.

$$n = n_0 - Vt + Ut = n_0 - t(V - U) \quad (3)$$

При равенстве скоростей двух противоположных по направлению процессов, т. е. $U = V$, очевидно, что $n = n_0 = const$ (рис. 3).

Таблица 9

Исходные данные для моделирования

Химический элемент	V, мг/(кг*год)	Климато-географический район Крыма					
		Предгорный район		Степной район		ЮБК	
		$n_{кр}$, мг/кг	n_0 , мг/кг	$n_{кр}$, мг/кг	n_0 , мг/кг	$n_{кр}$, мг/кг	n_0 , мг/кг
Pb	0,05	130	24,2	130	11,3	130	30
Zn	5	220	37,1	220	26,4	220	39,4
Cu	0,5	132	22	55	14,5	110	12,2
Cr	0,05	100	6,3	100	4,6	100	3,5

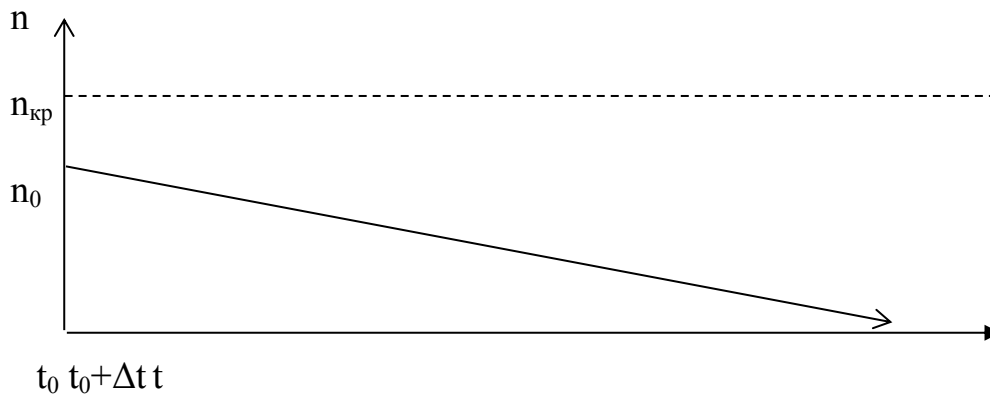


Рис. 2. Модель отсутствия поступления новых загрязнений (учет только процесса ассимиляции)

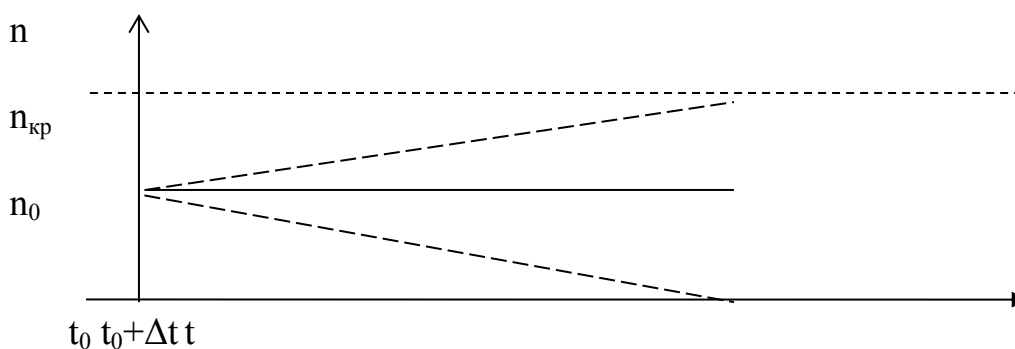


Рис. 3. Модель, в которой скорости ассимиляции и поступления новых загрязнений одинаковы

В данном случае скорости уравновешены, поэтому загрязнение будет сбалансировано ассимиляционными процессами. Этот вариант является оптимальным для окружающей среды. Однако загрязнения поступают быстрее, чем усваиваются за счет природных

процессов, а значит идёт аккумуляция токсикантов и постепенный рост их концентрации со временем.

