



# **РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ**

**Міжнародна наукова конференція молодих  
вчених**

**ОДЕСА - 2018**



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
Одеський державний екологічний університет  
Міжнародна асоціація екологів університетів  
Національна комісія України у справах ЮНЕСКО  
Координаційна рада програми «UNITWIN/ Кафедри ЮНЕСКО» в Україні

MINISTRY OF SCIENCE AND EDUCATION OF UKRAINE  
Odessa State Environmental University  
International Association of Universities Environmentalists  
Ukrainian National Commission for UNESCO  
Coordination Board for 'UNITWIN / UNESCO Departments' Programme in Ukraine

**РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ**  
Міжнародна наукова конференція молодих вчених  
*30 травня – 1 червня 2018 р., Україна, м. Одеса*

**REGIONAL PROBLEMS OF ENVIRONMENTAL  
PROTECTION**  
International Scientific Conference for Young Scientists  
*May 30 – June 1, 2018, Ukraine, Odessa*

*Odessa – 2018*  
*Odessa – 2018*

**P-31**

**УДК 502.1**

**Регіональні проблеми охорони довкілля. Матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених. Одеса: ТЕС, 2018. – 258 с.**

У збірнику представлені матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених, які висвітлюють регіональні екологічні проблеми, а також науково-методичні та прикладні аспекти їхнього рішення.

**Regional Problems of Environmental Protection. Proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists. Odessa: TES, 2018. - 258 p.**

The collected articles contain the proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists which address to the regional environmental problems as well as methodological and applied ways for finding solutions.

**Редактори:** Сафранов Т.А., Чугай А.В.

**Відповідальний за підготовку матеріалів:** Наконечна З.В.

**ISBN 978-617-7337-76-7**

© Одеський державний  
екологічний університет, 2018

**ANALYSIS AND MODELLING POLLUTANT CONCENTRATION DYNAMICS  
IN ATMOSPHERE OF THE INDUSTRIAL CITIES:  
NEW MATHEMATICAL METHODS**

***A.S.Belodonov<sup>1</sup>, stud., I.R. Buchko, stud., V.V. Buyadzhiv<sup>1</sup>, Dr., As-Prof.,  
Sci. Adv. A.V. Glushkov<sup>1</sup>, Dr. Sci., Prof.***

*<sup>1</sup>Odessa State Environmental University, Odessa, Ukraine*

*<sup>2</sup>Technical University of Szczecin, Szczecin, Poland*

*buyadzhivv@gmail.com*

The problem of quantitative treating air pollution temporal and spatial dynamics in atmosphere of the industrial cities is remained by one of the most actual and important problem of the modern applied ecology, the environmental protection. As a rule, the deterministic models or simplified ones, based on a simple statistical regressions, are usually used to estimate air pollution. The problem of any prediction of air pollutants temporal or spatial dynamics is remained practically unsolved hitherto. In the last years a new approach to air pollution problem is provided by using methods of advanced non-linear analysis, chaos, dynamical systems theories. The studies concerning non-linear behaviour in the time series of atmospheric constituent concentrations are sparse, and their outcomes are ambiguous. In many papers (see list of Refs. in [1 – 4]) it has been shown that a chaos and dynamical system theories methodology can be effectively applied to analysis, modelling and even forecasting pollution temporal and spatial dynamics in atmosphere.

In this paper for the first time we present the results of analysis and numerical modelling the air pollution (dioxide of nitrogen) concentration temporal dynamics in atmosphere of the industrial city Odessa. A chaotic behaviour has been discovered and in details investigated by using nonlinear methods of the chaos and dynamical systems theories (see Refs in [1 – 4]). To reconstruct the corresponding strange chaotic attractor, the time delay and embedding dimension are computed. The former is determined by the methods of autocorrelation function and average mutual information, and the latter is calculated by means of correlation dimension method and algorithm of false nearest neighbours. We use the methods version [4].

As usually, we consider scalar measurements  $s(n) = s(t_0 + n\Delta t) = s(n)$ , where  $t_0$  is a start time,  $\Delta t$  is time step, and  $n$  is number of the measurements. In a general case,  $s(n)$  is any time series, but here  $s(n)$  corresponds to an atmospheric pollutant concentration. The first fundamental step of modelling is in reconstruction of the corresponding phase space using as well as possible information contained in  $s(n)$ . From the mathematical viewpoint, this procedure results in set of  $d$ -dimensional vectors  $\mathbf{y}(n)$  replacing scalar measurements. One should further to operate with lagged variables  $s(n+\tau)$ , where  $\tau$  is some integer to be defined, results in a coordinate system where a structure of orbits in phase space can be captured. Using a set of the time lags to create a vector in  $d$  dimensions,  $\mathbf{y}(n) = [s(n), s(n + \tau), s(n + 2\tau), \dots, s(n + (d - 1)\tau)]$ , the required

coordinates are provided. The dimension  $d$  is defined as an embedding dimension,  $d_E$ . A few approaches to the choice of proper time lag can be used. The first approach is to compute the linear autocorrelation function  $C_L(\delta)$  and to look for that time lag where  $C_L(\delta)$  first passes through 0. The alternative approach is based on using method of an average mutual information. The fundamental goal of the  $d_E$  calculation is in the further reconstruction of the Euclidean space  $R^d$  large enough so that the set of points  $d_A$  can be unfolded without ambiguity. The correlation integral analysis is one of the widely used techniques to investigate the signatures of chaos in a time series. This method is based on using the the Grassberger-Procaccia correlation integral,  $C(r)$ . Another method for determining  $d_E$  is called as the method of false nearest neighbours.

The further important step in studying the chaotic time series of the dynamical system is determination of predictability, which can be estimated by the Kolmogorov entropy. The Kolmogorov entropy is proportional to a sum of the positive Lyapunov's exponents. According to definition, the Lyapunov's exponents are related to the eigenvalues of the linearized dynamics across the attractor. The positive values the Lyapunov's exponents show local unstable behaviour of the system, and respectively, their negative values show stable behaviour. The largest positive value of the Lyapunov's exponents determines some average prediction limit. Since the Lyapunov's exponents are defined as asymptotic average rates, they are independent of the initial conditions, and hence the choice of trajectory, and they do comprise an invariant measure of the attractor. An estimate of this measure is a sum of the positive Lyapunov's exponents. The estimate of the attractor dimension is provided by the conjecture  $d_L$  and the Lyapunov's exponents are taken in descending order. The dimension  $d_L$  gives values close to the dimension estimates discussed earlier and is preferable when estimating high dimensions. To compute Lyapunov's exponents, we use a method with linear fitted map [4].

In our study, we use the nitrogen dioxide ( $NO_2$ ) concentration data observed in the atmosphere of the Odessa city from 1976 till 2000 years [2]. The multi-year hourly concentrations (one year total of 20x8760 data points, 1990) are analyzed. Table 1 shows the results of computing a set of the dynamical and topological invariants, namely: correlation dimension ( $d_2$ ), embedding dimension ( $d_E$ ), two Lyapunov exponents  $\lambda_1, \lambda_2$ , Kaplan-York dimension ( $d_L$ ) and average limit of predictability ( $Pr_{max}$ , hours) for two the  $NO_2$  concentration time series for the Odessa during the period: Jan.-Dec., 1990. From the data it can be noted that the Kaplan-Yorke dimensions (which are also the attractor dimensions) are smaller than the dimensions obtained by the algorithm of false nearest neighbours. It is very important to pay the attention on the presence of the two (from six) positive Lyapunov's exponents  $\lambda_i$  ( $i = 1, 2$ ). One could conclude that the system broadens in the line of two axes and converges along four axes that in the six-dimensional space. Other values of the Lyapunov's exponents  $\lambda_i$  are negative.

Table 1. The correlation dimension ( $d_2$ ), embedding dimension ( $d_E$ ), first two Lyapunov exponents, ( $\lambda_1, \lambda_2$ ), Kaplan-Yorke dimension ( $d_L$ ), and the Kolmogorov entropy, average limit of predictability ( $Pr_{max}$ , hours) for the time series of the  $NO_2$  and  $SO_2$  concentrations (Odessa city, 1990)

	Site 1 (Odessa) $NO_2$	Site 2 (Odessa) $NO_2$
$\lambda_1$	0.0187	0.0191
$\lambda_2$	0.0059	0.0049
$d_2$	5.28	5.26
$d_E$	6	6
$d_L$	4.09	3.92
$K_{entr}$	0.025	0.024
$Pr_{max}$	41	42

To conclude, we have presented the results of analysis and modelling the air pollutant ( $NO_2$ ) concentration temporal dynamics in the Odessa city's atmosphere. We have applied a number of nonlinear methods of a modern chaos and dynamical systems, such as an autocorrelation function method and the mutual information approach, a correlation integral analysis and the false nearest neighbours algorithm, the Lyapunov exponent's analysis and surrogate data method in versions [1-4]. It has been shown that the low-dimensional chaos exists in the  $NO_2$  concentration time series studied. The Lyapunov exponent's analysis has supported this fact.

#### References

1. Glushkov A., Efimov V., Kivganov A.F. Modelling climate as a problem of interaction of the solitons triplet // Meteor., Climatol., Hydrol. 1999. № 38. P.3-8.
2. Glushkov A., Bunyakova Yu., Khokhlov V., Prepelitsa G., Tsenenko I. Sensing air pollution field structure in the industrial city's atmosphere: stochasticity and effects of chaos // Sensor Electr.and Microsyst. Techn. 2005. № 1. P.80-84.
3. Khokhlov V., Glushkov A., Tsenenko I. Atmospheric teleconnection patterns and eddy kinetic energy content: wavelet analysis// Nonlin.Proc. in Geophys. 2004. V.11(3). P.285-293.
4. Buyadzi V., Glushkov A., Khetselius O. et al. Advanced analysis and modelling air pollutant concentration temporal dynamics in atmosphere of industrial cities// IOP Conf. Series: Earth and Env. Sci. 2017.Vol.92. P.012006.

#### NEW APPROACH TO MODELLING ATMOSPHERE VENTILATION DYNAMICS OF INDUSTRIAL CITY AND ELEMENTS OF THE «GREEN-CITY» CONSTRUCTION TECHNOLOGY

*I.R.Buchko<sup>1</sup>, stud., V. Buyadzi<sup>1</sup>, Dr., As-Prof., N.Bykowszczenko<sup>2</sup>, Dr., As-Prof., Sci. Adv.  
O.Yu. Khetselius<sup>1</sup>, Dr. Sci., Prof.*

<sup>1</sup>*Odessa State Environmental University, Odessa, Ukraine*

<sup>2</sup>*Technical University of Szczecin, Szczecin, Poland*

*buyadzhivv@gmail.com*

At present time there are carried out a number of different models that allow to estimate the spatial structure of air pollution in the industrial cities, including scientific and methodical software package ISM (WMO), AAER USA, RGC (Russia), CEHW (Korea) etc methods based on the laws of

molecular diffusion, as well as a system of regression equations (c.g. [1 – 3] and Refs. therein). The majority of the models are relatively simple and do not take into account the transience wind field, the mutual influence of the many sources of pollution and so on. Therefore, increasing the accuracy of prediction of air pollution and the underlying surface requires a development of principally new approach which takes into account all key physical and chemical factors etc. Majority of research and actions are linked only with the preliminary monitoring and diagnosing measures, development fundamental technologies such as 1) monitoring urban/indoor air pollution and modeling, 2) diagnosing hazardous urban pollutants and control, and 3) managing urban environment conditions through integrated network technology [2, 3].

The aim of our work is develop a new «Green City» construction technology that includes not only monitoring, diagnosing and management measures, and a group of the physical, chemical, ecological blocks which allow to create new clean cities of a future. As a first step, here we briefly present a new generalized physical-mathematical model of the natural ventilation of the industrial city, which is based on the generalized Arakawa-Shubert and Glushkov et al models, modified to calculate the current involvement of the ensemble of clouds. We present advanced mathematical methods for modelling an unsteady turbulence in the urban area. To calculate the involving streams (the real involving mass effect is emerged due to a disbalance of vertical and down-running streams), reaching the territory of city, the modified Arakawa-Schubert equations system is solved [1].

It is well known that the city area has a fairly complex geometric relief, so the application of any method in its pure form is possible only to a flat surface. Indeed, the horizontal turbulent vortices within a city are involving the circulation currents. The turbulent vortices over the urban area must be in the resonant interaction contact with the turbulent vortices of the cloud-based arrays in order to obtain an effective air ventilation in the phase setting. These physical features of air ventilation predetermine the necessary modification of the well-known Arakawa-Shubert and Glushkov et al models (c.g. [3]). The model includes the budget equations for mass, moist static energy, total water content plus the equations of motion. The mass balance equation in the convective thermals is as follows:

$$m_B(\lambda) = F(\lambda) + \beta \int_0^{\lambda_{\max}} m_B(\lambda') K(\lambda, \lambda') d\lambda' \quad (1)$$

Here  $\lambda$  is a velocity of involvement,  $m_B(\lambda)$  is an air mass flux,  $K(\lambda, \lambda')$  is the integral equation kernel, which determines the dynamical interaction between the neighbours clouds;  $\beta$  is parameter which determines disbalance of cloud work due to the return of part of the cloud energy to the organization of a wind field in their vicinity, and balance regulating its contribution to synoptic

processes. The solution of Eq. (1) with accounting for air stream superposition of synoptic processes is:

$$m_B(\lambda) = F(\lambda) + \beta \int_0^{\lambda_{\max}} F(s) \Gamma(\lambda, s; \beta) ds, \quad \Gamma(\lambda, s; \beta) = \sum_{i=1}^{\infty} \beta^{i-1} \cdot K_i(\lambda, s) \quad (2)$$

The key idea is to determine the resolvent as an expansion to the Laurent series in a complex plane  $\zeta$ . Its centre coincides with the centre of the city's «heating» island and the internal cycle with the city's periphery. The external cycle can be moved beyond limits of an urban recreation zone. The Laurent representation is as follows:

$$\Gamma = \sum_{n=-\infty}^{\infty} c_n (\zeta - a)^n, \quad c_n = \frac{1}{2\pi i} \oint_{|\zeta|=1} \frac{\Gamma(\zeta) d\zeta}{(\zeta - a)^{n+1}} = \frac{1}{2\pi i} \int_0^{2\pi} \Gamma(e^{it}) e^{-int} dt, \quad (3)$$

where  $a$  is center of the series convergence ring.

The method for calculating a turbulence spectra inside the urban zone should be based on the standard tensor equations of turbulent tensions [1, 2]. A velocity of air flux over the city's periphery in a case of convective instability can be found by method of a plane complex field theory:

$$v_x - iv_y = \frac{df}{d\zeta} = \frac{\Gamma}{2\pi i} \left[ \frac{1}{\zeta - \zeta_0} + \sum_{k=1}^{\infty} \left( \frac{1}{\zeta - \zeta_0 - kl} + \frac{1}{\zeta - \zeta_0 + kl} \right) \right] + \frac{d}{d\zeta} \left[ \sum_{k=1}^n \Gamma_k \ln(\zeta - b_k) \right], \quad (4)$$

here  $\Gamma_k$ ,  $b_k$  – circulation and co-ordinates of the vortex elements, created by clouds,  $\Gamma$ ,  $l$  – circulation and distance between standard vortices on the standard Karman chain vortices,  $\zeta$  – co-ordinate of the convective perturbations line (or front divider) Equating the velocity components determined in the shallow water model and model (5), one can find the spectral matching between the wave numbers that define the functional elements in the Fourier-Bessel series with the source element of a plane field theory. Any vector field  $u$  can be separated into rotational and divergent parts, i.e.,  $u = \nabla \psi + u_\chi$  ( $\psi$  is a current function;  $\chi$  is a velocity potential).

The test computing is performed with using natural and model data on a cloudiness, convection intensities, the Odessa city topography parameters etc. Basically, it is assumed that the clouds masses are coming to the city by lines of convective instability. The distance between the convective clouds is assumed to be 300–700m. In Fig.1a (left part) a Odessa city area (Google Map) is listed. In Fig.1b, 1c we list data on ventilation potential (b) and current function (c). Fig. 1b shows the results for synoptic situation, when the clouds run from the sea by two lines of convective disturbances and penetrate deeply into the Gulf of Odessa. Density of current lines is adequate to ventilation flow speed,  $\sim 1$  m/s to 0.5 cm of gradient. Compression of the  $\psi$  isolines means increasing a velocity



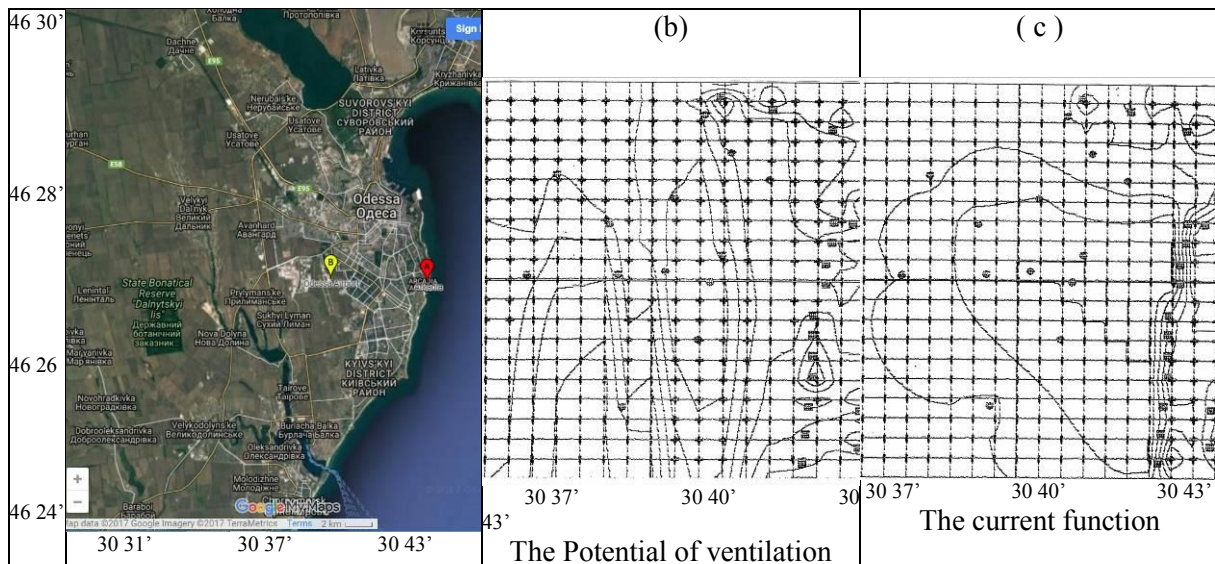


Figure 1.(a) Odessa city area map; (b) Potential of ventilation, (c) Current function.

(the values depend on intensity of convection, density of the cloud arrays etc). The dry thermals create their involvement currents and increase the intensity of the annular heat circulation. The picture in Fig. 1b of the air ventilation is typical for most of the city. In  $\psi$  field (Fig.1c) penetration of air ventilation is expressed more weakly.

### References

1. Khetselius O.Yu., Safranov T.A., Glushkov A.V. et al. Studying an air ventilation and pollution in an atmosphere of industrial city: elements of new modeling approach & Green-city technology // Env.Probl.2017.Vol.2(3). P.95-106.
2. Khetselius O.Yu., Glushkov A.V., Bunyakova Yu., Buyadzi V. et al. New approach and microsystem technology to modelling dynamics of atmosphere ventilation of industrial city and elements of the «Green-City» construction technology// Sensor Electr.and Microsyst. Techn. 2017. Vol.14(4). P. 37-46.
3. Glushkov A.V., Khetselius O., Agayar E., Buyadzi V. et al. Modelling dynamics of atmosphere ventilation and industrial city's air pollution analysis: New approach// IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 2017.Vol.92. P. 012014.

### SOIL MICROBIOTA IN CONDITIONS OF GROWING SALIX VIMINALIS AND MALUS SP.

<sup>1</sup>M. Krivtsova, PhD Docent, <sup>1</sup>O. Bilak, Student, <sup>2</sup>I.Salamon, PhD Assoc. Prof.,

<sup>1</sup>N. Bobryk, Master's degree, <sup>1</sup>M. Chycherska, Student

<sup>1</sup>Uzhhorod National University, Uzhhorod

<sup>2</sup>University of Presov, Slovakia

maryna.krivcova@gmail.com

Energy cultures can grow in various contrasted environmental conditions, they have a fast growth, and a high biomass production associated with a high water uptake. The use of is especially popular in the EU countries [1].

The biological methods provide ecologically safe remediation of soil improvement without intervention in natural processes. With the aim of bioremediation, culture *Salix* sp. is often used [2]. What is more, different willow species are considered as promising plants for Ukraine's urban landscaping [3].

The aim of our research has been to study the soil agrochemical indices and soil microbiocoenosis in case of growing of fruit and energy cultures; to compare the obtained data with the control (a meadow ecosystem); and based on the mineralization coefficient, to make a conclusion on the speed of mineralization processes in the soils under study.

#### MATERIALS AND METHODS

*Holland Plant Ukraine* is a fruit plant nursery working since 2004 and officially registered with Ukraine's State Register of Producers of Planting Materials. Using contemporary European experience, the team of the company grows high-quality saplings of various varieties of apple, sour and sweet cherry, and plum, that comply with international and national standards. Its most recent project has been The Swedish Energy Willow program.

The soil microbial coenosis analysis was conducted with the use of differentially diagnostic nutrient media by the method of serial dilutions of soil suspension. The ammonifying bacteria were calculated on meat-peptone agar (MPA); the actinomycetes and mycobacteria – on starch-ammonium agar (SAA); the oligotrophs – on Ashby medium; the myxobacteria – on potato agar; the micromycetes – on Czapek Dox medium; the oligotrophs – on starvation agar; the *Azotobacter* – on Ashby medium using the method of soil lumps fouling; the enteric bacteria – on Ploskirev medium[4]. The results were evaluated by the number of colony-forming units per 1 g of absolutely dry soil (CFU/g).

For the purpose of research of the current state of the soil microbiota, three monitoring blocks were used: 1 – the control, a meadow block within the company boundaries; 2 – the mother-block with energy willow (*Salix viminalis*); 3 – the plot with apple-trees (*Malus* sp.).

The agrochemical indices of the reviewed soils were determined using generally accepted methods[5]. The humus was determined using I. Tiurin's method [6].

#### RESULTS AND DISCUSSION

Determination of agrochemical properties of soils is part of the main tasks of soil diagnostics and a necessary condition for the determination of growth and development conditions of plants. The results are shown in Table 1 below.

In case of willow growing, soil solution reaction changes from subacid to neutral ( $pH_{salt} = 6.3$ ). General nitrogen was 128.9 mg/kg in the control and decreased in the cases of both willow and fruit cultures. Ammonium nitrogen was 28.6 mg/kg in the control; similar figure was observed in the soil with apple-trees; but in the soil with willows its concentration nearly doubled.

Nitrate nitrogen considerably reduced in case of willow to 57.7 mg/kg vs. the control – 100.3 mg/kg. Potassium was 91.2 mg/kg in the control, 109.7mg/kg for the apple-trees, and went down to 42.7 mg/kg for the willows.