За какой промежуток времени концентрация того или иного химического элемента из числа тяжёлых металлов достигнет критического уровня? Для однозначного количественного ответа на данный вопрос требуется знать поведение функции $U(t)$, но значение скорости U – неизвестно, равно как и её зависимость от времени $U(t)$. Поэтому в общем виде возможен только качественный анализ зависимости концентрации загрязнений от времени, тогда как её количественный расчёт по формуле (5.3) возможен лишь в рамках той или иной модели. Заметим, что для роста функции $n(t)$ должно выполняться условие $U(t) > V(t)$. Кроме того, из общих соображений, очевидно, что с ростом концентрации загрязнений скорость ассимиляции уменьшается, т. е. $V(t) = k/n(t)^\alpha$.

Рассмотрим модель, в которой $\alpha = 1$, т. е. $V(t) = k/n(t)$. Отсюда следует, что коэффициент пропорциональности $k = V_0 n_0$. Предположим также, что скорость поступления новых токсических веществ равна скорости их ассимиляции в момент времени t_0 , а далее растёт на 1% в год. Таким образом, $U = V(1 + t/100)$. Подставляя $V(t) = V_0 n_0 / n(t)$ в соотношение (3), получаем:

$$n(t) = n_0 - Vt + Ut = n_0 - \frac{V_0 n_0}{n(t)} t + Ut \quad (4)$$

Умножая обе части равенства на $n(t)$ и перенося все слагаемые в левую часть, получаем квадратное уравнение относительно $n(t)$:

$$n^2 - n(n_0 + Ut) + V_0 n_0 t = 0 \quad (5)$$

Решение уравнения (5) имеет вид:

$$n(t) = \frac{1}{2}(n_0 + Ut) \pm \frac{1}{2} \sqrt{(n_0 + Ut)^2 - 4V_0 n_0 t} \quad (6)$$

где физический смысл имеет только корень с положительным знаком второго слагаемого (Ярош, 2014 а). Благодаря найденному решению, можно исследовать зависимость концентрации тяжелого металла в почве от времени с учетом двух противоположных процессов – ассимиляции и поступления новых загрязнений. Расчёты согласно зависимости (6) были проведены для таких тяжёлых металлов, как медь (Cu), цинк (Zn), свинец (Pb) и хром (Cr) для трех природно-географических зон Крыма. Результаты данной модели отображены на рисунках 4–7. Сплошной линией отображены зависимости $n(t)$ по предгорной зоне Крыма, пунктирная линия – степная зона, а точка-тире – данные по ЮБК.

Результаты расчетов показывают, что наиболее быстро усваиваемым элементом, является цинк. За счет ассимиляции он будет адсорбироваться экосистемой за 30–35 лет (табл. 10). На втором месте идет медь, которая является элементом среднего уровня накопления и процесс ее «усвоения» будет проявляться около 113 лет, однако, учитывая типы грунтов на ЮБК и в степной зоне, ассимиляция этого металла будет происходить более медленно, в пределах 116 лет. Загрязнение хромом, как элемента, очень слабо ассимилируемого растениями, будет осуществляться в среднем за 390 лет.

К тяжелому металлу первого класса опасности относится свинец, количество его выбросов сильно превосходит ассимиляционную способность почв, а с учетом того факта, что он очень слабо ассимилируется растениями, то время его адсорбции составляет по расчетным данным более 400 лет во всех природно-климатических зонах Крыма. Данные

расчеты отражают тот факт, что необходимо вводить механизмы более жесткого контроля по выбросам свинца и хрома, поскольку данные элементы будут приводить к разбалансировке локальной экосистемы (Ярош, Кобечинская, 2015).