Table 1. Values of agrochemical properties of soils in case of growing of energy and fruit plants

Agrochemical indices		Experimental variants		
		1 - control	2 - willow	3 – apple-tree
1	pH (water extraction), arbitrary units	6,7	7,6	6,4
2	pH (salt extraction), arbitrary units	5,3	6,3	5,5
3	Total nitrogen, mg/kg	128,9	106,3	104,3
4	Ammonium nitrogen,mg/kg	28,6	48,5	24,6
5	Nitrate nitrogen, mg/kg	100,3	57,7	79,7
6	Movable potassium, mg/kg	91,2	42,7	109,7
7	Movable sodium, mg/kg	42,7	33,9	38,9
8	Movable phosphorus,mg/kg	10,5	9,1	16,1
9	Humus concentration, %	3,5	1,9	1,6

No considerable variations of movable sodium were observed in all cases. The highest concentration of movable phosphorus was registered in the soil with fruit trees, while in the control and the soil with willow it was nearly two times lower. The humus concentration was 3.5% in the control, and halved to 1.6 and 1.9% for the apple-trees and willows, respectively.

The following regularities were established on the basis of the microbiological soil analysis. The ammonifiers significantly reduced as compared with the control ( $115.67 \pm 2.83$  CFU/1 g of dry soil), in both cases of willow ( $5.67 \pm 1.45$  CFU/1 g of dry soil), oak and apple-trees ( $10.00 \pm 1.00$  CFU/1 g of dry soil). The same trend was established for the soil actinomycetes: their number in the control soils was nearly 8 times higher than in the soils with willow and even more than in the soils with apple-trees. In case of cellulolytic bacteria, their number was significantly different in all three soils, being the lowest in the soils with apple-trees. Oligonitrophils also reduced in the soils with willows and apple-trees compared to the control (up to 8 times for willow, and to 16 times for apples).

In the soils with willow and the control, the percentage of nitrogen-fixing microorganisms was high, amounting to 98.9 – 100 %, whereas in the soils with apple-trees their number was nearly 5 times lower. At the same time, the number of coli group bacteria (CGB) was nearly 10 times higher there in comparison with the control. The highest number of pedotrophs was registered in the control; it was 6 to 7 times lower in the soils with fruit and energy plants. We established a directly-proportional dependence between the number of pedotrophs and humus concentration ( $r = +0.99$ ).

Table 2. Microbial price of soils in conditions of growing energy and fruit crops

	Microbial price of soils in conditions of growing energy and fruit crops							
	Ammonifiers	Micro-mycetes	Actinomycetes	Pedotrophs	Cellulosic	Oligonitrophiles	Enteric bacteria	Nitrogen-fixators
<b>1- control</b>	115,67 ± 2,83 <sup>b</sup>	32,33 ± 1,45 <sup>c</sup>	31,00 ± 1,53 <sup>b</sup>	29,67 ± 1,20 <sup>c</sup>	32,33 ± 1,45 <sup>c</sup>	32,33 ± 1,45 <sup>c</sup>	3,20 ± 0,40 <sup>a</sup>	98,89 ± 1,11 <sup>b</sup>
<b>2 - willow</b>	5,67 ± 1,45 <sup>a</sup>	1,03 ± 0,15 <sup>a</sup>	4,00 ± 0,32 <sup>a</sup>	4,53 ± 0,24 <sup>b</sup>	1,47 ± 0,09 <sup>b</sup>	4,17 ± 0,35 <sup>b</sup>	3,20 ± 0,20 <sup>a</sup>	100,00 ± 0,01 <sup>b</sup>
<b>3 – apple-tree</b>	10,00 ± 1,00 <sup>a</sup>	1,73 ± 0,15 <sup>b</sup>	3,77 ± 0,22 <sup>a</sup>	2,80 ± 0,29 <sup>a</sup>	0,40 ± 0,10 <sup>a</sup>	1,83 ± 0,20 <sup>a</sup>	32,6 ± 1,45 <sup>b</sup>	21,11 ± 2,94 <sup>a</sup>

Similar studies performed by O. Gorelov, N. Ellanska, O. Yunosheva and V. Viriovka cohere with our results [7]. A microbiological study of carbonate soils in the eastern part of Kyiv oblast with the growing of different energy cultures showed that the number of actinomycetes was lower there than in the control. However, the micromycete population exceeded the control there (40,000 CFU/1 g of dry soil). The number of ammonifiers remained roughly at the same level. On the basis of the obtained results, we come to the conclusion that growing of willows of different varieties enriches the soil with agriculturally valuable microorganisms and contributes to the accumulation of organic matter in the soil. These trends were most vividly seen in hybrid willow cultures [7].

Establishment of the direction of microbiological processes in the soils exposed to anthropogenic impact is generally considered as an important task of microbiological monitoring[8]. The calculated coefficients and indices reflect the elements of the morpho-functional structure of microbial coenoses, and reveal the direction of the soil processes. The mineralization/immobilization index (MII) shows the intensity of the processes of mineralization and assimilation of nitrogen compounds, and characterizes the level of intensity of mobilization processes in soil.

The control soils were established to be characterized by low MII values (0.27), and thus by domination of ammonifiers (meat-infusion agar) over immobilizers (starch-and-ammonia agar). The MII soil value in case of apple-trees also proved low. In case of willow, this index nearly doubled and equaled

0.7. Index values that approximate 1 indicate to the equilibration between the destructive and immobilizing processes in soils [9]. Therefore, the ratio between the processes of synthesis and decomposition determines the qualitative and quantitative composition of the humus and thus the potential fertility of the soil [10].

The pedotrophic index (PI) characterizes the level of assimilation of the organic matter from the soil by the microorganisms, and thus the functionality of the structure of the microbial coenosis of the soil. The pedotrophic index was low in the control (0.26) and apple-tree (0.28) cases, while in case of willow it equaled to 0.8, proving the intensive decomposition of the organic matter, and equilibration between the processes of formation and decomposition of humus compounds.

### CONCLUSIONS

The study has established the regularities of distribution of certain physiological groups of microbial coenosis in conditions of growing of fruit and energy plants. In case of willow, the numbers of ammonifiers, micromycetes, actinomycetes, cellulolytic and oligonitrophilic microorganisms were observed to reduce compared to the control. In case of apple-trees, the number of microorganisms was higher but still within the control values.

Growing of willows leads to stabilization of soil solution reaction, higher concentration of ammonium nitrogen, and lower concentration of nitrate nitrogen and potassium, compared with the control. We have established decreased concentrations of humus vs. control in both cases – growing of willows and apple-trees, which figure correlates with the number of pedotrophs.

Notwithstanding the lowered number of some physiological groups of microorganisms, the soil with willows was characterized by highly intensive mineralization processes, in particular those of transformation of organic matters.

### List of references

1. Rod'kin O.I. Proizvodstvo vozobnovljaemogo biotopliva v agrarnyh landshaftah: jekologicheskie i tehnologicheskie aspekty: monografija. Minsk: MGJeUim. A.D. Saharova, 2011. 212 s.
2. Varga C., Marian M., Mihaly-Cozmuta L., Mihaly-Cozmuta A., Mihalescu L. Evaluation of the phytoremediation potential of the *Salix caprea* in tailing ponds // Analele Universității din Oradea, Fascicula Biologie. 2009. Tom. XVII. Pp. 141-149.
3. Mazurenko N.A., Maurer V.M. Poshyrennja predstavnykiv rodu *Salix* L. V Ukrai'ni ta perspektyvy i'h vykorystannja v ozelenenni // Naukovyj visnyk NUBIP Ukrai'ny. Serija: Lisivnyctvo ta dekoratyvne sadivnyctvo. 2013. № 187 (1). S. 93-99.
4. Metody pochvennoj mikrobiologii i biohimii // I.V. Aseeva, I.P. Bab'eva, B.A. Byzov [idr.]; podred. D.G. Zvjaginceva. M.: MGU, 1991. 304 s.
5. Zuj M.F. Himichnyj sklad ta analiz osnovnyh komponentiv gruntu. K: Urozhaj, 2003. 86 s.
6. Tjurin I.V. Organicheskoe veshhestvo pochvy i ego rol' v plodorodii. M.: Nauka, 1965. 320 s.

7. Gorjelov O.M., Ellans'ka N.E., Junosheva O.P., Gorjelov O.O., Vir'ovka V.M. Biologichna aktyvnist' g'rintu energetychnyh kul'tur// Naukovi dopovidi NUBIP Ukrai'ny. 2017. № 1 (65).<http://journals.uran.ua/index.php/2223-1609/article/view/103971>.
8. Patyka M.V., Kolodjashnyj O.Ju. Formuvannja mikrobnogo kompleksu chornozemu typovogo v agrocenozi pshenyци ozymoi' za riznyh system zemlerobstva //Visn. Poltav. derzh. agrar. akad. 2014. № 2. S. 26-33.
9. Mineev V.G. Agrohimiya, biologijaj ekologiya pochvy M.: Gosagropromizdat, 1990. 206 s.
10. Andreyuk K.I., Iutyns'ka H.O., Antypchuk A.F., Valahurova O.V., Kozyrytska V.Ie., Ponomarenko S.P. Funktsionuvannya mikrobykh uhrupovan' v umovakh antropohennoho navantazhennya: monograph. Kyiv: Oberehy, 2001. 240 p.

### **THREE SPECIES IN GENUS *JUNIPERUS* – QUALITATIVE AND QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF ESSENTIAL OILS**

***P. Petruska, Mgr., I. Salamon, PhD., Ass. Prof.***

*Department of Ecology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Presov, 01, 17th November St., SK-081 16 Presov, Slovak Republic*  
petruskaml@gmail.com

#### **INTRODUCTION**

*Juniperus* has about 60 species of evergreen trees or shrubs, widely dispersed in the Northern Hemisphere. Juniper berries of various species have been used medicinally since antiquity. The berries of several species are consumed as food by birds. Its fruit (*Juniperi fructi*) produces a valuable essential oil (*Juniperi aetherolium*). The aims of the present study were to use isolated essential oil and GC-MS methods to elucidate the levels and patterns of juniper chemo type diversity in three different species: Common juniper (*Juniperus communis* L.), Western prickly juniper (*Juniperus oxycedrus* L.) and Savin juniper (*Juniperus sabina* L.).

Majority of organic components exist in plants in exceedingly small amounts and often in very complex mixtures. Many compounds are in addition unknown. Even if the substances accumulate in special tissues and cells, very powerful tools are still needed to measure them. Natural chemistry is dependent on advanced analytical techniques which allow detection and identification of constituents at concentrations of per million (ppm) or billion (ppb).

#### **MATERIAL AND METHODS**

Samples of three juniper species fruits were collected from different places in Slovakia (Spis Castle – Ostra Hill and Pieniny National Park) and Albania (Bilisht) in 2017. The content of essential oil was determined. Each sample of juniper fruits with weight of 10 g was grounded in a blender. The essential oil from this raw-material was prepared by hydro-distillation (2 hours) in Clevenger-type apparatus according to the European Pharmacopoeia (the 9<sup>th</sup> Edition).

In gas chromatography (GC) the mobile phase is an inert carrier gas. It transports the injected sample through a long column packed with solid beads

coated with adsorbent liquid, or alternatively on the inner column wall. The column is placed in an oven which is heated according to a pre-programmed schedule, to vaporize the sample substances one by one. During passage through the column individual constituents of a sample are separated. The time used for a substance to pass through the column is proportional to the degree to which it is retained in the stationary phase.

Sample constituents will thus appear at different times in the end of the column. There they will be registered by a proper detector. Sensitive detector uses flame ionization (FID). The detector sends a signal to an amplifier and this is turn registered on a computer screen.

Mass spectrometry (MS) is used to achieve a further identification of substances. The sample in gas phase is bombarded with an electron beam and thus becomes ionized and partly breaks down into smaller charged fragments. The ions are accelerated in an electrical field into the spectrometer where they are deviated in a very strong magnetic field according to mass and charge. They finally arrive to the detector area where their position and amount is registered.

Each substances gives rise to a characteristic pattern of fragments which appear as lines, each one with a precise molecular weight, or rather defined charge over mass value. The line pattern of allows in most cases the identification of the chemical composition, sometimes even structure, of the original molecule. Mass spectrometry is one of the most sensitive techniques available for qualitative identification of volatile compounds.

A combination of gas chromatography with a mass spectrometry (GC-MS) constitutes a very powerful means of essential oil component chemical analysis.

The GC-MS analysis of the juniper essential oils was carried out using a Gas Chromatograph type: Varian 3090/MS Saturn 2100 T with injection entrance Split/Split less. The following operating conditions were used: column: RX-5MS, 30 m × 0.25 mm i. d., film thickness: 0.25 μm, carrier gas: Helium, adjusted to a flux of 1.50 ml.min<sup>-1</sup>, injection temperatures: 220 °C and volume of sample: 2 μl. Components were identified by their GC retention times, software library NIST 98, and the resulting values were comparable to those of literature. Oil component standards for comparison were supplied by Extrasynthese, Merck, Fulka and Sigma-Aldrich. Results are presented in the percentage. Percentage of single chromatographic peak areas was measured based on area of the single peaks to the total peak area ratio. Statistical analysis was done by using confidence intervals (n = 5) on the significant level p < 0.05 with calculation through the mean, standard deviation and standard error.

## RESULTS AND DISCUSSION

Juniper berries usually contain between 0.50±0.10 % and 1.80±0.10 % volatile oil, depending on geography, altitude, ripeness and other factors [4]. The fruits from species investigated gave yellowish essential oils. The essential

oil contents obtained were  $0.88 \pm 0.09$  % in *Juniperus communis*,  $0.80 \pm 0.10$  % in *Juniperus oxycedrus* and  $1.60 \pm 0.25$  % in *Juniperus sabina* (Table 1).

Table 1. Juniper fruit yield of essential oil of in % (v/w, expressed on a dry weight)

Species	Habitat/Sample	Essential oil yield (%)
<i>Juniperus</i> <i>communis</i>	Spis Castle, Slovakia No. 1	$0.88 \pm 0.09$
<i>Juniperus</i> <i>oxycedrus</i>	Bilisht, Albania No. 2	$0.80 \pm 0.10$
<i>Juniperus</i> <i>sabina</i>	PIENAP, Slovakia No. 3	$1.60 \pm 0.25$

The results obtained in the qualitative and quantitative analysis of the investigated essential oils are given in Table 2.

Many chemical constituents (33) of essential oils have been identified in Slovakian and Albanian juniper plant populations. The components having the value of  $\geq 5$  % were evaluated as the major ones.

In our study,  $\alpha$ -pinene ( $32.00 \pm 0.86$  %), sabinene ( $20.50 \pm 0.68$  %), myrcene ( $8.00 \pm 0.43$  %), limonene ( $7.50 \pm 0.30$  %) and  $\alpha$ -caryophyllene ( $5.50 \pm 0.30$  %) were major components for plant species of *Juniperus communis* L. The Albanian *Juniperus oxycedrus* L. contains two main natural substabces –  $\alpha$ -pinene ( $24.50 \pm 0.68$  %) and myrcene ( $61.00 \pm 1.36$  %). On the other hand, sabinene ( $80.10 \pm 1.36$  %) recorded in the essential oil of *Juniperus sabina* L. was highest component than another ones ( $\leq 5$  %).

Of these compounds, certain ones appear more important (based on quantity and/or pharmacological activity) to the character of the plants and can be designated as major constituents. The juniper essential oils of all investigated species are high in  $\alpha$ -pinene, sabinene, myrcene, limonene and  $\beta$ -caryophyllene, which have very advantageous aroma therapeutic properties

When these results were compared with the literature [1,2,3], the chemical composition and content of essential oils from *Juniperus communis*, *Juniperus oxycedrus* and *Juniperus sabina*, similarly other plant species of genus *Juniperus*, in the present study showed significant differences, which can be attributed several factors, such as the part of plant under analysis, the stage of plant development, the time of harvesting or picking, differences in climatic and ecological conditions, and the various distillation methods used in the studies etc.

## CONCLUSION

It was found for the first time that berries of the same juniper species growing wild in Slovakia and Albania produced essential oils of different chemotypes and its quantities. Ecological diversity of sites, where juniper occurs, its geological age tertiary resulted in great variability, that is, adaptation to the specific conditions (ecotypes, chemo types, varieties, etc.). It is necessary



Table 2. Essential oil composition and GC-MS profile of juniper berries of three different species of genus *Juniperus*

Compounds of essential oils	GC-FID $t_R$ (min)	<i>Juniperus communis</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Juniperus sabina</i>
$\alpha$ -thujene	8.04	-----	----	0.14 $\pm$ 0.05
<b><math>\alpha</math>-pinene</b>	8.16	<b>32.00 <math>\pm</math> 0.86</b>	<b>24.50 <math>\pm</math> 0.68</b>	3.10 $\pm$ 0.35
$\beta$ -pinene	13.27	2.50 $\pm$ 0.30	1.40 $\pm$ 0.30	-----
<b>sabinene</b>	14.31	<b>20.50 <math>\pm</math> 0.68</b>	1.55 $\pm$ 0.32	<b>80.10 <math>\pm</math> 1.36</b>
$\beta$ -phellandrene	16.12	0.03 $\pm$ 0.02	0.12 $\pm$ 0.03	-----
camphene	16.49	0.21 $\pm$ 0.05	0.24 $\pm$ 0.15	0.34 $\pm$ 0.18
<b>myrcene</b>	17.13	<b>8.00 <math>\pm</math> 0.43</b>	<b>61.00 <math>\pm</math> 1.36</b>	4.92 $\pm$ 0.53
<b>limonene</b>	19.57	<b>7.50 <math>\pm</math> 0.30</b>	4.50 $\pm$ 0.30	1.98 $\pm$ 0.25
$\gamma$ -terpinene	19.62	0.38 $\pm$ 0.30	0.48 $\pm$ 0.07	0.68 $\pm$ 0.12
cis-sabinene hydrate	20.43	-----	-----	0.20 $\pm$ 0.05
$\alpha$ -terpinolene	23.76	0.38 $\pm$ 0.18	0.41 $\pm$ 0.07	0.71 $\pm$ 0.15
trans-sabinene hydrate	24.09	-----	-----	0.17 $\pm$ 0.05
1-terpinene-4-ol	24.44	1.06 $\pm$ 0.22	0.50 $\pm$ 0.25	0.31 $\pm$ 0.09
$\beta$ -elemene	38.03	0.59 $\pm$ 0.02	0.16 $\pm$ 0.05	0.49 $\pm$ 0.30
methyl citronellate	38.75	-----	-----	0.58 $\pm$ 0.30
boranylacetate	38.97	0.58 $\pm$ 0.16	0.12 $\pm$ 0.05	0.66 $\pm$ 0.30
$\gamma$ -elemene	41.25	1.99 $\pm$ 0.30	1.23 $\pm$ 0.10	-----
(Z)- $\beta$ -farnesene	43.33	1.15 $\pm$ 0.24	1.00 $\pm$ 0.04	-----
<b><math>\alpha</math>-caryophyllene</b>	45.19	<b>5.50 <math>\pm</math> 0.30</b>	2.50 $\pm$ 0.30	0.24 $\pm$ 0.08
germacrene D	45.98	0.49 $\pm$ 0.75	1.33 $\pm$ 0.07	0.52 $\pm$ 0.21
$\gamma$ -elemene	46.21	-----	-----	0.50 $\pm$ 0.18
$\alpha$ -gurjunene	47.59	1.30 $\pm$ 0.30	0.74 $\pm$ 0.07	-----
$\gamma$ -cadinene	49.41	0.19 $\pm$ 0.07	0.32 $\pm$ 0.03	-----
$\beta$ -cadinene	50.22	2.60 $\pm$ 0.43	0.87 $\pm$ 0.21	-----
$\delta$ -cadinene	53.02	0.84 $\pm$ 0.35	0.13 $\pm$ 0.05	1.21 $\pm$ 0.43
elemol	45.09	-----	-----	0.61 $\pm$ 0.30
germacrene D-4-ol	50.11	-----	-----	0.73 $\pm$ 0.30
spathulenol	52.35	-----	-----	0.61 $\pm$ 0.30
shyobunol	53.76	-----	-----	0.53 $\pm$ 0.43
abietadiene	54.06	-----	-----	0.26 $\pm$ 0.11
4-epi-abietal	55.87	-----	-----	0.21 $\pm$ 0.09
abieta-7,13-dien-3-one	56.22	-----	-----	0.20 $\pm$ 0.05

to assess the more detailed study of environmental factors in studied localities. The juniper essential oils, in particular, is high in  $\alpha$ -pinene, sabinene, myrcene, limonene and  $\beta$ -caryophyllene, which have very advantageous aroma and therapeutic properties.

*Acknowledgements:* This research was supported by the Slovak Research and Development Agency (SRDA), the project: APVV-14-0843: «Research of possibilities of growing juniper (*Juniperus communis* L.) to produce fruits».

### List of references

1. Alan S., Kurkcuoglu M., Sener G. Composition of the Essential Oils of *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *oxycedrus* Growing in Turkey // Turkish Journal of Pharmaceutical Sciences. 2016. Vol. 13. Iss. 3. P. 300-303.
2. Dazmiri M.E., Monfared A., Akbarzadeh M. Chemical Composition of Essential Oil of Fruits and Aerial Parts of *Juniperus sabina* L. from Hezar-Jarib in Mazandaran Province // Etho-Pharmaceutical Products. 2014. Vol. 1. Iss. 2. P. 61-65.
3. Fejer J., Grulova D., Eliasova A., Kron I., DeFeo V. Influence of Environmental Factors on Content and Composition of Essential Oil from Common Juniper Ripe Berry Cones (*Juniperus communis* L.) // Plant Biosystems. P. 1-9 (in press).
4. Salamon I., Petruska P. Quality of Juniper Essential Oil (*Oleum Juniperi*) in the South Slovakia and its Curative and Industrial Utilization // Indian Journal of Pharmaceutical Education and Research. 2017. Vol. 51. Iss. 3. P. 136-140.

### RAILWAY TRANSPORT AS A SOURCE OF SOIL CONTAMINATION WITH HEAVY METALS

A. Samarska, PhD student, Yu. Zelenko, Prof. Dr. Sc.

Academician V. Lazarian Dnipro National University of Railway transport

samarskaya.av@gmail.com

Railway transport plays a very important role in the economic development of our country. It is the leader of freight transportation. According to the statistics [1] 339,5 million tons of different freight was carried by railway in 2017, among them 43,9 MT of coal, 5,0 MT of coke, 3,8 MT of crude oil and petroleum products, 64,9 MT of iron and manganese ores, 20,8 MT of ferrous metals, 3,1 MT of ferrous scrap metals, 2,8 MT of timber freight, 3,5 MT of chemical and mineral fertilizers, 35,7 MT of grain and grinding products, 5,9 MT of cement, 41,2 MT of engineering materials and 46,7 MT of other freight. But, on the other hand, the railway influence on the environment includes the following negative aspects: ingredient, biocenotic, parametrical and aesthetic pollution.

Nowadays a lot of researchers consider railway transport a source of heavy metal contamination [2 – 6].

Heavy metals (HM) belong to the most frequently found and intensively studied chemical substances that contaminate the environment. Railway areas are thought to be sites of intensive HM emission. The rail rolling stock construction material abrasion, fuel combustion in locomotives, action of pantographs on trolley wires and freight leakage emit particles containing HM into the air and subsequently deposit them into the plant and soil through dry and wet deposition [4]. Relevant sources of inorganic pollutants characteristic of rail transportation are brakes (mostly *Fe*, *Cu*, *Mn*, *Cr*, *Pb*), rails (mostly *Fe*, *Mn*, *Cr*) and wheels (mostly *Fe*, *Mn*, *Ni*, *V*) friction as well as galvanization (*Zn*, *Cd*) [3].

Some researchers confirm that soils at railroad areas contain significant amounts of toxic metals, especially *Cu*, *Ba* and *Cr*[2], while others consider *Zn*, *Pb* and *Cd* the most widespread pollutants coming from railway operating [6].