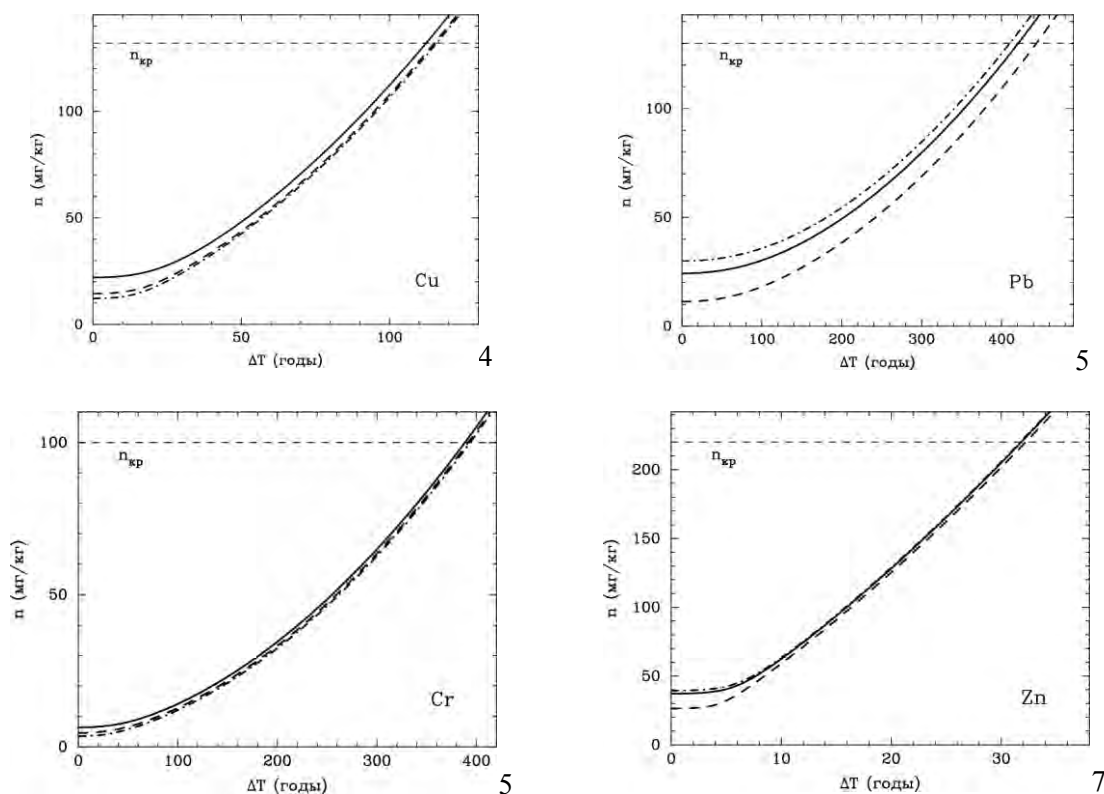


Рис. 4–7. Зависимость концентрации меди (4), свинца (5), хрома (6) и цинка (7) от времени по Крыму

Таблица 10

Результаты моделирования скорости ассимиляции тяжелых металлов

Химический элемент	Климато-географический район Крыма, лет		
	Предгорный район	Степной район	ЮБК
Свинец	421	444	410
Цинк	31,8	32,2	31,7
Медь	110	115	116
Хром	388	392	394

Рассмотрим ещё один вариант развития ситуации, предполагающий оценку времени, когда экосистема сможет сама очиститься от загрязнений в случае, если новые не будут поступать. Расчет данного сценария приведен на рисунке 8.

Скорость ассимиляции выбрана по усредненным данным для трех климато-географических зон Крыма, в зависимости от типов почв. Таким образом, рассчитаны масштабы времени, за которые происходит абсорбция данных химических элементов – это: цинк – 8 лет; медь – 23 года; хром – 90 лет, а свинец – 130 лет (Ярош, 2014 б).

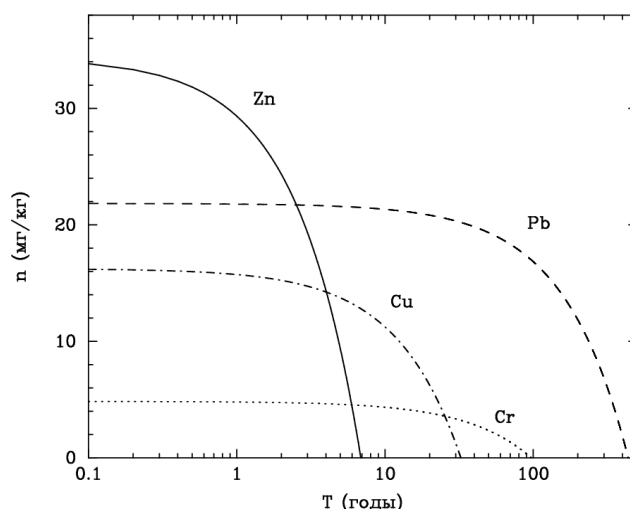


Рис.8. Скорость ассимиляции химических элементов без поступления новых загрязнений для климато-географических зон Крыма

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложен авторский модельно-аналитический инструментарий для оценки скорости ассимиляции тяжелых металлов в почвах в зависимости от природно-климатических зон Крыма. Оценка среднегодовых темпов ассимиляции загрязнений в разных компонентах экосистем дают возможность исследовать малоизвестные критические пороги, которые оказывают прямое и косвенное влияние на экономику исследуемого региона.