According to Wilkomirski et al. [6], concentration of HM in soil from important rail junctions in Ilawa and Tarnowskie Góry and in soils sampled along the main rail routes in Poland was several times higher than a background value, determined for the reference areas. HM concentration decreased with the distance from the tracks, proving that rail transportation is a source of these contaminants [3].

Besides, the HM contents in plant can reveal the railway impact on the environment. Various plant species are able to grow at these sites, uptaking metals and accumulating them in their tissues. They often belong to botanical families whose representatives are known for tolerance to HM pollution and phytoremediation abilities. There is a notable difference among the species in their ability to uptake HM from track-neighboring soils. Among fifteen tested species, *Cerastium dubium* accumulates the highest levels of 8 out of 10 metals (*Ba*, *Co*, *Cr*, *Cu*, *Fe*, *Mn*, *Pb*, *Sb*). For *Zn*, the highest concentration is reported in *Viola arvensis* while for *Mo* in *Vicia cracca* [2].

The sources of HM at railways are presented in figure 1.

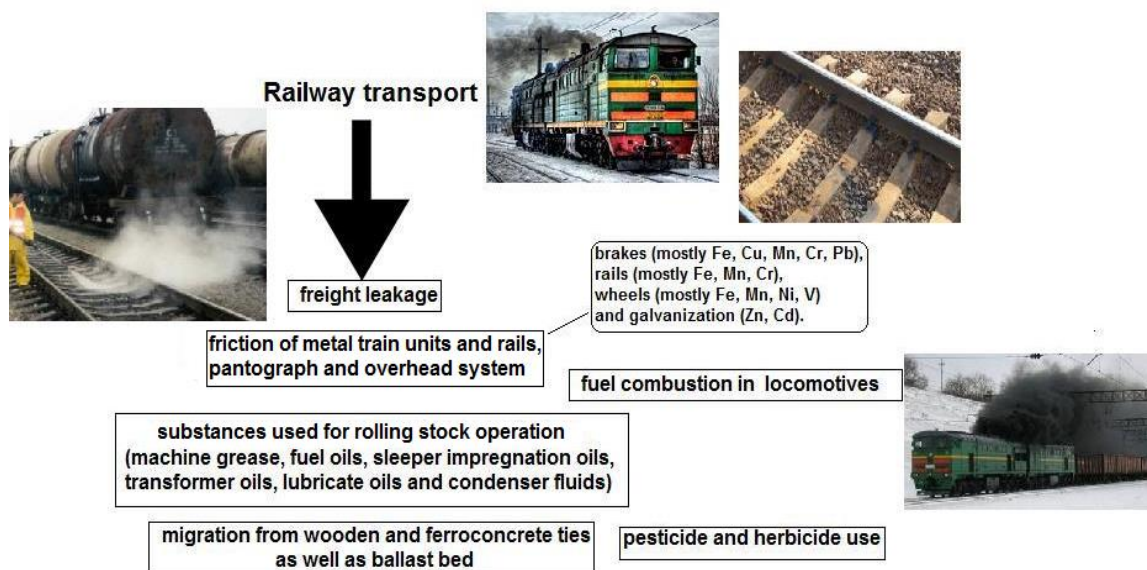


Figure 1. Railway as a source of soil contamination with heavy metals.

The purpose of the work is the analysis of the current state of the railway infrastructure soil contamination with HM, namely, three stations of the Prydniprovskya railway: Kamianske-Pasazhyrske, Zaporizhzhia-Kamianske and Trytuzna.

The research object is the soils of the above mentioned railway stations, the research subject is the total contents of HM. Sampling was carried out every 15 m between and outside both rails up to the end of railway ties. The total area

of the investigated sites is 200 m<sup>2</sup>. The total form of *Fe*, *Pb*, *Zn*, *Cu*, *Ni*, *Cd* and *Mn* concentration was determined by the atomic absorption spectrometry. The obtained data were compared with the background concentration for the Dnipropetrovsk oblast and the results of the analysis of the reference sites located at a distance of 250 m from the railway stations.

To assess the pollution level we used such criteria as potential ecological risk and enrichment factor [7 – 9].

The potential ecological risk is calculated as the sum of risk factors of HM:

$$RI = \sum E_i, \quad (1)$$

where  $E_i$  – the single risk factor for each HM and is calculated as:

$$E_i = T_i f_i = T_i \frac{C_i}{S_i}, \quad (2)$$

where  $T_i$  – the toxic-response factor for each element, which mainly reflects the HM toxicity level and the degree of environment sensitivity to HM pollution.  $T_i$  values for *Hg*, *Cd*, *As*, *Ni*, *Cu*, *Pb*, *Cr*, *Zn* and *Mn* are 40, 30, 10, 5, 5, 5, 2, and 1, respectively;

$f_i$  – the contamination factor;

$C_i$  – the measured concentration for HM  $i$ ;

$S_i$  – the background concentration for HM  $i$ .

This method considers a variety of factors such as the multi-element synergy, toxicity level, pollution concentration and sensitivity to HM pollution of the environment, which are widely used in environmental risk assessment. The  $RI$  classification is presented in table 1.

Table 1. Classification standard of  $E_i$  and  $RI$

$E_i$	Single pollutant degree of environmental risk	$RI$	Comprehensive environmental risk level
$E_i \leq 40$	low ecological risk	$RI \leq 150$	low ecological risk
$40 < E_i \leq 80$	moderate ecological risk	$150 < RI \leq 300$	moderate ecological risk
$80 < E_i \leq 160$	considerable ecological risk	$300 < RI \leq 600$	considerable ecological risk
$160 < E_i \leq 320$	high ecological risk	$RI > 600$	very high ecological risk
$E_i > 320$	very high ecological risk		

Enrichment factor (EF) is an important indicator which reflects the degree of negative human influence on the environment. It is feasible to apply an EF to determine the anthropogenic contamination of HM in topsoil. Reference elements are often introduced for standardization to calculate the EF. Considering the crust-dominated element and choosing Al as the reference element, the factored formula can be expressed as [6]:

$$EF = \frac{(C_i / C_r)_{sample}}{(C_i / C_r)_{background}}, \quad (3)$$

where  $C_i$  and  $C_r$  – the concentrations of the target metal and the reference metal in the soil sample;  $B_i$  and  $B_r$  – the background concentrations of the target metal and the reference metal in unpolluted soils from the same region. The EF classification is presented in table 2.

Table 2. Class of enrichment factor (EF)

EF	Class	Enrichment (Contamination) level
< 1	0	no enrichment (Contamination)
1-2	1	deficiency to minimal enrichment (Contamination)
2-5	2	moderate enrichment (Contamination)
5-20	3	significant enrichment (Contamination)
20-40	4	very high enrichment (Contamination)
> 40	5	extremely high enrichment (Contamination)

*Results.* It is found out that rail transport is a source of HM penetration into soil. The findings indicate that the soil state of the Kamianske-Pasazhyrske station corresponds to a low ecological risk since the station is a passenger one only and pollution occurs mostly due to the wheels and rails friction and that of the pantograph and overhead system, as well as the pesticide use. The soil contamination of the Zaporizhzhia-Kamianske station is characterized by a considerable potential environmental risk. This station is a cargo-passenger one, and this pollution level is mainly due to loading and unloading processes. The soils of the Trytuzna station are characterized by an average potential ecological risk. Although this station is mainly used for the freight trains reformation, but due to the transportation of large volumes of bulk ore cargoes HM fall into soils. Besides, the station is not electrified, which aggravate the situation.

The EF values are presented in table 3.

It is found out that operating railway transport enriches (contaminates) soils with *Pb*, *Zn*, *Ni* and *Cu*.

Besides, except the physicochemical analysis we carried out biotesting using plants (*Lepidium sativum*, *Sinapis alba*, *Sorghum saccharatum*) and *Daphnia magna*.

Most studies on environmental pollution by railway transport are focused on the type and concentration of the polluting agents. In the case of living organisms, populations or biocoenoses it is difficult to predict their reaction to pollutant toxicity based only on physical and chemical parameters. Toxic compounds may occur in many chemical forms with different bioavailability. Organism reactions may result from the effect of particular compounds as well as the synergistic effect of all substances polluting a given area.

Since there are not statutory levels of contaminants for the railway soils we recommend using Potential ecological risk, Enrichment Factor and biotesting

in accordance with ISO 11269-10, ECD Guideline 202 and ISO 6341. In addition we underline the necessity of developing permissible levels of HM concentration in surface soils, depending on the terrain.

Table 3. The statistics of the enrichment levels of HM in the railway surface soils

The Kamianske-Pasazhyske station				
Heavy metal	Enrichment factor			
	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
<i>Mn</i>	1,73	0,29	1,21	2,21
<i>Cu</i>	4,70	0,79	3,13	5,86
<b><i>Zn</i></b>	<b>8,99</b>	<b>1,65</b>	<b>6,06</b>	<b>12,06</b>
<i>Ni</i>	4,87	0,79	3,68	6,50
<b><i>Pb</i></b>	<b>5,74</b>	<b>1,04</b>	<b>3,45</b>	<b>7,29</b>
<i>Cd</i>	2,36	0,62	1,52	3,34
<i>Fe</i>	2,52	0,41	1,73	3,07
The Zaporizhzhia-Kamianske station				
Heavy metal	Enrichment factor			
	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
<i>Mn</i>	4,43	0,77	3,72	6,13
<b><i>Cu</i></b>	<b>27,98</b>	<b>3,20</b>	<b>23,97</b>	<b>36,34</b>
<b><i>Zn</i></b>	<b>26,44</b>	<b>3,80</b>	<b>22,37</b>	<b>34,91</b>
<b><i>Ni</i></b>	<b>13,61</b>	<b>1,90</b>	<b>11,29</b>	<b>18,88</b>
<b><i>Pb</i></b>	<b>39,41</b>	<b>6,15</b>	<b>32,85</b>	<b>55,28</b>
<i>Cd</i>	4,69	0,91	3,20	6,80
<i>Fe</i>	3,34	0,45	2,79	4,43
The Trytuzna station				
Heavy metal	Enrichment factor			
	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
<i>Mn</i>	1,74	0,14	1,52	2,06
<b><i>Cu</i></b>	<b>5,10</b>	<b>0,70</b>	<b>3,88</b>	<b>6,22</b>
<b><i>Zn</i></b>	<b>8,74</b>	<b>0,73</b>	<b>7,64</b>	<b>10,10</b>
<b><i>Ni</i></b>	<b>9,41</b>	<b>0,82</b>	<b>8,31</b>	<b>11,09</b>
<b><i>Pb</i></b>	<b>19,96</b>	<b>2,36</b>	<b>16,23</b>	<b>23,33</b>
<i>Cd</i>	2,98	0,59	2,48	4,48
<i>Fe</i>	3,23	0,28	2,79	3,73

### References

1. Derzhavna sluzhba statystyky Ukrainy [Internet resurs]. Rezhym dostupu: <http://www.ukrstat.gov.ua>.
2. Dzierzanowski K., Gawroński S.W. Heavy metal concentration in plants growing on the vicinity of railroad tracks: a pilot study // Challenges of Modern Technology. 2012.3(1).P. 42-45.
3. Mętrak M., Chmielewska M., Sudnik-Wójcikowska B., Wiłkomirski B., Staszewski T., Suska-Malawska M. Does the Function of Railway Infrastructure Determine Qualitative and Quantitative Composition of Contaminants (PAHs, Heavy Metals) in Soil and Plant Biomass? // Water Air Soil Pollution. 2015. 226(8).P. 1-12. doi: 10.1007/s11270-015-2516-1.
4. Staszewski T., Malawska M., Studnik-Wójcikowska B., Galera H., & Wiłkomirski B. Soil and plants contamination with selected heavy metals in the area of a railway junction//

Archives of Environmental Protection.2015. 41(1).P. 35-42. doi: <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0005>.

5. Wierzbicka M., Bemowska-Kalabun O., & Gworek B. Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks // *Ecotoxicology*. 2015. 24(4).P. 805-822. doi: 10.1007/s10646-015-1426-8.

6. Wiłkomirski B., Sudnik-Wójcikowska B., Galera H., Wierzbicka M., & Malawska M. Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution // *Water Air Soil Pollution*.2011. 218(1-4).P. 333-345. doi: 10.1007/s11270-010-0645-0.

7. Jiao X., Teng Y., Zhan Y., Wu J., & Lin X. (2015). Soil Heavy Metal Pollution and Risk Assessment in Shenyang Industrial District, Northeast China // *Plos One*. 2015. 10(5). doi:10.1371/journal.pone.0127736.

8. Hu Y., Liu X., Bai J., Shih K., Zeng E.Y., & Cheng H. Assessing heavy metal pollution in the surface soils of a region that had undergone three decades of intense industrialization and urbanization // *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. 20(9).P. 6150-6159. doi: 10.1007/s11356-013-1668-z.

9. Soliman N. F., Nasr S. M. & Okbah M.A. Potential ecological risk of heavy metals in sediments from the Mediterranean coast, Egypt // *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2015. 13. doi:10.1186/s40201-015-0223-x.

## **БІОІНДИКАЦІЯ ҐРУНТІВ У ЗОНІ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ҐРУНТОВІ ЕКОСИСТЕМИ**

*А.С. Аносова, ст., О.В. Нестеренко ас.,*

*О.Г. Мельнікова, к.т.н., ст. викл., В.О. Юрченко, д.т.н., проф.*

*Харківський національний університет будівництва та архітектури*

*anosova.alena@mail.ru*

В сучасних умовах існування суспільства антропогенний вплив з кожним роком збільшує масштаби свого навантаження на навколишнє середовище. Транспортна індустрія є одним з найпотужніших джерел забруднення природних екосистем. Вона включає в себе велику кількість різноманітних екологічно-небезпечних об'єктів: автомобільні підприємства, комплекс автомобільних доріг та їх інфраструктура, полігони для утилізації старих автомобілів й твердих побутових відходів (ТПВ). Забруднення поверхні землі транспортними і дорожніми викидами накопичується поступово, в залежності від багатьох факторів (інтенсивності руху автотранспорту, виду палива, терміну експлуатації та ін.) і зберігається в продовж тривалого часу навіть після ліквідації дорожнього полотна (закриття дороги, траси, магістралі або повна ліквідація шляху та асфальтного покриття, полігону).

Ґрунтовий покрив служить кінцевим приймачем більшості техногенних хімічних речовин, що потрапляють до біосфери. Ґрунт – багатофазна гетерогенна полідисперсна термодинамічна відкрита система, хімічні взаємодії у ній відбуваються за участю твердих фаз, ґрунтового розчину, ґрунтового повітря, коріння рослин, живих організмів. Різні хімічні елементи, накопичуються у ґрунтах, засвоюються рослинами і через них по харчовому ланцюгу переходять в організм тварин і людини.

Частина з них розчиняється і виноситься ґрунтовими водами, потім потрапляє в ріки, водойми і вже через питну воду може потрапити у людський організм [1]. Оцінити небезпеку техногенного навантаження на ґрунтові екосистеми дозволяють методи біоіндикації. Один з найбільш об'єктивних критеріїв оцінки функціонального стану ґрунтових екосистем – ферментативна активність ґрунтів [1, 2]. Однак, як відомо із літературних джерел, ферменти по-різному реагують на забруднення ґрунтів поллютантами [3–5].

У ґрунтовій біодинаміці велике значення мають оксидоредуктази, серед яких у ґрунті найбільш поширеною є каталаза. В якості одного із найбільш загальних показників біологічної активності ґрунтів використовують «дихання ґрунтів» – виділення вуглекислого газу і поглинання кисню ґрунтом. «Дихання ґрунту» – один із показників біологічної активності ґрунтів, глобальний процес, до якого залучено велику кількість ферментів і біохімічних реакцій, що відображають роботу ґрунту як організму в цілому [3, 4].

Здійснення моніторингу територій, що підлягають антропогенному навантаженню від автомобільно-дорожнього комплексу (АДК) та полігону ТПВ, за допомогою методів біоіндикації є актуальною задачею.

*Мета* – визначення інтенсивності негативного впливу викидів від об'єктів АДК та полігону ТПВ (як одного з елементів АДК) на довкілля за біохімічними та фізіологічними характеристиками ґрунтів.

*Об'єктом досліджень* слугували ґрунтові зразки, відібрані з територій прилеглих до різних техногенних об'єктів АДК: автомобільних доріг з різною інтенсивністю руху м. Харків (вул. Сумська та вул. Скрипника) та ТПВ с. Люботин. Місця відбору проб представлені на рис. 1, 2.

Експериментальні дослідження проводились на базі науково-дослідної лабораторії кафедри безпеки життєдіяльності та інженерної екології Харківського національного університету будівництва та архітектури. Ґрунтові зразки відбирали методом конверту на глибині до 4 см. Пробопідготовку виконували згідно нормативних методик. В ґрунтових зразках визначали хімічний (нафтопродукти (НП)), біохімічний (каталазна активність – КА) та фізіологічний (інтенсивність дихання – ІД) показники.

Вміст НП у ґрунтових зразках визначали гравіметричним методом [4, 6]. Метод ґрунтується на екстракції органічних речовин з наважки ґрунтового зразка гексаном, випаровуванні й видаленні розчинника і гравіметричного вимірювання маси залишку.

Ґрунтове дихання визначали за методом Галстяна [4, 7, 8], який заснований на визначенні інтенсивності виділення  $CO_2$  ґрунтовым зразком.



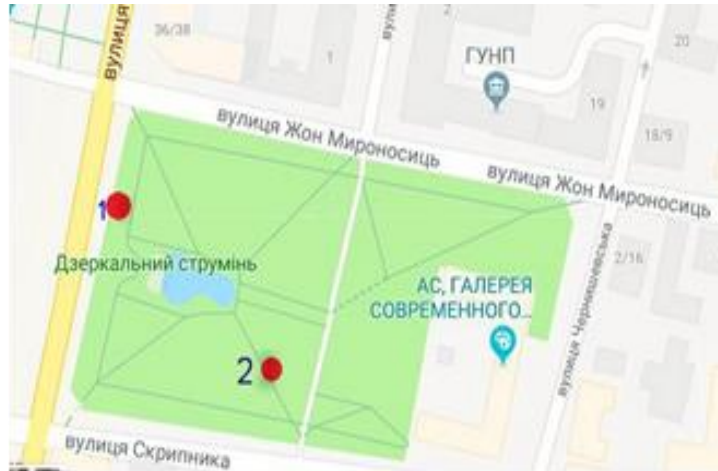


Рис. 1 – Схема відбору ґрунтових проб на територіях, прилеглих до вул. Сумської та вул. Скрипника:  
 1 – ділянка №1 – вул. Скрипника, 10 м від дороги; 2 – ділянка №2 – вул. Сумська, 7 м від дороги.

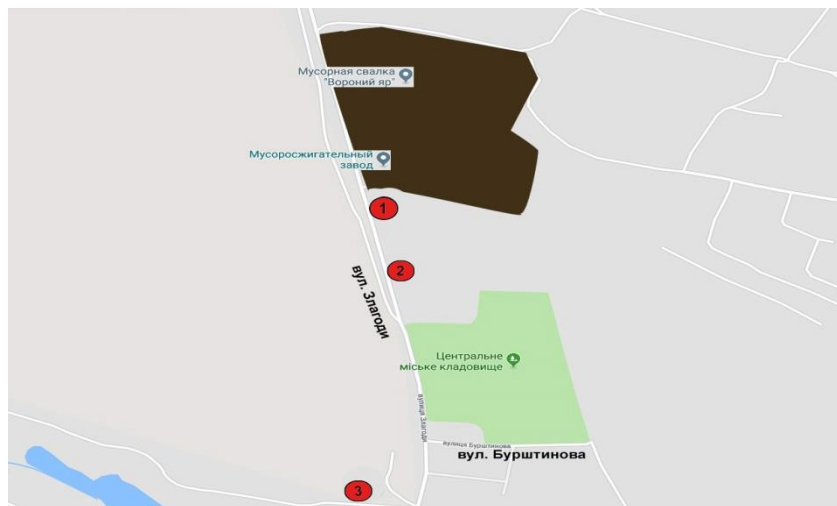


Рис. 2 – Схема відбору ґрунтових проб на територіях, прилеглих до полігону ТПВ с. Люботін:  
 1 – ділянка №1, 10 м від полігону ТПВ; 2 – ділянка №2, 20 м від полігону ТПВ; 3 – ділянка №3, 50 м від полігону ТПВ.

Інтенсивність продукування вуглекислого газу визначали за формулою у мг  $CO_2$  на 100 г ґрунту за добу:

$$ID = \frac{V_2 - V_1}{m \cdot T}, \quad (1)$$

де  $ID$  – інтенсивність «дихання ґрунтів»;  $V_1$  – об'єм  $HCl$ , який витратили на титрування без ґрунту, мл;  $V_2$  – об'єм  $HCl$ , який витратили на титрування дослідів, мл;  $m$  – наважка ґрунту, г;  $T$  – час експонування, год.

Каталазну активність визначали шляхом вимірювання швидкості розпаду перекису водню при взаємодії її з ґрунтом. Цей показник визначали перманганитним методом – титруванням ґрунтової водної

витяжки розчином  $KMnO_4$  [4, 7, 8]. Каталазну активність розраховували за формулою:

$$KA_n = \frac{V_{KMnO_4} \cdot 3}{m_n \cdot T}, \quad (2)$$

де  $KA_n$  – каталазна активність;  $V_{KMnO_4}$  – об'єм перманганату марганцю, витрачений на титрування проби, мл;  $m$  – наважка ґрунту, г;  $T$  – час експозиції, хв.

Каталазну активність виражали у  $см^3$  0,1 н.  $KMnO_4$  на 1 г сухого ґрунту за 20 хв.

Результати експериментальних досліджень представлені на рис. 3,4.

З рис. 3, видно, що безпосередньо біля звалища ТПВ дихальна активність ґрунтів повністю придушена, а каталазна активність підвищилась на 20% в порівнянні з точкою 3, відібраною на екологічно безпечній відстані від полігону ТПВ. Концентрації НП хоч і не перевищувала ОДК (200 мг/кг), але, при збільшенні відстані від ТПВ концентрація НП знижувалась у 2 рази, що можливо деяким чином впливало на активність каталази, яка мала пряму залежність з концентрацією НП.

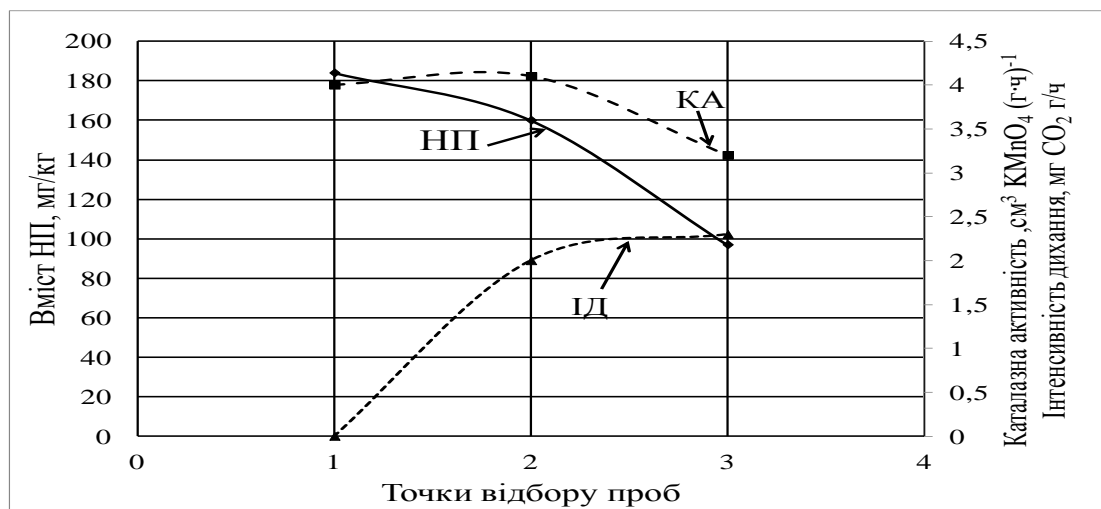


Рис. 3 – Залежність біохімічних та фізіологічних показників ґрунтового покриву від інтенсивності техногенного навантаження ТПВ с. Люботин.

На рис. 4 (автомобільні дороги м. Харків) спостерігається подібна залежність: при зниженні концентрації нафтопродуктів у ґрунтовому покриві інтенсивність дихання ґрунтів збільшилась у 6 разів, а каталазна активність знизилась на 32 %.

Так, інтенсивність ґрунтового дихання вказує на фізіологічний стан ґрунтів, а каталазна активність проявляє себе, як фермент стресового фактору і на підвищення концентрації забруднюючих речовин у ґрунтовому покриві, значно підвищуючи свою ферментативну активність.

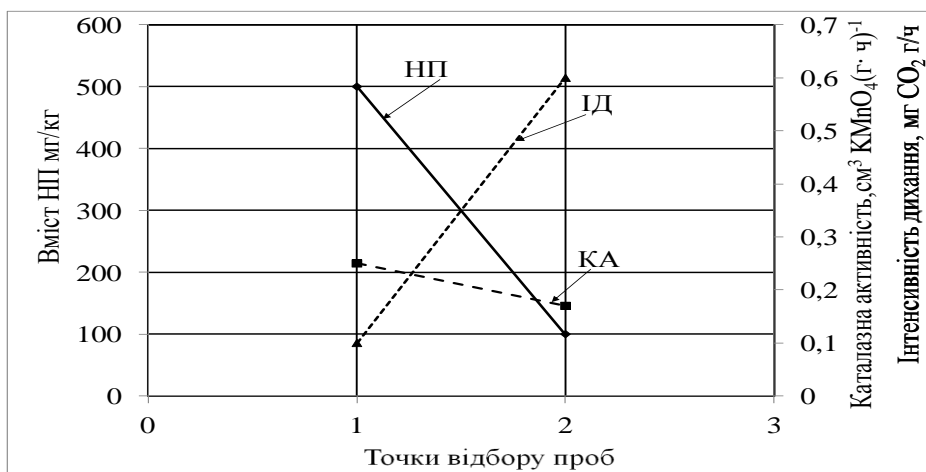


Рис. 4 – Залежність біохімічних та фізіологічних показників ґрунтового покриву від інтенсивності техногенного навантаження міських доріг.

### Перелік посилань

1. Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. Москва: Изд-во МГУ, 2005. 445 с.
2. Юрченко В.О. Конспект лекцій. Біоіндикація довкілля. ХНУБА, 2014. 31с.
3. Алиев С.А., Гаджиев Д.А. Влияние загрязнения нефтяным органическим веществом на активность биологических процессов почв // Изв. АН АЗССР. Сер. биол. наук. 1977. №2. С. 46-49.
4. Мельнікова О.Г. Підвищення екологічної безпеки замських об'єктів дорожньої інфраструктури: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Харків, 2017. 20 с.
4. Iurchenko V., Mykhailova L., Fischer T. Kinetic characteristics of petrochemicals transposition and accumulation in soils of roadside area, in Transbaltica 2013 // Conference Proceedings. 09–10 May, 2013. Vilnius, Lithuania. URL: <http://dx.doi.org/10.3846/transbaltica2013.016> (дата звернення: 18.04.18 р.).
5. Методика виконання вимірювань «ґрунти. Методика виконання вимірювань масової частки нафтопродуктів (неполярних вуглеводнів) гравіметричним методом»: МВВ № 081/12-0725-10 [Чинна від 2011.06.18]. Київ: Міністерство екології та природних ресурсів України, 2011. 14 с.
6. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов на Дону: Изд-во РГУ, 2003. 216 с.
7. Мелехова О.П., Егорова Е.И., Евсеева Т.И. и др. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие для студ. высш. учеб.заведений. Москва:Академия, 2007. 288 с.

## ШЛЯХИ ЗНИЖЕННЯ ШУМОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ В М.ПОЛТАВА

**В.Г. Бабенко**

*Полтавський національний педагогічний університет ім. В.Г.Короленка*

*babenkovaeriyag@gmail.com*

Шумове забруднення атмосфери – одна з форм хвильового, фізичного забруднення, до якого адаптація організму є неможливою. Завдає шкоди здоров'ю людини шум з інтенсивністю 85 дБ і більше. При цьому здійснюється негативний вплив на нервову систему, сон, емоційний

стан, загальний рівень працездатності [2]. За сучасними уявленнями шум уражає найважливіші системи людського організму: центральну і вегетативну нервову, ендокринну, серцево-судинну, імунну тощо [6].

Для тварин теж відмічається негативна дія шумового забруднення. Больовий поріг у багатьох тварин досягається раніше, ніж у людини. Тому більшість тваринних організмів сприймають сильний шум як больові сигнали.

Негативний вплив шуму відзначається і для рослинних організмів. У рослин спостерігається сповільнення росту, надмірне (іноді повне, що спричиняє загибель) виділення вологи через листя, можливі порушення клітин. Листя і квіти рослин, що розміщені біля гучномовця, в'януть [5].

Особливо гостро питання шумового забруднення постає для урбоєкосистем. Понад 25 % жителів міст зазнають дії наднормативного шуму в приміщеннях внаслідок використання в будівництві недосконалих матеріалів і конструкцій (панелі). Поширеним у сучасних містах є шум від петард та феєрверків [4]. Транспортний шум створюється двигунами, колесами, гальмами та аеродинамічними особливостями транспортних засобів (поділяється на автомобільний, залізничний, водний тощо). На першому місці за рівнем шумового забруднення знаходяться автомобілі. Автотранспорт є переважаючим джерелом інтенсивного і тривалого шуму, який залежить від багатьох чинників: потужності і режиму роботи двигуна, загального технічного стану, якості дорожнього покриття, швидкості руху [2].

Нами проводяться дослідження рівня шумового забруднення від автотранспорту у м. Полтава [1]. Для досягнення мети обрано п'ять модельних ділянок: № 1 – завантажена транспортом автомагістраль (перехрестя вул. Шевченка та Нечуй-Левицького); № 2 – спальний район (перехрестя вул. Уютна та Нечуй-Левицького); № 3 – завантажена транспортом автомагістраль (перехрестя вул. Соборності та Шведська); № 4 – спальний район, рекреаційна зона Павленківський парк (перехрестя вул. Шведська та Павленківська площа); № 5 – завантажена транспортом автомагістраль (перехрестя вул. Сінна та Соборності).

Спочатку визначили інтенсивність руху на кожній із обраних територій. Найвищі показники на всіх модельних ділянках відмічаються з 8 до 9 год, що пов'язуємо із початком робочого дня і збільшенням кількості легкових автомобілів на об'єктах дослідження. Найменше транспорту проїжджає в обідній час. На наступному етапі встановили рівень шумового забруднення на вказаних ділянках за формулою Орнатського [4]. Найбільше шумове навантаження спостерігається на модельній ділянці № 5, оскільки дана територія є вузловим перехрестям м. Полтава, дещо менші показники на ділянках № 1 і № 3, адже це головні вулиці м. Полтава. Ділянки № 2 і № 4 є спальними районами м. Полтава, тому

шумове навантаження на цих територіях знаходиться в межах встановлених норм.

Встановлено, що добове шумове навантаження на деяких модельних ділянках значно перевищує допустимі норми (55 – 45 Дб) (№ 1 – у 2 рази, № 3 – у 2,5 рази, № 5 – у 3 рази).

У цілому для зниження рівня шумового забруднення в умовах урбоєкосистем пропонуються такі заходи: 1) зменшення шуму в джерелі його виникнення, включаючи вилучення з експлуатації транспортних засобів і зміну маршрутів їх руху; 2) зниження рівня шуму на шляху його розповсюдження; 3) застосування засобів звукового захисту при сприйнятті звуку.

Для зниження рівня шуму від автомобільного транспорту рекомендується застосовувати адміністративно-організаційні, містобудівні та інженерно-технічні заходи. До них відносять такі: використання будівельно-акустичних засобів, поліпшення технічного стану двигунів автотранспорту; оптимізація технічного стану автодоріг; облаштування пішохідних переходів згідно нормативних вимог та збільшення площ зелених насаджень у місті та в його околицях.

У промисловості для захисту людей від шумів і вібрацій використовують спеціальні засоби (навушники, прокладки, шоломи), впроваджують малOSHумові технології, машини, верстати, механізми, автомати і роботоверстати у шумовому виробництві, застосовують у будівництві і реконструкції антивібраційні і протишумові фундаменти, двері, вікна, звукозахисні екрани, шумопоглинаючі плити, базальтову вату, поліетиленову плівку, ізоляційну піну, поліпшують умови праці (скорочення робочого часу, нормування шуму і вібрації на робочих місцях, в місцях проживання і відпочинку, застосування системи атестації на шум і вібрацію технологій, обладнання та машин тощо) [3].

Для досліджуваних територій м. Полтава, де спостерігається перевищення допустимого рівня добового шумового навантаження від автотранспорту, нами розроблено заходи щодо зниження показників акустичного забруднення. На модельних ділянках № 1 та № 3 пропонуємо розмістити шумозахисні насадження з дерев і чагарників з обох боків дороги. Перевагу надаємо деревним представникам із щільною кроною, густим листям, а також димо- та газостійким видам із шумопоглинальними властивостями, серед яких можна виділити такі: *Piceapungens*Engelm., *Larixdecidua*Mill., *Thujaoccidentalis* L., *Juniperuscommunis* L., *Tiliacordata*Mill., *Populusdeltoides*Marshall, *Gleditsiatriacanthos* L., *Quercusrubra* L., *Syringavulgaris* L., *Morus alba* L.

На модельній ділянці № 5 пропонуємо створити шумозахисні насадження з одного боку дороги, побудувати підземний перехід, поліпшити технічний стан автодоріг.

Отже, ефективне вирішення проблем захисту довкілля від шуму досягається проведенням комплексу організаційних, містобудівних та інженерно-технічних заходів. Оптимальними для застосування в умовах урбоекосистеми є такі: зниження або усунення шуму в джерелі у процесі проектування, будівництво перетинів вулиць на різних рівнях, створення системи підземних переходів, збільшення відстані від джерела шуму, застосування акустично непрозорих споруд-екранів, спеціальних шумозахисних смуг із зелених насаджень.

#### **Перелік посилань**

1. Ханнанова О.Р., Бабенко В.Г. Визначення рівня шумового забруднення від автотранспорту на території м.Полтава // Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України. 2017. С. 111-113.
2. Грицик В. Екологія довкілля. Охорона природи: навчальний посібник. Київ: Кондор, 2009. 292 с.
3. Дідковський В.С. Основи акустичної екології. Кіровоград: Поліграфічно-видавничий центр ТОВ «Імекс ЛТД», 2001. 520 с.
4. Залеський І.І., Клименко М.О. Екологія людини: Підручник. Київ: Академія, 2005. 288 с.
5. Кучеренко Л.В., Калініченко В.С. Містобудівні методи захисту від шумового забруднення міст// Сучасні технології, матеріали і конструкції в будівництві. 2013. № 1 (14). С.103-107.
6. Шандала М.Г., Звняцковский Я.И. Окружающая среда и здоровье населения. Киев: Здоровье, 1988. 152 с.

#### **СТАН ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ОКСИДОМ ВУГЛЕЦЮ В ДЕЯКИХ МІСТАХ УКРАЇНИ У СУЧАСНИЙ ПЕРІОД**

*М.П. Баштаннік, І.В. Дворецька, Л.М. Надточій, М.В. Савенець*

*Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ*

*lyuda18847@ukr.net*

У сучасний період увага громадськості та наукової спільноти привернута до кліматичних та екологічних наслідків надходження в атмосферу забруднюючих речовин, антропогенні навантаження яких постійно зростають і призводять до їх накопичення в атмосферному повітрі. Серед основних забруднювальних речовин найбільше у повітря викидається оксиду вуглецю ( $CO$ ), що поступає як від стаціонарних джерел (викиди підприємств), так і пересувних (вихлопні гази автомобілів). Природними джерелами надходження цієї сполуки є фотохімічне окислення вуглеводнів, лісові та степові пожежі [1]. Тривалість його перебування в атмосфері може досягати чотирьох місяців [2]. Проблема забруднення атмосферного повітря оксидом вуглецю гостро стоїть у промислових містах [3 – 5], оскільки вплив стаціонарних та пересувних джерел формують його значну просторово-часову мінливість. Сучасні зміни потужності викидів [6] вимагають проведення досліджень змін у динаміці оксиду вуглецю та оцінки стану забруднення у містах

України. Мережа моніторингу забруднення атмосферного повітря в Україні розташована у промислових містах, тому пости спостережень характеризують саме забруднення повітря від промисловості та автотранспорту.

Для проведення досліджень використано осереднені щомісячні дані концентрацій  $CO$  за результатами наземних спостережень Центральної геофізичної обсерваторії за період 2000 – 2014 рр. [7] у 17 містах України (табл. 1). Аналіз сезонного ходу концентрацій оксиду вуглецю, їх основних характеристик та середніх значень здійснювався з використанням гармонічного аналізу та розраховувався для перших п'яти гармонік (1), в якому коефіцієнти Фур'є отримано за допомогою методу найменших квадратів:

$$f(t) = \sum_{n=1}^5 A_n \cos(\omega_n t - \varphi_n), \quad (1)$$

де  $A_n$  – амплітуда,  $\omega_n$  – частота,  $\varphi_n$  – фаза  $n$ -гармоніки,  $t$  – час.

Значущість гармонік визначалася за коефіцієнтом Стюдента з 95%-им рівнем забезпеченості результатів. Висновки про наявність вираженого сезонного ходу робилися за критерієм Фішера та враховуючи значення коефіцієнту детермінації ( $R^2$ ). У випадку  $R^2 < 0,5$  сезонні коливання вважалися слабкими або відсутніми.

Таблиця 1. Середні значення концентрацій ( $mg/m^3$ ) оксиду вуглецю за період 2000–2014 рр.

Місто	$CO, mg/m^3$
Київ	1,57
Одеса	3,19
Львів	2,62
Харків	1,88
Дніпро	2,23
Луцьк	0,55
Ужгород	2,51
Донецьк	1,82
Луганськ	1,89
Хмельницький	1,10
Маріуполь	1,32
Запоріжжя	2,67
Житомир	1,72
Красноперекопськ	3,79
Вінниця	2,55
Кривий Ріг	2,89
Суми	1.51

У дослідженні проведено оцінку середніх значень концентрацій  $CO$  у відповідності до середньодобової гранично-допустимої концентрації

(ГДК<sub>сд</sub>), яка для оксиду вуглецю складає 3 мг/м<sup>3</sup>. Перевищення ГДК<sub>сд</sub> за досліджуваний період спостерігалось у 2 містах, ще у 5 містах вміст СО був близький до рівня ГДК<sub>сд</sub>.

Оскільки ГДК<sub>сд</sub> відображає добові значення, перевищення середнього багаторічного показника вмісту СО у повітрі Одеси та Красноперекіпська над ГДК<sub>сд</sub> означає постійність екстремально високих концентрацій. Стан забруднення СО у повітрі Львова, Ужгорода, Запоріжжя, Вінниці та Кривого Рогу із середнім багаторічним значенням вище 2,5 мг/м<sup>3</sup> також є незадовільним.

Річні концентрації СОу повітрі міст протягом 2000–2014 рр. відзначаються різною динамікою змін. У промислових містах (Кривий Ріг, Маріуполь, Запоріжжя) при значних надходженнях СО в атмосферу відстаціонарних джерел (підприємства нафтової та нафтопереробної промисловості, чорної металургії, теплових електростанцій), приземні концентрації характеризувалися тенденцією до зменшення, що є реакцією на загальне зменшення потужності викидів точкових джерел. У Києві, Одесі, Львові, Дніпрі, Харкові, Луцьку, Вінниці, Красноперекіпську та Житомирі при значних викидах СО від автотранспорту середньорічні концентрації залишалися без змін або, навіть, зменшувалися. У Києві, наприклад, з нарощуванням викидів від автотранспорту, очікуваного збільшення вмісту СО у повітрі не спостерігається, навіть на пунктах спостереження, близьких до автомагістралей. У містах Ужгород, Донецьк, Луганськ, Хмельницький та Суми при досить значних викидах оксиду вуглецю від автотранспорту середньорічні концентрації також зростали. Така невідповідність між концентраціями СО та викидами автотранспорту, найімовірніше, є результатом недосконалої інвентаризації викидів від пересувних джерел та потребує подальшого постійного моніторингу та аналізу.

За загальний період (2000 – 2014 рр.) статистично значущі короткострокові коливання СОне відмічалися у жодному з міст, що є логічним наслідком визначального впливу автотранспорту на формування концентрацій СО. Коефіцієнти детермінації, зазвичай, не перевищували 0,2 з коефіцієнтами Фішера менше 2. Середні концентрації змінювалися в межах від 0,55 мг/м<sup>3</sup> (Луцьк) до 3,7 мг/м<sup>3</sup> (Красноперекіпськ).

Розділення основного періоду на менші інтервали дозволив виявити періоди появи значущих сезонних коливань, що, при значній ролі автотранспорту, можуть виникати тільки із посиленням викидів окремих стаціонарних джерел або змінами метеорологічних умов, сприятливих для реакцій з радикалами ОН. Загальний період 2000 – 2014 рр. розбито на 3 п'ятирічки: 2000 – 2004, 2005 – 2009, 2010 – 2014.

У першу п'ятирічку сезонний хід спостерігався у Запоріжжі та Житомирі з R<sup>2</sup> = 0,58 та 0,52 відповідно. За період 2005 – 2009 рр. сезонні



коливання з  $R^2=0,53$  спостерігалися лише у Києві (рис. 1) із середньорічною концентрацією  $1,37 \text{ мг/м}^3$ .

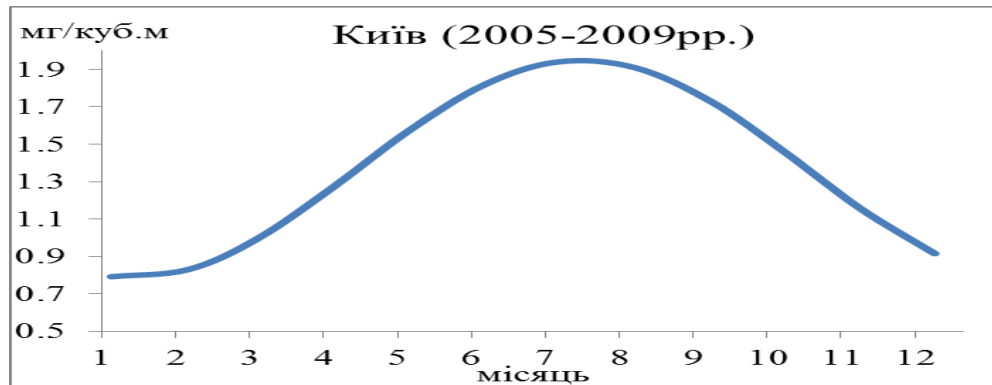


Рис. 1 – Сезонний хід концентрацій CO за період 2005–2009 рр.

В останню п'ятирічку сезонний хід спостерігався у Львові та Луганську з коефіцієнтами детермінації 0,59 та 0,50 відповідно. В усі п'ятирічки максимуми у річному ході припадали на серпень за винятком Житомира, де найвищі концентрації спостерігалися на початку листопада. Середні концентрації за період 2010–2014 рр. збільшилися у порівнянні з попередніми п'ятирічками у 5 містах: до  $2,29 \text{ мг/м}^3$  – у Дніпрі,  $3,26 \text{ мг/м}^3$  – Ужгороді,  $1,3 \text{ мг/м}^3$  – Хмельницьку,  $2,0 \text{ мг/м}^3$  – Житомирі та  $4,1 \text{ мг/м}^3$  – Красноперекіпську.

Аналіз окремих п'ятирічок дозволив виявити появу сезонного ходу у тих містах, де існує стабільність у тенденції зміни настання максимумів та збільшення амплітуд короткострокових коливань від однієї п'ятирічки до іншої.

#### Перелік посилань

1. Баштаннік М.П., Жемера Н.С., Кіптенко Є.М., Козленко Т.В. Стан забруднення атмосферного повітря над територією України // Наукові праці Укр. науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. 2014. Вип. 266. С. 70-93.
2. Сніжко С.І., Шевченко О.Г. Урбометеорологічні аспекти забруднення атмосферного повітря великого міста. Київ: Видавництво географічної літератури «Обрії», 2011. 297 с.
3. Шевченко О.Г. Характеристика забруднення атмосферного повітря міст України // Регіон–2007: стратегія оптимального розвитку: міжнар. наук.-практ. конф. Тези доп. Харків, 2007. С. 240–242.
4. Вплив автотранспорту на забруднення атмосферного повітря у м. Києві // Під ред. Гардашук Т.В. Київ: Товариство «Зелена Україна», 2001. 51 с.
5. Полетаєва Л.Н., Сафранов Т.А. Оцінка вибросов оксиду вуглецю автотранспортом и его концентрации на автомагістралях г. Одессы // Людина і довкілля. Проблеми неоекології. 2004. Вип. 5. С. 15-31.
6. Звіти Міністерства екології та природних ресурсів України. URL: <https://menr.gov.ua/en/timeline/?t=569&th=0&m=2&g=569&from=&till=> (дата звернення: 02.03.2018 р.).

7. Щорічники стану забруднення атмосферного повітря на території України за даними державної системи спостережень гідрометслужби за 2000 – 2014 роки. Київ: Архів Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського.

## **СУЧАСНИЙ СТАН ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ГАДЯЦЬКОГО РАЙОНУ**

***Т.О. Білан***

*Полтавський національний педагогічний університет ім. В.Г. Короленка  
bilantamara73@gmail.com*

Проблема збереження біорізноманітності є однією із пріоритетних для світової спільноти. З прийняттям в 1995 р. Всеєвропейської стратегії збереження біологічного та ландшафтного різноманіття в усіх країнах Європи почалась розбудова національної та регіональної екомереж. Для реалізації цього завдання в Україні прийнято «Програму формування національної екологічної мережі України на 2000 – 2015 роки». Невід’ємними елементами екомережі на будь-якому рівні організації є об’єкти природно-заповідного фонду (ПЗФ), що виконують функції біоцентрів [2].

Сучасна оптимізована природно-заповідна мережа Полтавської області станом на 01.01.2018 р. (за інформацією Департаменту екології та природних ресурсів Полтавської облдержадміністрації) налічує 387 територій та об’єктів загальною площею 142446,5215 га. За останні двадцять років показник заповідності Полтавщини зріс майже у 12 разів (із 0,4 % до 4,95 %). Проте цей показник різниться за адміністративними районами. Найвищим він є у Диканському (17,92 %), Пирятинському (14,8 %), Кобеляцькому (13,8 %) та Гадяцькому (8,99 %) районах [3]. Це зумовлюється функціонуванням на даних територіях об’єктів поліфункціонального призначення – національних природних та регіональних ландшафтних парків, які дозволили об’єднати ряд щільно розміщених, часто незначних за площею (до 50 га), об’єктів ПЗФ та забезпечити більш ефективну охорону біорізноманітності.