С учетом длительности абсорбции химических элементов в почвах полуострова получение экологически чистой продукции на сельскохозяйственных угодьях Крыма в большинстве районов затруднительно. Связано это, главным образом, с запредельными антропогенными нагрузками, которые являются следствием нерационального управления природными ресурсами и превышениями лимитов использования ассимиляционного потенциала.

Список литературы

- Гусев А. А. Современные экономические проблемы природопользования. – М.: Международные отношения, 2004. – 208 с.
- Информационно-географическое обеспечение планирования стратегического развития Крыма [под ред. Багрова Н. В. и др.]. – Симферополь: ДиАйПи, 2006. – С. 21–40.
- Кокин А. В. Закон сбалансированного природопользования и социальное управление // Социальное управление: региональные аспекты. – Ростов-на-Дону: СКАГС, 2002. – С. 214–230.
- Крисанова О. П. Ресурсная значимость ассимиляционного потенциала природной среды и его место в системе экономических отношений // Вісник СумДУ. – 2008. – № 2. – С. 135–142.
- Михайлова Т. В., Михайлов В. В. Содержание тяжелых металлов в почвах разных районов Крыма и их влияние на заболеваемость кариесом у детей // Окружающая среда и здоровье населения: III Всероссийская дистанционная интернет — конференция с международным участием. – 2012. – С. 67–71.
- Мюллер В. К. Англо-русский словарь. 53 000 слов. – Изд. 20-е, стереотип. – М.: Русский язык, 1985. – 864 с.
- Николайкин Н. И. Николайкина Н. Е., Мелехова О. П. Экология. – М.: Дрофа, 2004. – 624 с.
- Одум Ю. Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 740 с.
- Орлов Д. С. Химия почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та – 1985. – 386 с.
- Перельман А. И. Гидрохимия ландшафта. – М.: Мысль, 1966. – С. 89.
- Гирусов Э. В., Бобылев С. Н., Новоселов А. Л., Чепурных Н. В. Экология и экономика природопользования: Учебник для студентов [под ред. Э. В. Гирусова]. – М.: Закон и право: ЮНИТИ, 1998. – 455 с.
- Ярош О. Б. Механизмы оценки ассимиляционного потенциала почв Украины // Ученые записки Крымского Федерального университета им. В.И. Вернадского. Серия: Экономика и управление. – 2014 а – Т. 27 (66), № 4. – С. 176–185.
- Ярош О. Б. Экономико-институциональные основы управления природопользованием Украины. – Симферополь: ИТ «АРИАЛ», 2014 б. – 354 с.

Ярош О. Б., Кобечинская В. Г. Оптимизация девастированных территорий Республики Крым: возможности и риски // Актуальные вопросы современной науки. – 2015. – № 45. – С. 114–124.

Yarosh O. B., Kobechinskaya V. G. Damper nature of the carrying capacity of the Crimea: the theory of evaluation and using // *Ekosystemy*. 2016. Iss. 5 (35). P. 3–15.

Features of assimilation capacity are described. The classification of theoretical approaches to the study of its demper nature is performed. Particular attention is focused on the evaluation of the assimilation capacity of soils of Crimea. Differentiation of Crimea areas is carried out depending on the assimilative capacity of the soil cover. The author's model-analytical tools to assess the rate of assimilation of heavy metals in soil depending on the climatic zones of the Crimea are presented. Considerable attention is paid to the assessment of the average annual rate of assimilation of pollutants in different components of the ecosystem that makes it possible to explore the little-known critical thresholds, which have a direct and indirect impact on the economy of the studied region.

Keywords: carrying capacity, soil, agriculture, heavy metals, Crimea.

Поступила в редакцию 05.05.2016 г.