Гадяцький район характеризується переважанням сільськогосподарського природокористування й відзначається великою розораністю території (58,12 %) та доволі невеликою часткою лісів (17,2 %), значним відсотком меліорованих земель [2]. У природному відношенні територія Гадяцького району знаходиться у межах Лівобережного Лісостепу та включає природні комплекси долини р. Псел (у середній течії) та її приток: руслові екосистеми, заплавні, терасові, а також балкові системи на вододілах.

Природо-заповідний фонд Гадяччини складає 14349,7 га і включає 47 територій та об’єктів: регіональний ландшафтний парк (далі – РЛП) «Гадяцький», ландшафтні заказники «Весело-Мирське», «Пісоцько-Конькове», «Рашівський», гідрологічні заказники «Артополот», «Болото

Моховате», ботанічні заказники «Русиново-Дубина», «Книшівська гора», «Зозулинцеві луки», «Дубина», «Гадяцький бір», «Жуківщина», «Саранчина долина», «Терновий кущ», «Великий ліс», заповідні урочища «Діброво-Кобрієве», «Перевалкове», «Голотовщина», «Терновий кущ», «Яри-Загатки», «Шпакове», «Гай-Займи», «Безвіднянське», «Забрид», «Сосновий Гай», «Лагузин яр», «Гадяцький бір» – 3 об'єкти, «Гнилуша», «Масюкове», 15 ботанічних пам'яток природи, комплексна пам'ятка природи «Садиба» [3].

Нами здійснено кількісну та якісну оцінку ПЗФ Гадяцького району, що дає змогу проаналізувати їх сучасний стан, визначити їх функціональність, а також з'ясувати можливість включення до складу екомереж в якості природних ядер або біоцентрів.

Нами використовувались такі показники для оцінки мережі ПЗФ регіону:

1) *загальна кількість ПЗФ та об'єктів певної території*. На досліджуваній території знаходиться 47 об'єктів ПЗФ, у т.ч. один регіональний ландшафтний парк, 14 заказників (3 – ландшафтні, 2 – гідрологічні, 9 – ботанічних), 16 заповідних урочищ та 16 пам'яток природи (15 – ботанічні, одна – комплексна);

2) *загальна площа ПЗФ певної території*. Площа ПЗФ на території Гадяцького району становить 14349,7 га. Найбільша площа РЛП «Гадяцький» – 12803,3 га, що дозволяє забезпечити охороною різноманітні екосистеми (широколистяні та вологі ліси, лучно-болотні та лучні ценози, соснові насадження на боровій терасі р. Псел) [6].

3) *показник щільності об'єктів ПЗФ* на території Гадяцького району становить 2,9 об'єкти /100 км<sup>2</sup>, що вищий від середнього для Полтавської області (1,34) та від середнього по Україні (1,08);

4) *відсоток заповідності території*, тобто відношення площі ПЗФ певної території до її загальної площі. Для досліджуваної території відсоток заповідності становить 8,99 %, що є вищим у порівнянні із показником у Полтавській області (4,953 %) та в Україні (6,6 %).

5) *коефіцієнт інсуляризованості I та K*, що визначає співвідношення рівня фрагментованості природоохоронних територій. Вони визначаються за індексом інсуляризованості (*I*), який для території Гадяцького району становить 0,23, тобто природно-заповідних об'єктів є недостатньо для створення ядер екологічної мережі. При *I* = 1 екологічні об'єкти можуть повністю забезпечити репрезентивність території і виконувати роль ядер в екологічній мережі. Коефіцієнт *I* є низьким, що свідчить про значну розчленованість природно-заповідних територій. У регіоні дослідження переважають екологічно нестабільні природно-заповідні об'єкти (до 50 га), їх частка від загальної кількості становить 0,44 %, проте вони займають 275,48 га, що становить лише 1,91 % площі ПЗФ Гадяцького району.

Коефіцієнт  $K$  визначає співвідношення рівня фрагментарності наявних заповідних природоохоронних територій до необхідних проєктованих ( $K = 1/I$ ). Для Гадяцького району він становить 4,3. Отже, для досягнення оптимального співвідношення об'єктів екологічної мережі та природно-господарських систем потрібно збільшити в чотири рази кількісні показники природно-заповідної мережі Гадяцького району.

б) *Характеристика якісного складу ПЗФ певної території.* За класифікацією природно-заповідних територій, прийнятій в Україні, виділяється 11 категорій. Оцінка проводиться за кількістю і загальною площею природно-заповідних об'єктів по кожній із категорій. На основі врахування ряду показників (показник заповідності – 8,99 %, індекс інсуляризованості – 0,23) та наявності чотирьох категорій ПЗФ (РЛП, заказників, заповідних урочищ та пам'яток природи) за п'ятибальною шкалою [1] для досліджуваної території характерна якісна оцінка в чотири бали із високою репрезентативністю природних комплексів.

Гадяцький район входить до складу Псільського екологічного коридору і репрезентує Гадяцьке природне ядро [5]. Зокрема, цінною ключовою територією Псільського екокоридору регіональної екомережі є РЛП «Гадяцький» – еталонна природна ділянка середньої течії р. Псел. На сьогодні науковцями проводяться дослідження на території Гадяцького району з метою розширення площі ПЗФ [4], що сприятиме збереженню природної різноманітності ландшафтів, генофонду тваринного і рослинного світів та підтриманню екологічного балансу території.

#### **Перелік посилань**

1. Андрієнко Т.Л. Міждержавні природно-заповідні території. Київ: Ін-т ботаніки НАН України, 1998. 132 с.
2. Байрак О.М. Регіональна екомережа Полтавщини: монографія. Полтава: Верстка, 2010. 214 с.
3. Смоляр Н.О. Природно-заповідний фонд Полтавської області: реєстр-довідник. Полтава: Швидко Друк, 2013. 149 с.
4. Смоляр Н.О., Ханнанова О.Р. Концепція розвитку територіальної структури регіонального ландшафтного парку «Гадяцький» (Україна) // Біологія та екологія. 2016. Т.2. №1. С. 37-45.
5. Стецюк Н.О., Ханнанова О.Р. Природні ядра Псільського екологічного коридору як складова регіональної екомережі // Проблеми відтворення та охорони біорізноманіття України у світлі вчення про ноосферу. 2009. С. 198-200.
6. Ханнанова О.Р. Наукова цінність регіонального ландшафтного парку «Гадяцький» (Полтавська область) за показниками біорізноманітності // Пирятинські екологічні читання. 2012. С. 46-52.

## ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИРІШЕННЯ

*Р.І. Біловус, ст., А.М. Шибанова, к.т.н., доц., В.Д. Погребенник, д.т.н., проф.*  
*Національний університет «Львівська політехніка»*  
roxoljana5bilovus@gmail.com

Львівська область – адміністративно-територіальна одиниця на заході України з площею 21 833 км<sup>2</sup> та населенням – 2,534 млн. осіб. Є однією з трьох областей історично-культурного регіону Галичина, частиною Карпатського єврорегіону. Більшість населення проживає у містах. В області налічується 9 міст обласного значення, 35 – районного значення, 34 – селища міського типу.

На території Львівської області є 24 види корисних копалин. Область багата на природний газ, нафту (Бориславське, Східницьке, Стрільбицьке нафтові родовища), поклади вугілля, сірку, торф, озокерит (Бориславське озокеритове родовище), кухонну та калійну сіль, сировину для виробництва цементу, вапняки (для цукрової промисловості, та вапняки для випалювання на вапно), сланці (сланець мінілітовий), мергель, великі запаси будівельних та вогнетривких глин (цегельно-черепична сировина), піску (для пісочниць локомотивних та піску для скляної промисловості), гіпсу та ангідриту, крейди будівельної, пісковиків, піщано-гравійних сумішей, керамзитова сировина; відкрито 4 родовища лікувальних мінеральних вод типу «Нафтуса». У Львівській області знаходиться південна частина Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну та західні частини Передкарпатської нафтогазоносною області та Передкарпатського сірконосного басейну. Найбільшими промисловими центрами є Червоноградський, Львівський та Бориславсько-Дрогобицько-Стебницький [1].

В області загострюються екологічні проблеми, пов'язані з забрудненням природного середовища відходами виробництва і споживання, виснаженням запасів природних ресурсів і погіршенням їх якості.

*Метою роботи* є висвітлення основних проблем забруднення довкілля у Львівській області та перспектив їх вирішення.

*Результати дослідження.* Однією з найпоширеніших екологічних проблем є незадовільний стан атмосферного повітря населених пунктів Львівської області, оскільки підприємства не дотримуються технологічного режиму експлуатації пилогазоочисного устаткування. Слід зазначити, що відсутність ефективного очищення викидів підприємств від газоподібних домішок також робить негативний внесок.

Основний вклад в забруднення атмосферного повітря здійснюють підприємства енергетики, вугільної промисловості, з виробництва цементу та будівельних матеріалів, а також підприємства з видобування, транспортування і зберігання природного газу [2]. Тільки спад

виробництва втримує екологічну ситуацію у місцях їх розташування від надкритичних навантажень.

Для зменшення викидів забруднювальних речовин у атмосферне повітря від стаціонарних джерел в Україні впроваджено новий механізм регулювання в галузі охорони атмосферного повітря, основним завданням якого є попередження забруднення та боротьба з ним.

Введення нової дозвільної системи в Україні є частиною політичного курсу країни на зближення із законодавством Європейського Союзу, зокрема з природоохоронними вимогами.

Також екологічною проблемою даної місцевості є аварії з викидом в навколишнє середовище радіоактивних і сильнодіючих отруйних речовин (СДОР), які несуть особливу небезпеку з можливими негативними наслідками і кількістю жертв.

За підсумками проведення паспортизації потенційно-небезпечних об'єктів (ПНО) та аналізу ризику виникнення на них надзвичайних ситуацій (НС) у Львівській області нараховується 962 ПНО, з них з найбільшим ризиком виникнення НС – 116, у т.ч. потребують негайних запобіжних заходів (І група ризику) – 5, потребують проведення попереджувальних заходів (ІІ група ризику) – 16.

25 промислових підприємств використовують в виробництві СДОР. 108 промислових підприємств є вибухо-, пожежонебезпечні, які виробляють, зберігають і використовують у виробництві більше 150 тис. т легкозаймистих горючих речовин. Крім цього, на території області проходять нафтопровід ДАТ «Дружба» протяжністю 300 км, магістральний продуктопровід АТ «Прикарпаттранснафтопродукт» протяжністю 244 км.

У зоні техногенно-активізованих процесів (карстів) знаходиться понад 50 населених пунктів в 11 районах області, а також південно-західна частина м. Львів.

Особливо складна обстановка щодо цього спостерігається у м. Львів, Яворівському районі в зоні впливу діяльності Яворівського ДГХП «Сірка», Пустомитівському районі.

Внаслідок карстово-суфозійних процесів у зоні впливу Яворівського ДГХП «Сірка» знаходиться 16 населених пунктів з населенням близько 11 тис. чоловік. Під час цих процесів було пошкоджено 55 будинків, в яких проживає біля 400 чоловік. Всього в небезпечній зоні зафіксовано понад 1000 карстових провалів.

Наступною екологічною проблемою є відсутність сміттєпереробних заводів у Львівській області. Зберігання сміття зі Львова та частини населених пунктів області здійснювалось на Грибовицькому сміттєзвалищі, яке діє з 1957 р., займає понад 33 га, є третім за розміром у Європі та одним із найбільших забруднювачів навколишнього середовища на території Львівської області. У 2003 р. головний державний санітарний

лікар Львівської області виніс постанову про припинення експлуатації полігону для м. Львів. У наступні роки були повторні приписи про припинення експлуатації полігону, однак з боку міської влади вони ігнорувалися і оскаржувалися в судах, в результаті чого звалище продовжувало приймати сміття. Відповідно до постанови про припинення експлуатації з 2006 р. полігон діяв незаконно.

Найперше завдання – зібрати усі фільтрати на сміттєзвалищі і провести біологічну рекультивацію. Вже саме використання землі під сміттєзвалище має негативний вплив як на ґрунти, так і на стан довкілля в місті в цілому.

Розв'язання проблеми безпечного поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ) можливе через створення сучасних сміттєпереробних заводів, полігонів та спеціалізованих підприємств зі збору ТПВ.

Спалювання гуми, поролону, лінолеуму, поліетиленових пакетів, пластикового посуду та інших речей супроводжується викидом в атмосферу діоксинів та інших канцерогенів [3]. Спалювання сміття стає причиною різних недуг, і навіть, призводить до ракових захворювань. Численні дослідження науковців показують, що мінімальних безпечних меж впливу канцерогенів не існує, адже будь-які дози, що перевищують звичайний природний фон – шкідливі.

Забруднення ґрунтів, води, повітря спричиняє також захворювання органів дихання – 50%, 16% – ендокринної системи, 2,5 % – онкологічних захворювань, особливо в осіб віком 30 – 35 років і 11% – в осіб віком 55 – 59 років.

*Висновки.* Висвітлено екологічні проблеми Львівської області та перспективи їх вирішення. Для зменшення забруднення довкілля необхідно впровадити сучасну систему поводження з відходами, яка містить їх сортування, перероблення, створення сміттєпереробних заводів та спеціалізованих підприємств зі збору ТПВ.

#### **Перелік посилань**

1. Львівська область. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki> (дата звернення 25.02.18 р.).
2. Грицик В., Канарський Ю., Бедрій Я. Екологія довкілля. Охорона природи: навчальний посібник для студентів вузів. Київ: Кондор, 2011. 290 с.
3. Управління та поводження з відходами. Ч. 2. Тверді побутові відходи: навчальний посібник // Петрук В.Г., Васильківський І.В., Кватернюк С.М., Турчик П.М., Іщенко В.А., Петрук Р.В. Вінниця: ВНТУ, 2013. 243 с.

## ПОШИРЕННЯ СОЗОФІТІВ НА ТЕРИТОРІЇ КОРЮКІВСЬКОГО РАЙОНУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТИ

*П.А. Бузунко, асп.*

*Національний університет «Чернігівський Колегіум» ім. Т. Г. Шевченка*

*petr.buzunko@gmail.com*

Як показує досвід, не лише вчені, а навіть землекористувачі часто не мають жодних даних, що саме вони охороняють на природно-заповідних територіях і що вони мусять згідно з законодавством охороняти на ділянках загального користування. Це явище пов'язане з несистемним підходом до вивчення флори на рівні адміністративних районів. Стаття має на меті деяке виправлення становища у межах Корюківського району Чернігівської області і являє собою переважно опрацювання та систематизацію літературних джерел з проблеми, доповнене власними спостереженнями у липні – серпні 2017 р.

Об'єктами вивчення були популяції видів рослин, занесених до чинного переліку регіонально рідкісних видів [1] та Червоної книги України [2]. При виконанні дослідження використано методи: метод системного аналізу (при створенні конгруентного нарративу на основі вивчення розрізнених джерел), методи аналітичної й синтетичної критики, емпіричний метод (при роботі з джерельною базою). При проведенні пошукових досліджень використано типові методи геоботанічних досліджень, зокрема маршрутні й напівстаціонарні методи. При встановленні географічних координат меж популяцій созологічно цінних видів використано GPS-навігатор (а саме: Garmin Dakota 10).

За геоботанічним районуванням територія Корюківського району входить до складу Щорсько-Семенівського (Сновсько-Семенівського) геоботанічного району соснових зеленомохових лісів і евтрофних боліт долину Снову в середній течії Чернігівсько-Новгородсіверського геоботанічного округу [3].

До складу природно-заповідних територій району належать 28 об'єктів [4]. Це 7 заповідних урочищ, 4 ботанічних заказників (1 – Брецький – загальнодержавного значення, решта – місцевого), 1 лісовий, 12 гідрологічних й 1 ландшафтний заказник місцевого значення та 3 пам'ятки природи (1 – загальнодержавного значення) [4]. Загальна площа природно-заповідних територій – 8082,22 га. Відсоток заповідності на території Корюківського району досягає понад 5,675%, що значно більше, ніж, наприклад, у сусідньому – Семенівському.

Спеціальне дослідження території Корюківського району щодо поширення созологічно цінних рослин не було здійснене раніше. Наводжу відомості з різних виявлених джерел, доповнюючи їх результатами власних досліджень.

*Allium ursinum* L. (Червона книга України – ЧКУ). В ур. Ойстрів за 2 км на схід від с. Сядрино, біля гідрологічного заказника Калачівської дачі



чи в ньому самому [5]. *Anemone nemorosa* L. (регіонально рідкісний вид – РР). В околицях с. Жукля, тобто в безпосередній близькості від Кістерської дачі й гідрологічного заказника Жукляно-Кістерська дача [5]. *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó. (ЧКУ). Брецький заказник [7]. *Diphysastrum complanatum* (L.) Holub. (ЧКУ). Околиці с. Камки, 1967 р. [9]. *Dracosephalum ruyschiana* L. (ЧКУ). Тихоновицьке лісництво, 1957 р. [9]. *Epipactis helleborine* (L.) Crantz. (ЧКУ). Заповідні урочища Кістерська дача, Корюківський ліс, Наумівський ліс, Холминська дача, Шубинська дача [8]. *Epipactis palustris* (L.) Crantz. (ЧКУ). Брецький заказник [7]. *Gentiana pneumonanthe* L. (РР). Брецький заказник [7]. *Lilium martagon* L. (ЧКУ). Околиці с. Холми, тобто біля Кістерської дачі, 1968 р. [9]. *Neottia nidus-avis* (L.) Rich. (ЧКУ). Заповідні урочища Корюківський ліс, Шубинські дачі [8]. *Potentilla alba* L. (РР). Тихоновицьке лісництво, до складу якого входить ботанічний заказник Турціївська дача, 1957 р. [9]. *Pulsatilla patens*(L.) Mill. (ЧКУ). Знахідки на території представлені популяціями різної чисельності – від поодиноких рослин до сотень особин [7]. Заповідне урочище місцевого значення Кістерська дача [8], околиці с. Камки, 1968 р. [9].

Без прив'язки до місцевості у базі даних гербарію Київського національного університету ім. Тараса Шевченка [9] до Корюківського району уналежнено знахідки червонокнижної *Pulsatilla nigricans* Storck (1957 р.) і регіонально рідкісних *Ledum palustre* L., *Oxycoccus palustris* Pers, *Polemonium caeruleum* L., *Pyrola minor* L. (1957 р.), *G. pneumonanthe* L. (1966, 1946 pp.), *Pulmonaria angustifolia* L. (1968 р.).

Під час огляду заповідних урочищ Холминської (27.07.2017 р.) й Кістерської дач (02.08.17 р.) мною було підтверджено зростання популяцій *E. helleborine*, а також виявлено популяції *Lycopodium annotinum* L., *Platanthera bifolia* (L.) Rich. у Холминській дачі і в Кістерській дачі – *P. alba*, *Gymnocarpium dryopteris* (L.) Newman.

Отже, на території Корюківського району за період спостережень з середини 20 ст. до нашого часу виявлено загалом 21 вид созофітів, із яких 12 видів ЧКУ (*A. ursinum*, *D. incarnata*, *D. complanatum*, *D. ruyschiana*, *E. helleborine*, *E. palustris*, *L. martagon*, *L. annotinum*, *N. nidus-avis*, *P. bifolia*, *P. patens*, *P. nigricans*) і 9 – регіонально рідкісних видів (*A. nemorosa*, *G. dryopteris*, *G. pneumonanthe*, *P. alba*, *L. palustre*, *O. palustris*, *P. caeruleum*, *P. minor*, *P. angustifolia*).

Основна кількість видів (11 видів ЧКУ, 4 – РР) забезпечена охороною наявною природоохоронною мережею. Найбагатший видовий склад созологічно цінних видів має заповідне урочище Кістерська дача (1): 5 види ЧКУ (*E. helleborine*, *L. martagon*, *P. patens*, *L. annotinum*, *P. bifolia*) й 3 – РР (*A. nemorosa*, *P. alba*, *G. dryopteris*) і ботанічний заказник загальнодержавного значення Брецький (2): 2 види ЧКУ (*D. incarnata*, *E. palustris*) і 1 – РР (*G. pneumonanthe*). Про решту природно-заповідних

територій даних менше. Зокрема, в районі Калачівської дачі (3) знаходили *A. ursinum* (ЧКУ); у Жукляно-Кістерській дачі (4) – *A. nemorosa* (РР); у Корюківському лісі (5) – *E. helleborine* (ЧКУ), *N. nidus-avis* (ЧКУ); у Наумівському лісі (6) – *E. helleborine* (ЧКУ); у Холминській дачі (7) – *E. helleborine* (ЧКУ), *L. annotinum* (ЧКУ), *P. bifolia* (ЧКУ); у Шубинській дачі (8) – *E. helleborine* (ЧКУ), *N. nidus-avis* (ЧКУ); у Турціївській дачі (9) – *P. alba* (РР). Варто зазначити, що відсутня інформація щодо популяцій созофітів у 13 з 22 територій природно-заповідного фонду (не враховано пам'ятки природи) Корюківського району. Також невідомими залишаються точні місця знаходження червонокнижного виду *P. nigricans*, окремих видів регіонально рідкісних рослин, зареєстрованих у попередніх дослідженнях [9].

Існують дані про знахідки рідкісних видів рослин (це види ЧКУ: *Astragalus arenarius* L., *Salix lapponum* L., *S. myrtilloides* L., *S. starkeana* Willd. та регіонально рідкісні види: *Andromeda polifolia* L., *Arctostaphylos uva-ursi* (L.) Spreng., *Carex brizoides* L., *C. juncella* (Fr.) Th.Fr., *C. limosa* L., *Dryopteris cristata* (L.) A. Gray, *D. dilatata* (Hoffm.) A. Gray, *Equisetum hyemale* L., *Eremogone saxatilis* (L.) Ikonn., *Salix myrsinifolia* Salisb.) на території Корюківсько-Щорського фізико-географічного району, територія якого значною мірою співпадає з територією Корюківського адміністративного району [10].

Наявну інформацію не можна вважати повною чи задовільною, що стає очевидним після порівняння з відомими даними в сусідньому, розташованому північніше, Семенівському районі. Зокрема, лише за результатами останніх досліджень (2013 – 2016рр.) там виявлено 61 нове місцезростання 26 видів созофітів (11 видів ЧКУ та 15 регіонально рідкісних видів) [11].

Отже, видовий склад созологічно цінної флори Корюківського району недостатньо добре досліджений. Відчутно бракує даних щодо поширення і стану популяцій рідкісних видів. У світлі вищесказаного необхідним є проведення більш комплексних і ретельних досліджень як природно-заповідних територій, так і території району загалом. Крім усього іншого, нові флористичні знахідки сприятимуть оптимізації природоохоронної мережі району, що дуже важливо в умовах адміністративно-територіальної реформи.

#### Перелік посилань

1. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України (довід. видання) // Укл.: Андрієнко Т.Л., Перегрим М.М. Київ: Альтерпрес, 2012. 148 с.
2. Червона книга України. Рослинний світ//За ред. Дідуха Я.П. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. 912 с.
3. Геоботанічне районування Української РСР. Київ: Наук. думка, 1977. 303 с.

4. Перелік об'єктів природно-заповідного фонду Чернігівської області станом на 01.01.2018 року. URL:<http://eco.cg.gov.ua/index.php?id=16893&tp=1&pg=> (дата звернення 03.03.2018 р.).
5. Панченко С.М., Лукаш О.В., Черноус О.П. Весняні ефемероїди листяних лісів Лівобережного Полісся // Український ботанічний журнал. 2006. С. 671–680.
6. Lukash O. Distribution, cenotic characteristic and protection of habitats of plants of the Bern Convention in East Polesye // *Thaiszia – Journal of Botany*. 2007. №17. С. 33-58.
7. Андриєнко Т.Л., Лукаш О.В., Прядко О.І. та ін. Рідкісні види судинних рослин Чернігівщини та їх представленість на природно-заповідних територіях області // Заповідна справа в Україні. 2007. Т. 13, вип. 1-2. С. 33-38.
8. Андриєнко-Малюк Т.Л., Лобань Л.О., Лукаш О.В. та ін. Охорона фіторізноманіття Чернігівської області: види Червоної книги України. Чернігів: Десна Поліграф, 2016. 120 с.
9. Таблиця бази даних наукового гербарію кафедри ботаніки Київського національного університету ім. Тараса Шевченка (KWU), частина «Флора України», станом на 31.10.2012 р. URL: <http://biology.univ.kiev.ua/kafedra-botaniki-botanichna-kolektsiya/kafedra-biologii-roslyn-gerbarij.html> (дата звернення 03.03.2018 р.).
10. Лукаш О.В. Флора судинних рослин Східного Полісся: історія дослідження, конспект. Київ: Фітосоціоцентр, 2008. 436 с.
11. Лукаш А.В., Бузунко П.А., Левченко И.К. Оптимизация территориальной охраны фиторазнообразия Щорско-Семеновского геоботанического района (Восточное Полесье) в связи с новыми флористическими находками // Эколого-биологические аспекты состояния и развития Полесского региона и сопредельных территорий: наука, образование, культура. Мат. VII Международной заочной научно-практической конференции. Мозырь: МГПУ им. И. П. Шамякина, 2016. С. 77–79.

## **ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ М. ОДЕСА ФОРМАЛЬДЕГІДОМ**

*О.А. Бургаз, к.геогр.н., доц., М.О. Тимощук, ст. викл.*

*Одеський державний екологічний університет*

*alexburgaz84@gmail.com*

В Україні в 2010 р. у 86 % від кількості міст, де проводились спостереження за вмістом формальдегіду, спостерігалось перевищення *ГДК* за середньорічними концентраціями, в окремих містах середньорічні концентрації сягали 5 *ГДК* і вище (Лисичанськ, Маріуполь, Рубіжне, Северодонецьк, Дніпродзержинськ і Одеса), в Києві середньорічна концентрація становила 2,7 *ГДК*. Враховуючи те, що формальдегід є алергеном та канцерогеном, може спричиняти до виникнення онкологічних захворювань та здійснює на організм людини загальнотоксичну дію, дослідження його вмісту у повітрі (особливо густозаселених районів), основних джерел надходження та фотохімічних реакцій за його участю набувають особливої актуальності, адже, знання цих особливостей дадуть змогу наблизитися до вирішення проблеми прогнозування та зниження концентрацій цієї домішки у повітрі [1].

У 2015 р. середня за рік концентрація формальдегіду у містах України, де проводились спостереження, була на рівні 2,7 *ГДК* [2].

У м. Одеса функціонує система стаціонарних контрольно-вимірювальних постів (КВП) рівня забруднення атмосферного повітря шкідливими домішками, яка належить Державній гідрометеорологічній службі. Ця система складається з 8 КВП, положення яких наведено на рис. 1. Пости спостережень розташовані у центральній частині міста біля головних автошляхів. Віддалені райони міста (масиви Котовського і Таїрова), які є житловими, не забезпечені спостереженнями [3].

Вимірювання вмісту формальдегіду на мережі КВП з 2006 по 2014 рр. проводились на чотирьох постах – № 10, 17, 18, 19. З 2015 р. вимірювання почали проводитись на постах № 8 та 16. Оскільки ряди на постах № 8 та 16 налічують лише 1 рік, тобто є значно коротшими від інших, нами в цьому дослідженні дані цих двох КВП не використовуються.

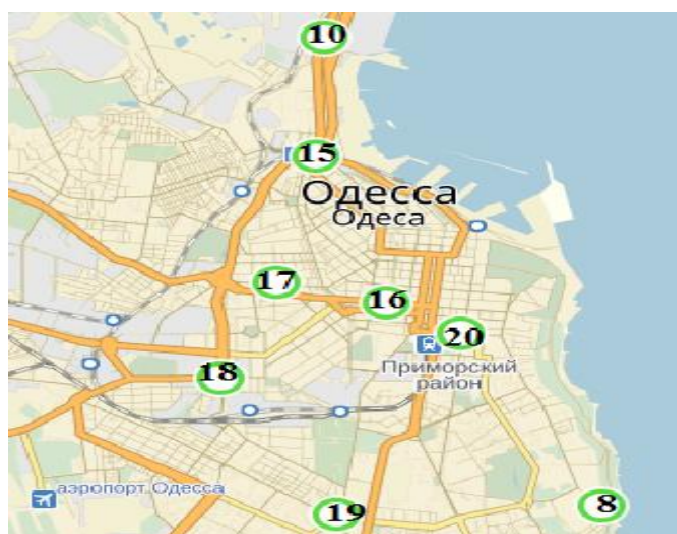


Рис. 1 – Схема розташування контрольно-вимірювальних постів м. Одеса.

Для проведення дослідження відібрана інформація за період з 1 січня 2006 по 31 грудня 2015 р. за даними спостережень на КВП № 10, 17, 18, 19. На КВП №10 вимірювання вмісту формальдегіду проводились чотирирази на добу (1, 7, 13, 19 год.), на КВП № 17 та 18 – два рази на добу (13, 19 год.) на КВП № 19 – три рази на добу (7, 13, 19 год.). Використовувались дані спостережень у таблицях ТЗА-1.

В результаті опрацювання вихідних даних отримана хронологічна вибірка концентрацій формальдегіду ( $\text{мкг}/\text{м}^3$ ) в атмосфері міста. Виконана оцінка однорідності членів статистичної сукупності за допомогою критерію Стюдента [4]. Однорідні вибірки дозволили отримати часові ряди середньодобових значень вмісту формальдегіду, на основі яких були розраховані значення середньомісячних концентрацій.

Емпіричним законом розподілу випадкової величини, до яких відносяться й концентрації забруднюючих речовин (ЗР) в атмосферному повітрі, є гістограма розподілу інтегральних ймовірностей. Важливими статистичними характеристиками стохастичного ряду є його максимальне і

мінімальні значення за умови перевірки однорідності членів ряду, а також середні значення і середньоквадратичне відхилення. Саме ці характеристики дають можливість проаналізувати просторово-часову динаміку розподілу ЗР.

У табл. 1 наведені статистичні параметри середньомісячних концентрацій формальдегіду за період, який досліджується. Як свідчать дані табл. 1, середньомісячні концентрації формальдегіду на всіх постах спостережень значно перевищують  $ГДК_{cd}$  (3  $мкг/м^3$ ). При цьому, мінімальні середньомісячні концентрації більші за значення санітарного нормативу як мінімум у 2,9 рази. Середні концентрації ЗР складають від 5,16 $ГДК_{cd}$  на КВП 10 до 5,8 $ГДК_{cd}$  на КВП 18.

Таблиця 1. Значення статистичних оцінок моментів розподілу рядів середньомісячних концентрацій формальдегіду ( $мкг/м^3$ ) на КВП м. Одеса (2006 – 2015рр.)

	<b>КВП №10</b>	<b>КВП №17</b>	<b>КВП №18</b>	<b>КВП №19</b>
n	120	120	120	120
$x_{min}$	8,68	9,40	8,60	9,28
$x_{max}$	28,58	25,04	26,08	24,68
$\bar{x}$	15,48	17,05	17,41	15,70
$S_x$	3,69	3,33	3,68	3,55

На рис. 2 представлені гістограми розподілу середньомісячних концентрацій формальдегіду в атмосфері м. Одеса. Порівняння гістограм свідчить, що закони розподілу концентрації формальдегіду у різних районах міста суттєво не відрізняються. Найбільш імовірні середньомісячні концентрації формальдегіду на всіх постах спостережень більш, ніж у п'ять разів, перевищують  $ГДК_{cd}$ .

Аналіз гістограм розподілу середньомісячних концентрацій домішки показав, що на КВП 10 87 % повторюваності концентрацій припадає на діапазон від 10,7 до 20,6  $мкг/м^3$ , на посту № 17 цей діапазон складає 11,0 – 21,9  $мкг/м^3$ , 84 % концентрацій на КВП 18 знаходяться у діапазоні від 10,3 до 20,8  $мкг/м^3$ , 82 % середньомісячних концентрацій на КВП № 19 знаходяться у межах від 10,8 до 20,1  $мкг/м^3$ . Таким чином, можна стверджувати про значну небезпеку забруднення атмосферного повітря формальдегідом до рівнів від 3,4 до 7,3  $ГДК_{cd}$ .

За традиційною класифікацією, що використовується для всіх джерел ЗР атмосфери, джерела формальдегіду можна розподілити на дві основні групи – природні та антропогенні. Серед антропогенних джерел викидів формальдегіду основними є стаціонарні установки для спалювання

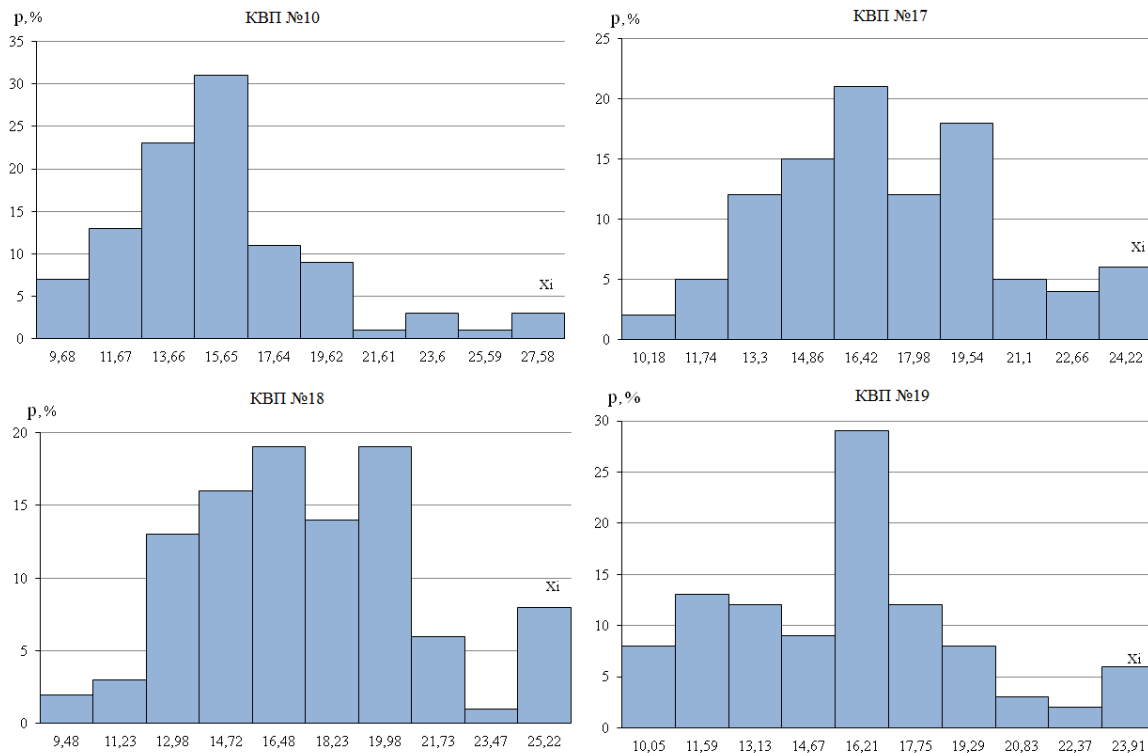


Рис. 2 – Гістограми розподілу середньомісячних концентрацій формальдегіду (мкг/м<sup>3</sup>), м. Одеса, 2006 – 2015 рр.

викопного палива, сміттєспалювальні заводи, а також двигуни внутрішнього згорання. Для м. Одеса основним джерелом викидів цієї домішки можна вважати саме автотранспорт. Слід зазначити, що обсяги надходження формальдегіду в атмосферне повітря від різних автомобілів значною мірою визначаються типом пального – найбільша кількість цієї ЗР надходить в повітря від автомобілів, що працюють на метані.

Саме з зростанням частки автомобільного транспорту, який працює на природному газі, і може бути пов'язано підвищення концентрацій формальдегіду у повітрі Одеси, що спостерігається протягом останнього часу. Не слід забувати, що утворенню формальдегіду сприяють також процеси фотохімічного окислення вуглеводнів. Накопичення цієї домішки у приземному шарі повітря активно відбувається в умовах високих температур атмосферного повітря, маловітряної погоди та значного надходження сонячної радіації. Саме такі погодні умови характерні для Одеси в теплий період року в умовах щільної забудови міської території і є оптимальними для накопичення домішок-попередників та утворення формальдегіду в результаті фотохімічних реакцій.

#### Перелік посилань

1. Шевченко О.Г., Кульбіда М.І., Сніжко С.І., Щербуха Л.С., Данілова Н.О. Рівень забруднення атмосферного повітря міста Києва формальдегідом // Український гідрометеорологічний журнал. 2014. №14. С 5-15.

2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. 2017. 308 с.
3. Лоева І.Д., Снісаренко В.В. Часові зміни концентрації діоксиду азоту в атмосферному повітрі м. Одеса // Науковий вісник Херсонського державного університету. Серія географічні науки. 2017. Вип. 7. С. 137-178.
4. Школьний Є.П., Лоева І.Д., Гончарова Л.Д. Обробка та аналіз гідрометеорологічної інформації. Київ: Міносвіти України, 1999. 600 с.

## **ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ФОРМАЛЬДЕГІДОМ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ КИСВА НА АВТОМОБІЛЬНИХ АВТОПРОВОДАХ**

*О.С. Волошкіна, Р.В. Сіпаков, О.Г. Жукова, Ю.О. Березницька*

*Київський національний університет будівництва і архітектури*

*elenazykova21@gmail.com*

Проблема забруднення атмосферного повітря останнім часом дуже гостра у великих містах України [1, 3, 7, 11 та ін.]. До основних джерел надходження формальдегіду в атмосферне повітря відносять такі групи (які в свою чергу поділяються на первинні та вторинні): підприємства, що використовують формальдегіди у своїй діяльності; санітарне спалювання палива і відходів; пересувні джерела; матеріали, що містять формальдегід (відбувається його випаровування); міські пожежі, звалища побутових відходів; природні джерела. Для м. Київ потужним джерелом впливу на індекс забруднення атмосферного повітря є утворення формальдегіду від пересувних джерел викидів вуглеводнів (вторинне забруднення) [4, 11 та ін.]. Саме із зростанням частки автомобільного транспорту, який працює на природному газі у великих містах України, пов'язано підвищення концентрації формальдегіду протягом останніх років [3].

Існуючі моделі та методи розрахунку концентрацій формальдегіду у великих транспортних містах стосуються, як правило, створення математичних моделей забруднення повітря на основі експериментальних даних о забрудненні та даних геоінформаційних систем (ГІС). Окремий клас моделей стосується реалізації чисельних методів рішення просторових нестационарних адвективно-дифузійно-кінетичних рівнянь для досліджень розповсюдження та турбулентного розсіювання забруднюючих речовин (ЗР) в приземному шарі атмосфери на урбанізованих територіях. Існуючі на даний час методики моделювання як просторового розподілу ЗР та аналіз регресійних картографічних залежностей, так і моделі атмосферної дифузії [7, 8, 9, 14 та ін.] не можуть бути уніфіковані, оскільки існують суттєві відмінності великих мегаполісів, що розглядалися, що потребує включення в модель великого числа процесів та атмосферних фізико-хімічних явищ. В даній роботі на основі аналізу багаторічних моніторингових даних, проаналізовано залежність середньомісячних та максимальних концентрацій формальдегіду від температури повітря та запропонована методика

розрахунку концентрацій викидів вуглеводнів на автомобільних шляхопроводах та перехрестях в Києві. Авторами, на основі запропонованої методики, знайдено навантаження на транспортний вузол на вул. Саперно-Слобідській та Наддніпрянському шосе. Запропонована математична модель розрахунку концентрацій формальдегіду складається з двох блоків. Перший враховує кількість теплоти, яка поступає з площі поверхні транспортного вузла. Рівняння кількості руху забрудненого повітря дозволить визначити основні параметри забрудненої струї повітря та вирахувати кількість теплоти, яке виходить з теплового джерела в навколишнє середовище, а також визначити характер та параметри конвективно-гоструменя повітря над теплою поверхню.

Знаходимо по карті площу транспортного вузла –  $S(m^2)$ ; кількість теплоти по площі складається з суми прямої та розсіяної радіації, а також теплоти автомобілів на транспортній розв'язці. По кількості смуг визначаємо кількість автомобілів. Згідно схеми транспортних потоків на розв'язці (рис. 1) для даного шляхопроводу розрахунок ведемо на 22 автомобільних смуги.

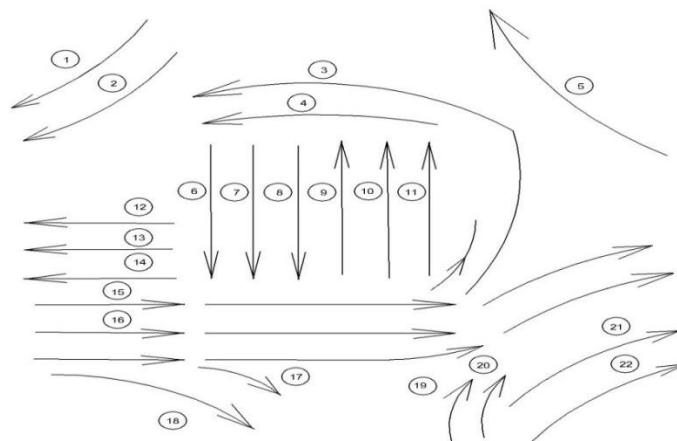


Рис. 1 – Схематранспортних потоків на автомобільних розв'язках на вул. Саперно-Слобідській та Наддніпрянському шосе.

Розрахунок показав, що одночасно в години перевантаження шляхопроводу (в години пік на розв'язці може знаходитись 300 автомобілів). Для 1 автомобілю витрата палива на 100 км становить 8 л або 0,00008 л/м.Період виділення максимальної кількості теплоти припадає на 11<sup>00</sup> – 12<sup>00</sup> та 12<sup>00</sup> – 13<sup>00</sup> год. Середня по площі швидкість теплового повітря, яке підіймається вгору знаходиться по формулі [4]:

$$V_y = 0,56 \cdot \left( \frac{Q_k}{y - y_0} \right)^{0,33}. \quad (1)$$



Вважаємо, що найвужчий переріз конвективного струменя знаходиться на відстані  $2D$  від поверхні землі, тобто 600 м для досліджуваного транспортного авто вузла.

Витрату  $Q_k$  знаходимо за формулою:

$$Q_k = R_p + R_c + R_a \text{ (МДж/м}^2 \text{ за місяць),} \quad (2)$$

де  $R_p, R_c, R_a$  – відповідно сума розсіяної, прямої радіації для м. Київ та теплота від автомобільних викидів на транспортній розв'язці.

Середня температура в перехідному перерізі конвективного струменя:

$$\Delta t_{\text{сер}} = \frac{41 \cdot (Q_k)^{\frac{2}{3}}}{(y - y_0)^{\frac{5}{3}}} = \frac{41 \cdot 1000^{\frac{2}{3}}}{600^{\frac{5}{3}}} = 0,45^\circ\text{C.} \quad (3)$$

В [6] представлено типовий склад вихлопних газів від двигуна одного автомобіля:

300 автомобілів зі швидкістю  $\sim 60$  км/год (в часі рівномірно заїзд та виїзд з вузла) при середній потужності 100 кВт викидають в повітря:

$$300_{\text{авто}} \cdot 100_{\text{кВт}} \cdot 7 \frac{\text{с}}{\text{кВт} \cdot \text{год}} \cdot \frac{1}{3600\text{с}} = 70 \frac{\text{с}}{\text{с}}$$

Таблиця 1. Типовий склад вихлопних газів (вуглеводні  $CH_{1,85}$ )

Тип двигуна		
КД	Проміжні	$7,5 \frac{\text{с}}{\text{кВт} \cdot \text{год}}$
ДД	Навантаження	$0,5 \frac{\text{с}}{\text{кВт} \cdot \text{год}}$

Витрата в верхньому струмені складає:

$$\frac{\pi \cdot D^2}{4} \cdot V_y = 0,785 \cdot 300^2 \cdot 1 \frac{\text{м}^3}{\text{с}} = 70000 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}$$

Концентрація викиду від автотранспорту в тепловому струмені:

$$C_{CH} = \frac{70000 \frac{\text{мг}}{\text{с}}}{70000 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}} = 1 \frac{\text{мг}}{\text{м}^3}$$

Знайшовши концентрацію етану в вертикальному конвективному струмені на висоті 600 м над поверхнею шляхопроводу, знаходимо частку

перетворення його у формальдегід при певних метеоумовах. Концентрація формальдегіду (вторинне забруднення) в загальному вигляді:

$$C_{CHOH} = k \cdot C_{CH}, \quad (4)$$

де  $k$  – коефіцієнт, що залежить від температури повітря, часового проміжку, інтенсивності сонячного світла і т.п.

Коефіцієнт швидкості перетворення було детально розглянуто в роботі [4], та на підставі експериментальних даних доведено, що цей параметр знаходиться за формулою:

$$\ln k = -\frac{3784}{t} + 8,959. \quad (5)$$

Зробивши розрахунок для різних середньомісячних температур, представимо розподіл середньомісячних концентрацій формальдегіду на даному транспортному шляхопроводі. На рис. 2 представлено криву середньорічної концентрації згідно розрахункам та фактичним даним.

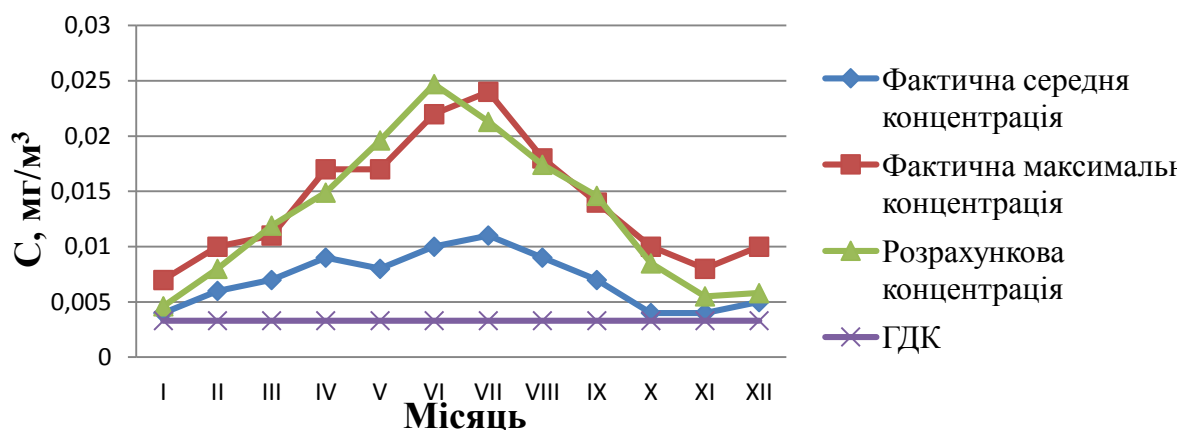


Рис. 2 - Графік кривих змін середньої концентрації формальдегіду згідно розрахунків та даних спостережень за 2016 р.

З даного графіку можна зробити висновок, що дані концентрацій, які розраховані за запропонованою методикою, та дані моніторингових спостережень за максимальними значеннями концентрацій формальдегіду в атмосферному повітрі на досліджуваній території дають добре співставлення. Що стосується порівняння середньомісячних значень, то завищені значення розрахованих концентрацій пояснюється фактом фотохімічних перетворень та утворення внаслідок цього формальдегіду на відстані більш ніж 200 м від поверхні землі, тоді як моніторингові дані вимірювалися в приземному шарі атмосфери. Формула для визначення  $\Delta t$  (середня температура в перехідному перерізі конвективного струменя) наочно демонструє підвищення температури на відстані 600 м від поверхні землі.

На основі проведених досліджень можна зробити висновок про правомірність застосування теорії конвективного струменя при оцінці та прогнозуванні концентрацій формальдегіду над автомобільним шляхопроводом. Запропонована авторами методика дає хороші співставлення з максимальними вимірними концентраціями формальдегіду в атмосферному повітрі також на інших автомобільних шляхопроводах в м. Київ та може бути застосована і в інших великих містах України, де мається значне забруднення атмосферного повітря від пересувних джерел забруднення.

#### Перелік посилань

1. Какарека С.В., Мальчихина А.В. Оценка источников у уровней поступления формальдегида в атмосферный воздух (на примере г. Гомеля)// Природные ресурсы. 2011. С.7-115.
2. Скубневская Г.И., Дульцева Г.Г. Загрязнение атмосферы формальдегидом. Новосибирск, 1994. 70с.
3. Шевченко О.Г., Кульбіда М.І., Сніжко С.І. та ін. Рівень забруднення атмосферного повітря м. Києва формальдегідом // Український гідрометеорологічний журнал. 2014. №14. С. 2-22.
4. Sipakov O., Trofimovich V., Voloshkina O., Bereznitskaya Y. Assesment and forecast for the cretion of photochemical smog over// Екологічна безпека та природокористування. 2018. №25. С. 44-51.
5. Трофімович В.В., Волошкіна О.С., Фандікова М.М. та ін. Моніторинг атмосферного повітря. Проблеми моделювання та прогнозування// Екологічна безпека та природокористування. 2012. Вип. 10. С. 102-120.
6. Защита атмосферы от промышленных загрязнений: справочное издание в 2-х ч.; Ч.1: пер. с англ. // Под ред. Калверта С., Ингунда Г.М. Москва: Металургия, 1988. 760 с.
7. Селегей Т.С., Филонено Н.Н., Шлычков В.А. и др. Формальдегидное загрязнение городской атмосферы и его зависимость от метеорологических факторов // Оптика атмосферы и океана. 2013. № 25 (5). С. 422-426.
8. Brigman H. and Graham L. Air pollution and meteorology in a small city^ the case study of Newcastle, NSW, Australia // Fifth International Conference on Urban Climate, University of Londs, Poland, September. 2003.
9. Richard C. Flagan, John H. Seinfeld. Fundamentals of air pollution engineering// California Institute of Tehnology, 1988 by Prentice-Hall, Inc. A Division of Simon & Schuster, Printed in the United States of America, 1988. P. 542.
10. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів. Затверджено Держкомстатом України 13.11.2008, № 452. URL: <http://ukrstat.org/> (дата звернення: 5.04.2018 р.).
11. Сніжко С.І., Шевченко О.Г. Урбометричні аспекти забруднення атмосферного повітря великого міста. Київ: Вид-во геогр.літ. «Обрій», 2011. 297 с.
12. Дані метеоспостережень Центральної геофізичної обсерваторії за 2013- 2016 рр., м. Київ.
13. Чугай А.В., Патраман Х.С. Забруднення атмосферного повітря міст прибережної зони північно-західного Причорномор'я специфічними забруднюючими речовинами // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2017. № 1-2 (27). С. 113-122.
14. Андропов К.М. Пространственное распределение выбросов автотранспорта в крупных промышленных городах// Сборник трудов III Всероссийской научно-

практической конференции «Актуальные вопросы развития современной науки, техники и технологий». Москва, 2011. С.11-17.

## **СУЧАСНИЙ СТАН УТВОРЕННЯ ВІДХОДІВ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ**

*О.М. Ганошенко, ст. викл., А.М. Котляр, ст., Ю.С. Голік, к.т.н., проф.  
Полтавський національний технічний університет ім. Юрія Кондратюка  
elena.ganoshenko26@gmail.com*

Важливим компонентом навколишнього середовища необхідно відзначити атмосферне повітря. На сьогодні в більшості країнах на перше місце по його забрудненню вийшов автотранспорт. Щорічно у світі у двигунах внутрішнього згорання спалюється близько 2 млрд. т нафтового палива, а основною причиною забруднення повітря є неповне та нерівномірне його згорання. Всього 15 % витрачається на рух автомобіля і відповідно 85 % – потрапляє у довкілля. Встановлено, що у відпрацьованих газах двигуна внутрішнього згорання міститься більше 170 шкідливих компонентів, з них близько 160 – похідні вуглеводнів. Тому доцільно розглядати забруднення довкілля автотранспортом переважаючою складовою екологічної безпеки країни.

В Україні, як і в багатьох інших державах, існують проблеми в сфері поводження з промисловими відходами. Більшість країн намагаються захистити навколишнє середовище шляхом ефективного впровадження сучасних технологій переробки та утилізації відходів для забезпечення екологічного благополуччя і ресурсозбереження, а деякі планують повністю припинити захоронення відходів на полігонах. Європейська та світова практика в сфері поводження з відходами ставить перед собою мету – попередження і зменшення утворення відходів, а також їх шкідливого впливу на довкілля і здоров'я людини. Це стане можливим шляхом впровадження належних технологій кінцевої утилізації небезпечних речовин, повторного їх використання в якості ресурсоцінних матеріалів або як джерела теплової енергії.

Метою роботи є аналіз проблеми забруднення довкілля відпрацьованими складовими автотранспорту, а також визначення специфіки накопичення відпрацьованих автомобільних фільтрів в розрізі світу, країн Європи, України, Полтави.

Аналіз проблеми забруднення довкілля відпрацьованими складовими автомобільного транспорту дає змогу виділити основні: забруднення атмосферного повітря вихлопними газами, що містять велику кількість шкідливих і навіть отруйних речовин; забруднення ґрунтів на прилеглих до автодоріг територіях; при потраплянні відпрацьованих складових автотранспорту в довкілля відбувається забруднення атмосферного повітря, ґрунтового покриву небезпечними речовинами, що в них містяться; як наслідок, забруднення поверхневих та підземних вод.

Значна увага приділяється питанням екологізації самого автомобіля за рахунок переходу на більш безпечні двигуни та види палива. Утилізації ресурсоцінних компонентів, що входять до складу автомобільних відходів: корпус – переплавлення металу, шини – переробка резини, відпрацьовані масла – регенерація масел, акумулятори – вилучення та переробка електроліту. Але залишається недостатньо висвітленою проблема утворення відпрацьованих автомобільних фільтрів.

При дослідженнях не завжди враховують всі автомобільні відходи, тому необхідно розглядати це питання комплексно, тобто існує необхідність детального розгляду процесу утилізації відпрацьованих автомобільних фільтрів з метою вилучення ресурсоцінних та повного знешкодження шкідливих компонентів з подальшою їх утилізацією або захороненням.

Першим етапом раціонального поводження з відпрацьованими складовими автомобільного транспорту є його збір. Для регулювання цього питання в країнах запроваджують різного роду стимули та санкції як для підприємств, так і для громадян, які мають знати, як потрібно правильно утилізувати такі відходи.

На сьогодні в світі експлуатується близько 800 млн. авто, а за прогнозами спеціалістів до 2035 р. їх кількість зросте до 3 млрд. штук. За міжнародними нормами допустимий термін експлуатації легкових машин складає 10 років, після чого вони повинні направлятися на переробку. Наприклад, у Європейських країнах середній вік автомобілів, що знімаються з реєстрації, 12 – 14 років, тому після закінчення цього терміну необхідно не допустити потрапляння мільйонів т відходів автотранспорту на звалище, а забезпечити повну його утилізацію. Адже при його виготовленні були використані цінні матеріали: чорні та кольорові метали, пластмаси та гумові вироби, скло та кераміка, дерево та картон, текстильні матеріали тощо. Тому автомобіль, що вийшов з експлуатації, може і має стати джерелом вторинних матеріальних ресурсів [1]. В Україні на даний час існує так звана «часткова утилізація», галузь промисловості з утилізації автомобілів лише починає зароджуватися. Організація системи утилізації автотранспортних засобів є актуальною для нашої країни, тому що вона не тільки запобігає утворенню звалищ зношених автомобілів, але і являється джерелом цінних вторинних ресурсів. Для впровадження такої системи необхідно враховувати ступінь вторинної переробки автомобільних матеріалів і розробляти технології отримання вторинної сировини з автотранспортних відходів [2].

При виборі пріоритетного способу поводження з автомобільними відходами слід враховувати можливість повторного використання компонентів, що входять до складу відходів, а також мінімізувати кількість речовин, які не мають подальшого використання. Тобто при поводженні з автомобільними відходами актуальними є технології рециклінгу.

Рециклінг – надання матеріалам необхідних властивостей, які дозволять використовувати їх повторно. Тому автомобіль, що вийшов з експлуатації, має стати джерелом вторинних ресурсів. Закон про авторециклінг прийнятий більш, ніж у 50 країнах світу, де вважається, що відповідальність за утилізацію автомобілів повинна бути на підприємствах-виробниках. В результаті експлуатації автомобілів виникає велика кількість відпрацьованих матеріалів, де фільтри для очищення масла є відходами, які забруднені нафтовими і мінеральними жирковими продуктами (відпрацьовані промаслені фільтри). Небезпечними елементами є: папір, масло, механічні домішки. Одним з найважливіших моментів у забезпеченні безпеки екосистем в умовах протікання природних процесів є недопущення їх забруднення особливо небезпечними речовинами.

Проведений огляд вирішення проблем впливу відходів автотранспортного комплексу демонструє високий рівень вивченості різних аспектів як окремих наукових напрямків. Подальших досліджень потребує питання утилізації окремих небезпечних складових відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів. Аналіз стану накопичення відпрацьованих автомобільних фільтрів потребує розгляду таких показників, як рівень автомобілізації та чисельність населення, для визначення кількості машин в тій чи іншій країні.

Рівень автомобілізації – це показник оснащеності легковими автомобілями населення країни, який розраховується як число індивідуальних легкових автомобілів на 1000 жителів. Розраховується за методикою Міжнародної дорожньої федерації (*International Road Federation*), заснованої на даних національної статистики та міжнародних організацій. Як джерело інформації виступає база даних «*World Road Statistics*», яка оновлюється щорічно. Рівень автомобілізації населення вважається одним з важливих показників добробуту населення: чим вищий рівень добробуту людей, тим більша ймовірність придбання ними автомобілів. Підвищення рівня автомобілізації населення призводить до значної зміни громадської інфраструктури, збільшення мобільності людей і поліпшення їх економічного становища. До негативних наслідків автомобілізації відносяться забруднення повітря і землі уздовж автомагістралей, шумове забруднення міського та приміського середовища, збільшується число автомобільних аварій і їх жертв [3].

Загальна чисельність населення планети постійно збільшується, хоча в різних країнах її динаміка суттєво різниться. Згідно з оцінками Фонду Організації Об'єднаних Націй в області народонаселення (*UNFPA*), сукупне населення планети у жовтні 2011 р. становила 7 млрд., а якщо сучасна динаміка зростання чисельності і зменшення кількості населення планети не зазнає значних змін, то межу 8 млрд. чоловік буде подолано приблизно в 2024 р. [4].

Маючи данні чисельності населення та рівня автомобілізації різних країн світу, можемо визначити кількість автомобілів, а потім і кількість відпрацьованих автомобільних фільтрів, що утворюються кожного року. Розглянемо залежність кількості автомобільного транспорту та утворення небезпечних відходів в розрізі світу, Європи, України та міста Полтава на прикладі відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів. Розрахункові данні приведені в табл. 1.

Таблиця 1. Масштаби утворення відпрацьованих фільтрів

№ з/п	Масштаб утворення	Кількість жителів, чол.	Рівень автомобілізації, шт./1000 чол.	Кількість машин, шт.	Кількість фільтрів за рік, шт./рік
1	Світ	<b>7432663275</b>	<b>135</b>	<b>1003409542</b>	<b>2006819084</b>
2	Країни Західної Європи:	<b>190827090</b>	<b>572</b>	<b>109153095</b>	<b>218306190</b>
	Австрія	8219743	529	4348244	8696488
	Бельгія	10438353	489	5104355	10208710
	Ліхтенштейн	36713	750	27534	55068
	Люксембург	509074	665	338534	677068
	Монако	30510	732	22333	44666
	Нідерланди	16730632	466	7796475	15592950
	Німеччина	81305856	517	42035128	84070256
	Франція	65630692	481	31568363	63136726
	Швейцарія	7925517	521	4129194	8258388
3	США	<b>325197000</b>	<b>423</b>	<b>137558331</b>	<b>275116662</b>
4	Україна	<b>42414900</b>	<b>202</b>	<b>8567810</b>	<b>17135620</b>
5	Полтава	<b>292469</b>	<b>200</b>	<b>58534</b>	<b>117068</b>

За даними Управління ДАІ ГУ МВС України у м. Полтава, на даний час зареєстровано 58534 тис. од. легкових автотранспортних засобів фізичних осіб. Крім того, в місті постійно перебувають автотранспортні засоби, зареєстровані в інших містах. Аналіз умов експлуатації легкових автомобілів фізичних осіб показав наступне: 57 % цих автомобілів більше 15 років, біля 50 % експлуатується постійними власниками при щоденному використанні, а решта 50 % автомобілів експлуатується одними власниками кожного дня з середнім пробігом 100 км. Після 5-и років експлуатації автомобілі, як правило, продаються іншим власникам і перебувають в експлуатації іще до 15 років з середньорічним пробігом близько 15 тис. км. Заміна комплекту шин 5-и коліс автомобіля здійснюється, в середньому, 1 раз на 4 роки, заміна акумулятора – 1 раз на 3 – 4 роки [5].

Всі відходи транспортних засобів є небезпечними для довкілля і, в той же час, мають ресурсоцінний потенціал. Старі кузови автомобілів,

відпрацьовані автомобільні фільтри та інші складові мають збиратись і перероблятись. Налагодження системи збору та переробки відходів транспортних засобів, високотехнологічного сміття забезпечить суттєве зменшення забруднення міських територій нафтопродуктами, металами, зокрема важкими, що значно покращить екологічну безпеку та санітарний стан міських територій.

#### Перелік посилань

1. Сарбаев В.И. Методология и практика обеспечения экологической безопасности автомобильного транспорта. Москва: Машиностроение-1, 2004. 336 с.
2. Утилізувати старий автомобіль: чому це так складно зробити в Україні. URL: <http://news.finance.ua/ua/news/-/387746/utylizuvaty-staryj-avtomobil-chomu-tse-tak-skladno-zrobyty-v-ukrayini> (дата звернення 11.04.2018 р.).
3. Рейтинг стран мира по уровню автомобилизации. Гуманитарная энциклопедия. Центр гуманитарных технологий, 2006–2016. URL: <http://gtmarket.ru/ratings/passenger-cars-per-inhabitants/info> (дата звернення: 11.04.2018 р.).
4. Рейтинг стран мира по численности населения. Гуманитарная энциклопедия. Центр гуманитарных технологий, 2006–2016. URL: <http://gtmarket.ru/ratings/world-population/info> (дата звернення: 11.04.2018 р.).
5. Вечеря К.С., Ганошенко О.М., Голік Ю.С. Аналіз стану поводження з відпрацьованими складовими автотранспорту // Матеріали IV Міжнародної наукової конференції молодих вчених «Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування». Харків: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2016. С.74-76.

#### ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ У ВОДОЙМАХ М. КИЄВА ЗА ТАКСОНОМІЧНИМ СКЛАДОМ ЦИКЛОПОЇДНИХ КОПЕПОД (СОРЕРОДА, СУСЛОРИДАЕ)

*Л.П. Гапонова, к.б.н, М.С. Прокопук, Ю.В. Погорєлова*  
*ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України», м. Київ*  
*gaponova@ieenas.org*

У великих містах, де природні водойми зазнають значних трансформацій, актуальним є питання оцінки екологічного стану штучно створених та антропогенно-змінених водойм. Перші дані щодо видового складу циклопоїдних копепод із трансформованих людиною або штучно створених нею місць існування – вугільні шахти, міські системи водопостачання – з'являються в роботах дослідників 19 ст. – Брайда, Крейпеліна [1]. В подальшому проводилося вивчення впливу зростання евтрофікації, пов'язаної із забрудненням водойм стічними водами та сільсько-господарською діяльністю. Результати таких досліджень показують, що в деяких місцях органічне забруднення спричиняє кількісний розвиток зоопланктону, яке відбувається в цих місцях за рахунок  $\beta$ - або  $\alpha$ -мезосапробних форм [2], в т.ч. і циклопоїдних копепод, які належать до однієї з основних груп зоопланктону і внесені до списків сапробно-показових організмів. Значна легкість відбору проб зоопланктону та їх подальша обробка, великі розміри ракоподібних, у порівнянні з



іншими планктонними організмами, створюють передумови для використання копепод при розробці методів оцінки якості води у водоймах.

*Метою* даної роботи було оцінити якість води на основі індекса сапробності, визначеного за таксономічним складом циклопід у модельних водоймах м. Київ і приміської зони.

*Матеріали та методи.* Матеріал збирався у всі сезони у наступних модельних водоймах м. Київ і приміської зони в період з 2012 по 2016 рр.: водойми ландшафтного заказника (ЛЗ) «Жуків острів» – дві водойми старичного типу, одна з яких більшість часу повністю ізольована (№ 2 ЛЗ «Жуків острів»), а інша – протокою поєднана із руслом рукава р. Віта (№1 ЛЗ «Жуків острів»), озера (Гарячка, Нижній Тельбін, Редькіне, озера системи Опечень), затоки (Верблюд, Собаче гирло), штучна водойма (урочище Заспа), старик г-подібної форми (Лівий берег), копанка (урочище Рибне), ставок біля с. Хотів. Більш детальна характеристика деяких із зазначених водойм представлена у попередній публікації [3].

Проби відбирали за допомогою планктонної сітки та гідробіологічного сачка, а потім фіксували формаліном або спиртом. Підрахунок чисельності проводили стандартним обліковим методом [4] за допомогою мікроскопу SZM-45T2. Визначення циклопід проводили за допомогою мікроскопу дослідницького класу Olympus BX-51 з DIC-контрастом та фотокамерою, використовуючи основні роботи по цій групі [5 – 6].

Для оцінки якості води модельних водойм м. Київ за таксономічним складом циклопід розраховували індекс сапробності за методикою Пантле-Бука в модифікації Сладечека [7 – 8] за наступною формулою:

$$S = \frac{\sum_i^N h_i \cdot s_i}{\sum_i^N h_i}, \quad (1)$$

де  $S$  – індекс сапробності,  $h_i$  – відносна чисельність  $i$ -го виду,  $s_i$  – індекс сапробності  $i$ -го виду.

Індекси сапробності видів циклопід, необхідні для розрахунків, були взяті з літературних джерел [9 – 10].

*Результати та обговорення.* На основі аналізу різноманіття циклопід водойм, різнотипних за ступенем антропогенного впливу в межах м. Київ і приміської зони, нами проведена оцінка їх забрудненості. За нашими даними більшість досліджених водойм Києва і приміської зони відносяться до  $\beta$ -мезосапробних (індекс сапробності по Пантле-Буку складає від 1,53 (Затока Собаче гирло) до 1,94 – 1,97 (озера системи Опечень) і клас води в них оцінюється як «помірно-забруднені». Лише три – водойма № 1 ЛЗ «Жуків острів», старик г-подібної форми (Лівий берег) та копанка

(урочище Рибне) відносяться до олігосапробних (індекс сапробності по Пантле-Буку складає 1,46; 1,2 та 1,4 відповідно) і клас води в них оцінюється як «чисті».

Одне із досліджених озер – оз. Гарячка – характеризується збідненим зоопланктоном – у більшості проб ракоподібні не відмічалися, і лише в літній період нами було зареєстровані поодинокі копеподити *Thermocyclops* sp., в той час як види цього роду набували значного розвитку в інших досліджуваних водоймах. Це може свідчити про пригнічення зоопланктону у цій водоймі.

Нами проведено порівняння наших даних з результатами гідрохімічних досліджень на вміст біогенних речовин. Виявлено, що озера системи Опечень, що характеризуються найбільшими значеннями індексу сапробності по Пантле-Буку, за результатами гідрохімічних досліджень [11 – 12] віднесені до числа правобережних водойм м. Київ з найнижчою якістю води.

Серед лівобережних водойм – озера Гарячка та Нижній Тельбін віднесені до числа найбрудніших щодо вмісту біогенів [3]. В першому з них нами зафіксовано пригнічення зоопланктону, а оз. Нижній Тельбін характеризується значенням індексу сапробності по Пантле-Буку 1,8.

Як відмічалось, вміст нітритів свідчить про процеси розкладу органічних речовин та нітрифікацію, а їх підвищена концентрація є індикатором забруднення водойми [13]. Озеро Гарячка, в якому нами зафіксовано пригнічення зоопланктону, за результатами гідрохімічних досліджень характеризується найбільшими показниками нітритів – 0,33 мгN/дм<sup>3</sup> [11]. Озеро Йорданське та водойма № 2 ЛЗ «Жуків острів», де виявлені ознаки антропогенної евтрофікації за вмістом нітритів [3], характеризуються високими значеннями індексу сапробності по Пантле-Буку (1,94 та 1,7 відповідно), в той час як водойма № 1 ЛЗ «Жуків острів» із найменшим вмістом азоту нітритного (0,008 мгN/дм<sup>3</sup>) [11] віднесена за таксономічним складом циклопід до олігосапробних водойм (індекс сапробності по Пантле-Буку 1,46). Озеро Редькіне, що за нашими даними характеризується значеннями індексу сапробності по Пантле-Буку 1,97, за результатами гідрохімічних досліджень [11] віднесено до водойм, де вода за вмістом біогенів класифікується як «добра» за вмістом нітритів чи «посередня» за вмістом нітратів.

Таким чином, більшість видів циклопід характерні для β-мезосапробної зони, а в α-мезосапробній зоні зустрічаються лише факультативно, як види з широкою амплітудою пристосування до змін газового режиму в несприятливу сторону. Так, ці види не можуть бути індикаторами α-мезосапробних вод. З іншого боку, цілий ряд видів може набувати значного розвитку в умовах олігосапробної зони. Наприклад, *Mesocyclops leuckarti* характерний, головним чином, для β-мезосапробних вод, реєструється також і в олігосапробних водах. Тому в санітарно-

біологічному методі оцінки вод, який є комплексним, представники родини Cyclopidae не можуть мати абсолютного значення; проте, цих ракоподібних необхідно враховувати нарівні з низкою інших груп організмів для з'ясування загальної картини складу живих організмів, щонайменше в санітарно-біологічному аналізі велике показове значення.

#### Перелік посилань

1. Reid J.W. A human challenge: discovering and understanding continental copepod habitats // *Hydrobiologia*. 2001. V. 453/454. P. 201-226.
2. Трав'янюк В.С., Монченко В.І., Поліщук В.В. Видовий склад зоопланктону малих річок Прип'ятського Полісся. Проблеми малих річок України: зб. наук. праць. Київ: Наукова думка, 1974. С. 149-162.
3. Прокопук М.С., Погорелова Ю.В. Сезонна динаміка вмісту біогенних // Вісник Запорізького національного університету: збірник наукових праць. Біологічні науки. 2017. Вип. 1. С. 161-169.
4. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоёмах. Зоопланктон и его продукция // Под ред. Винберга Г.Г. Ленинград: ГосНИОРХ, 1984. 34 с.
5. Монченко В.І. Щелепнороті циклоподібні циклопи (Cyclopidae). Київ: Наукова думка, 1974. 452 с. (Фауна України; т. 27, вип. 3).
6. Lee J.M. et al. Eucyclops serrulatus species group (Copepoda: Cyclopoida: Cyclopidae) from South Korea // *The Korean Journal of Systematic Zoology*. 2005. Vol. 21, No. 2. P. 137-156.
7. Временные методические рекомендации по исследованию фитопланктона для определения качества поверхностных вод // Ред. Абакумов В.А. Москва, 1978. 22 с.
8. Унифицированные методы исследования качества вод, ч. III Методы биологического анализа вод. Москва: СЭВ, 1983. 371 с.
9. Sladeczek V. System of water quality from biological point of view // *Archiv. f. Hydrobiologie*. 1973. V. 7. 218 p.
10. Halmeenpää H. et al. Ecological State of the Kola River, Northwestern Russia – The Kola Water Quality –project. *The Finnish Environment* 28/2007. 172 p.
11. Прокопук М.С., Погорелова Ю.В. Вміст біогенних речовин у водоймах міста Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2016. Т. 3, вип. 42. С. 76-84.
12. Прокопук М.С., Погорелова Ю.В. Якість вод оболонських водойм за вмістом біогенів / /В кн.: Упорядкування водоохоронних зон міських водойм на основі екологічної оцінки якості вод. Під заг. ред. Панасюка І.В. Київ, 2016. С. 26-29.
13. Грюк І., Суходольська І. Вміст сполук нітрогену у воді малих річок, як показник рівня антропогенного навантаження // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2012. Вип. 60. С. 227-238.

#### СУЧАСНИЙ СТАН ҐРУНТОКОРИСТУВАННЯ ПОДІЛЬСЬКИХ ТОВТР

*В.В. Гарбар, к.геогр.н.*

*Кам'янець-Подільський національний університет ім. Івана Огієнка  
geofan@ukr.net*

В структурі більшості видів природокористування головним ресурсним компонентом є ґрунти, і як зазначають в своїй праці С.А. Балюк, З.П. Паньків, Н.С. Гавриш та багато інших науковців,

найбільш точним (доцільним) терміном для характеристики їхнього використання є поняття «грунтокористування», яке передбачає використання людиною або суспільством компонентів, властивостей та функцій природних, антропогенно-перетворених і штучних ґрунтів для задоволення матеріальних, духовних потреб людини та оптимізації екологічного стану середовища життя [1, 7, 8].

Серед ґрунтів, в межах Подільських Товтр значну частку території займають рендзини (дерново-карбонатні ґрунти) та парарендзини, які включаючи дрібні педокомбінації з сірими лісовими ґрунтами та чорноземами охоплюють близько 13,6 % від загальної площі території. Сучасне ґрунтокористування рендзин здійснюється по декількох основних напрямках: рілля, пасовища, сіножаті та лісове господарство, а також як території, що зазнали перетворень внаслідок функціонування промислових кар'єрів, селитебної забудови та прокладання доріг. Використання рендзин в якості орних земель зумовлює інтенсифікацію процесів деградації та формування агрорендзин із своїми специфічними властивостями. На горизонтному рівні деградація рендзин зводиться до зменшення вмісту гумусу, зміни структурно-агрегатного складу, деформації шпар, ущільнення, дезагрегації, формування тріщинувато-блокової структури, несприятливих змін гранулометричного складу та ін. В профільному відношенні зміни проявляються в інтенсифікації процесів вилуговування та декарбонатизації, появи переущільнених горизонтів, перекритті ґрунтів іншими породами тощо [2].

Особливо значної шкоди для збереження природних властивостей рендзин Подільських Товтр було завдано під час масового освоєння територій (часто малоприсадибних для ріллі) колгоспами в 1950 – 1960 рр., коли застосовувався агротехнічний прийом щодо поглиблення орного горизонту до глибини 30 см і більше для ведення буряківництва. Це зумовило підняття малогумусного сильнокарбонатного та сильнощепенуватого дрібнозему з нижніх горизонтів, який в подальшому перемішався із верхнім сильногумусним шаром, що в свою чергу зумовило вирівнювання їхніх фізичних та фізико-хімічних властивостей.

Окрім низької придатності рендзин для глибокої оранки, маловиправданим було і розорювання схилів товтр, оскільки їх значна крутизна зумовила розвиток лінійної та площинної водної ерозії, які значно пришвидшились після руйнування задернованої лучно-степовою рослинністю поверхні цих ґрунтів. Найінтенсивнішого розорювання території зазнали схили крутизною 1 – 3°, що становить близько 40 % від загальної площі ріллі Подільських Товтр, та схили крутизною 3 – 5°, що становить понад 20 % від загальної площі ріллі досліджуваної території (табл. 1).

Зазначимо, що розорювання ґрунтів Подільських Товтр є нерівномірним по території, і найбільша частка ріллі зосереджена в

Таблиця 1. Розподіл орних земель в межах Подільських Товтр залежно від крутизни схилів [5]

Крутизна поверхні, °	Площа ріллі, км <sup>2</sup>	% від загальної площі ріллі в межах Подільських Товтр
0–1	16,3	20,7
1–3	31,2	39,7
3–5	17,3	22,0
5–7	10,8	13,7
7–10	3,1	3,9
10–15	1,2	1,5

північно-західній частині досліджуваної території, де розораність площ становить понад 50 %, тоді як в центральній частині – 16 %, а в південно-східній – 13 % [5]. Такий розподіл ріллі зумовлений різним ступенем горизонтального та вертикального розчленування рельєфу, а також крутизною та формою схилів вищезазначених частин Подільських Товтр. При цьому, розорювання зазнали переважно міжпасмові долини, схиліві комплекси та вершинна поверхня головного пасма, тоді як бічні товтри зазвичай знаходяться «цілиними острівцями» серед орних земель.

Значна частина території Подільських Товтр покрита лісовою рослинністю, яка представлена грабово-дубовими, дубовими, дубово-буковимита буковими лісами. Сучасна лісистість території Подільських Товтр (включаючи прилеглі ділянки) складає близько 389 км<sup>2</sup> (24,6 % від загальної площі території), причому найбільша її частка зосереджена в межах Медоборського геоморфологічного підрайону, близько 149 км<sup>2</sup> (28 %) [5].

Такий розподіл лісової рослинності зумовлює деякі особливості у формуванні та розвиткові рендзин, що проявляються у будові їхнього профілю та змінах в протіканні ґрунтових процесів. Зокрема у рендзинах, під лісовою рослинністю на поверхні ґрунту формується опадогенний горизонт (*Ho*) потужністю 2 – 4 см, ферментативний розклад органічних часток в якому відбувається при домінуванні грибного процесу, оскільки, як засвідчили дослідження І.М. Гоголева, наявність у лісовому опаді дубильних речовин та смол створює токсичні для бактеріальної мікрофлори умови, що пригнічує її розвиток [4].

Це значною мірою визначає загальний вміст та якісний склад гумусу рендзин, що в кінцевому результаті зумовлює відмінності у функціонуванні рендзин, сформованих під лісовими та лучно-степовими фітоценозами при їх розорюванні. Окрім того, наявність лісової рослинності значно пришвидшує процеси вилуговування та декарбонатизації, змінює *pH* ґрунтового розчину та сприяє зміні деяких фізичних та фізико-хімічних властивостей рендзин.

Найсильнішого незворотнього впливу рендзини досліджуваної території зазнають внаслідок гірничодобувних робіт для цукрової

промисловості та будівництва. На території Подільських Товтр (як в межах головного пасма, так і на бічних товтрах) зосереджено понад 80 кар'єрів, більшість із яких є діючими, що становить близько 1 % площі території.

Проте, гірничодобувна промисловість пов'язана із діяльністю техніки і транспортних засобів, що спричинює додаткове навантаження на прилеглі території. Окрім того, на товтрах поблизу всіх населених пунктів закладена низка дрібних вапнякових розробок, які використовує (чи використовувало) місцеве населення. Такі розробки не мають такого значного впливу на загальне збереження рифових масивів, як потужні промислові кар'єри, проте завдають значної шкоди саме ґрунтово-рослинному покриву, а їхні дрібні розміри (проте дуже велика кількість) не дозволяють точно встановити площі зруйнованого ґрунтового покриву.

Незворотність промислового впливу на рендзини при кар'єрній розробці вапняків проявляється в повному руйнуванні цих ґрунтів разом із ґрунтоутворними породами, що унеможлиблює їхнє відновлення там, де вони раніше сформувалися. Площа таких кар'єрів в середньому становить 0,5 – 2 км<sup>2</sup>.

Окрім безпосередньо кар'єрів рендзини зазнають повного руйнування і в місцях накопичення відвалів із непридатних для промисловості вапняків, проте зазначимо, що це водночас створює нові можливості для проведення ґрунтознавчих досліджень із вивчення ініціального ґрунтоутворного процесу рендзин цієї території та встановлення особливостей їхнього онтогенезу.

На території Подільських Товтр здебільшого в міжпасмових долинах розташовано багато сільських населених пунктів, для жителів яких рендзини є головними оброблювальними ґрунтами присадибних земельних ділянок. Для «домашнього» користування це не найкращі ґрунти, оскільки їхня значна щепенюватість та специфічні фізичні та фізико-хімічні властивості не дозволяють вирощувати широкий спектр сільськогосподарських культур і потребують додаткових агротехнічних заходів щодо підвищення їх родючості. Проте, як свідчать наукові праці подільських краєзнавців початку ХХ ст. [3, 6], в селах, розташованих на південних схилах товтр, на той час значного розвитку набуло виноградарство та кісточкове садівництво, яким також сприяв м'який місцевий мікроклімат. Сучасне виноградарство та садівництво тут занепало, а селитебні території здебільшого зорієнтовані на робочі місця в гірничодобувній промисловості та зручне транспортне сполучення.

Таким чином, використання рендзин Подільських Товтр відбувається по декількох господарських напрямках і включає різні рівні антропогенного навантаження на досліджувані ґрунти. Найпоширенішим є сільськогосподарське освоєння, яке зумовлює екологічно необмежене й нераціональне використання рендзин Подільських Товтр, що в свою чергу призводить до інтенсифікації деградаційних процесів та формування

агрорендзин із своїми специфічними властивостями. На сьогодні в Україні ґрунти є недостатньо захищеним законодавством природнім компонентом, та потребують прийняття низки нормативних документів для формування економічно вигідної та екологічно збалансованої системи ґрунтокористування.

#### Перелік посилань

1. Гавриш Н.С. Ґрунтові ресурси та ґрунтокористування: правові аспекти // Науковий вісник Міжнародного гуманітарного університету. Сер.: Юриспруденція. 2015. № 15. Вип. 2. С. 76-80.
2. Гарбар В. В. Фізична деградація рендзин (RendzicLeptosols) Подільських Товтр // Вісник Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова. Сер.: Географічні та геологічні науки. 2015. Т. 20. Вип. 2. С. 74–83.
3. Геринович В.О. Кам'янецьчина. Ч. 1. Природа. Кам'янець-Подільський: Окружний краєзнавчий комітет, 1926. 68 с.
4. Гоголев И.Н. Темноцветные почвы (рендзины) Западных областей Украины. Дис. . канд. с.-х. наук. Москва, 1951. 203 с.
5. Москалюк К.Л. Аналіз рельєфу Подільських Товтр для оптимізації природокористування. Дис. канд. географ. наук. Львів, 2009. 256 с.
6. Набоких А.И. Краткие заметки о ґрунтах Подольской губернии и соседних местностей // Записки общества подольских естествоиспытателей и любителей природы. 1915. Т. 3. С. 113–116.
7. Паньків З.П. Ґрунтові ресурси: значення та функції//Вісник Одеського національного університету ім. І.І. Мечникова. Сер.: Географічні та геологічні науки. 2015. Т. 20. Вип. 2. С. 84–95.
8. Стратегія збалансованого використання, відтворення і управління ґрунтовими ресурсами України // За наук. ред. Балюка С. А. Київ: Аграрна наука, 2012. 240 с.

#### ВИЗНАЧЕННЯ ПІДРОБОК БУТИЛЬОВАНОЇ ВОДИ МАРКИ «МОРШИНСЬКА» У М. ХЕРСОН ЗАСОБАМИ ТЕСТ- СИСТЕМ «ПРОРОСТКИ ОДНОДОЛЬНИХ»

*О.В. Гвоздьова, ст., М.М. Сидорович, д.п.н., проф.*

*Херсонський державний університет*

*leno4ka.gv.3010@gmail.com*

Проблема якості питної води, зокрема бутильованої, на сьогодні є досить актуальною. Від її якості залежить стан здоров'я людей. Наукова література містить ґрунтовні дослідження з цієї проблеми засобами біотестування [1, 3, 4, 5]. Більш того в ній існує класифікація бутильованих вод за якістю, де марка «Моршинська» віднесена до першого класу якості таких вод України [2]. Водночас питання підробок бутильованої води у вказаних працях не розглядається. Тому *метою роботи* стало визначення підробок бутильованої води марки «Моршинська» у різних районах м. Херсон засобами фітотестування (фітотестування один з різновидів біотестування).

*Матеріал і методи дослідження.* Для експерименту використано модельні тест-системи – пророщененасіння пшениці озимої та ячменю.

Насіння проростили в чашках Петрі на 6-и варіантах води марки «Моршинська» за загально визнаною методикою 2 доби при  $t = 26\text{ }^{\circ}\text{C}$ . У табл. 1 наведені вихідні дані води, що тестувалася. Її взяли у різних районах міста.

Таблиця 1. Вихідні дані варіантів фасованої води марки «Моршинська» з різних мікрорайонів м. Херсон

Варіант води, мікрорайон м. Херсон	Адреса магазину
Еталон (за даними міськводопроводу якісна вода)	вул. Чорноморська, 22, водопровідна вода з локальної свердловини
М1 «Моршинська», Центральний р-н	вул. Дружби, 10 магазин «Попелюшка»
М2 «Моршинська», р-н Острів	вул. Патона, 17 магазин «Продуктовий»
М3 «Моршинська», Шуменський р-н	вул. Ілліча, 7 магазин «Гурман»
М4 «Моршинська», р-н ХБК	вул. Миру, 17 магазин «АТБ»
М5 «Моршинська», Таврійський р-н	вул. Гвардійської Дивізії, 10А магазин «АТБ»

Далі обчислили 7 біометричних показників проростків: енергію пророщення (ЕП), Лголовного кореня (Л г.к.), Лбічного кореня (Л б.к.), Л колеоптилю (Л ст.), відношення Л ст. /Л г.к., Л ст. /Л б.к., Л г.к. /Л б.к. Ці біометричні показники пов'язані з процесами формування проростку: пророщенням насіння, ростовими процесами і координацією росту органів проростку. Одержані кількісні біометричні дані обробили статистично: з використанням ресурсу Ехсел визначили середні значення параметрів і обчислили критерій Стьюдента.

*Результати дослідження.* У табл. 2 наведені результати моніторингу показників енергії пророщення двох фітотестів в умовах дії варіантів води.

Таблиця 2. Моніторинг якості води марки «Моршинська» з різних районів м. Херсон за показниками енергії пророщення пшениці та ячменю

Варіант води	ЕП пшениці	Варіант води	ЕП ячменю
Еталон 1	69,33±6,68	Еталон 1	43,00±34,76
М1	<b>86,67±8,08*</b>	М1	<b>52,00±42,16*</b>
М2	68,00±17,87	М2	<b>27,00±6,62*</b>
М3	<b>76,00±16,99*</b>	М3	<b>29,00±19,33*</b>
Еталон 2	67,33±18,81	М4	<b>25,50±16,89*</b>
М4	<b>72,00±22,47*</b>	М5	<b>21,50±10,74*</b>
М5	67,33±15,17		

\*- достовірно відрізняється від еталону при  $p=0,05$ .

Як свідчать дані цієї таблиці, за значеннями цього показника обидва фітотести свідчать про наявність неякісної води у всіх варіантах марки «Моршинська»; проростки пшениці демонструють стимулюючий ефект; проростки ячменю – і стимулюючу, і інгібуючу дію на вказаний показник процесу формування проростку.



У табл. 3 наведені результати моніторингу ростових показників пшениці озимої щодо дії всіх досліджувальних варіантів.

Таблиця 3. Моніторинг якості води марки «Моршинська» з різних районів м. Херсон за ростовими показниками пшениці

Варіант води	Ростові показники пшениці		
	Л г.к.	Л б.к.	Л ст.
Еталон 1	25,3±2,5	28,8±1,8	14,6±0,9
М1	<b>29,3±2,7*</b>	29,9±1,9	<b>16,1±0,9*</b>
М2	23,4±2,8	29,5±1,9	13,9±1,0
М3	<b>30,8±2,6*</b>	<b>34,3±1,8*</b>	<b>16,5±1,0*</b>
Еталон 2	26,6±2,3	26,6±1,7	11,2±1,3
М4	23,9±2,4	<b>22,7±2,0*</b>	10,9±1,2
М5	<b>22,6±2,5*</b>	24,7±1,9	11,5±1,2

\*- достовірно відрізняється від еталону при  $p=0,05$ .

Наведені в ній дані свідчать про те, що тільки 1 з 5-и варіантів води не відрізняється від еталону, тобто містить якісну воду.

Наступна таблиця (табл. 4) містить результати аналогічного моніторингу для іншої модельної системи – проростків ячменю.

Як свідчать її дані, динаміка ростових показників ячменю демонструє, що 3 з 5-и варіантів води не відрізняються від еталону, тобто містять якісну воду.

Таблиця 4. Моніторинг якості води марки «Моршинська» з різних районів м. Херсон за ростовими показниками ячменю

Варіант води	Ростові показники ячменю	
	Л б.к.	Л ст.
Еталон	26,7±1,28	6,9±0,75
М1	<b>28,9±0,95*</b>	6,0±0,62
М2	<b>23,7±1,32*</b>	7,0±1,13
М3	27,9±1,36	6,3±0,95
М4	25,7±1,14	7,2±0,84
М5	26,8±1,08	7,3±0,92

\*- достовірно відрізняється від еталону при  $p=0,05$ .

У табл. 5 наведені результати моніторингу показників координації росту органів фітотестів, що і демонструють вплив варіантів води на вказаний процес формування проростку. Динаміка таких показників проростків однодольних довела, що координація росту органів проростку менш чутлива до впливу якості води, ніж його ріст; проте 1 варіант води (пшениця озима) все ж відрізняється від еталону.

Проведене дослідження засобами фітотестів «проростки однодольних» засвідчило: можливість їх використання для визначення підробок бутильованої води міста; різну чутливість фітотестів до якості протестованої води; неоднакову чутливість різних груп показників

Таблиця 5. Моніторинг якості води марки «Моршинська» з різних районів м. Херсон за показниками координації росту органів фітотестів

Варіант води	Показники координації росту органів пшениці			Варіант води	Показники координації росту органів ячменю
	Лст./Лг.к.	Лст./Лб.к.	Лг.к./Лб.к.		Лст./Лб.к.
Еталон	0,85±0,17	0,57±0,09	0,92±0,08	Еталон	0,26±0,03
М1	0,88±0,21	0,58±0,04	0,98±0,07	М1	0,28±0,07
М2	<b>1,27±0,35*</b>	0,52±0,05	<b>0,78±0,09*</b>	М2	0,32±0,06
М3	0,77±0,18	0,51±0,04	0,92±0,07	М3	0,23±0,04
Еталон 2	0,80±0,16	0,55±0,04	0,70±0,09	М4	0,28±0,03
М4	0,71±0,13	0,52±0,03	0,95±0,08	М5	0,27±0,04
М5	0,82±0,15	0,60±0,08	0,96±0,11		

\*- достовірно відрізняється від еталону при  $p=0,05$ .

фітотестів до вказаного чинника; найбільшу чутливість до якості води процесу пророщення насіння.

У табл. 6 наведена порівняльна характеристика варіантів води марки «Моршинська» з різних районів м. Херсон за результатами тестування її якості засобами батареї фітотестів.

Таблиця 6. Порівняльна характеристика якості фасованої води марки «Моршинська», складена за результатами фітотестування

Варіант	Пророщення насіння		Ріст проростку		Координація росту	
	Пшениця	Ячмінь	Пшениця	Ячмінь	Пшениця	Ячмінь
М1	+	+	+	+		
М2		+		+	+	
М3	+	+	+			
М4	+	+	+			
М5		+	+			

+ - показник фітотесту відрізняється від еталону якісної води.

Вказана характеристика дозволила зробити загальний висновок, а саме: розроблений спосіб дозволяє не тільки визначити підробки фасованої води, а і ранжувати їх за шкідливим впливом:  $M1 > M2, M3, M4 > M5$ .

#### Перелік посилань

- Архипчук В.В. Проблемы качества питьевых бутылированных вод // Химия и технология воды. 2004. Т. 26, № 4. С. 403-414.
- Гончарук В.В. Комплексна оцінка якості фасованих вод // Вісник НАН України. 2005. № 3. С. 47-57.
- Гончарук В.В. Комплексная оценка качества фасованных негазированных питьевых вод // Химия и технология воды. 2011. Т. 33, № 6. С.656-665.
- Леонова И.Б. Биотестирование в оценке качества бутылированной питьевой воды // Максимальные информационные технологии. 2016. Вып. 5 (27). С.43-48.
- Яковлев В.В. Биотестирование природных вод Харьковской области для оценки их токсичности // Коммунальное хозяйство городов. 2008. № 84. С.102-110.

## **ЩОДО КОНЦЕПЦІЇ ЕНЕРГЕТИЧНОГО РОЗВИТКУ ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ**

*В.М. Герман, ст., О.І. Лежнева, к.т.н., доц.*

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет*

*LegnevaElena@gmail.com*

Річна кількість відходів на душу населення в Україні становить близько 300 кг, при цьому спостерігається суттєва різниця в показниках утворення відходів між міською та сільською місцевостями. При цьому більше 90 % твердих побутових відходів (ТПВ) спрямовується на полігони та несанкціоновані звалища. Щороку в Україні утворюється 11 – 13 млн. т ТПВ. Безсумнівно, найбільш ефективним рішенням проблеми є впровадження безвідходних і маловідходних технологій, замкнених технологічних циклів з рециркуляцією значної частки відходів у виробничий цикл, роздільний збір, попередня переробка й роздільне поховання різних класів відходів на відповідних спеціалізованих полігонах. За різними даними, рівень переробки ТПВ в Україні коливається від 3 до 8 %, тоді як для країн Європейського Союзу він складає до 60 % [1].

Полігони – це природоохоронні спорудження, призначені для складування ТПВ, що забезпечують захист від забруднення атмосфери, ґрунтів, підземних і поверхневих вод та перешкоджають поширенню патогенних мікроорганізмів за межі площадки складування й забезпечують знезаражування ТПВ біологічним способом. Сьогодні полігони ТПВ у міру нагромадження відходів і усвідомлення шкоди, що наноситься такими смітниками, формувалися згідно концепції організації спеціально підготовлених полігонів ТПВ, включаючи спостереження, контроль і прогнозування процесів, які відбуваються в товщі відходів, а також у повітряному просторі, ґрунті, поверхневих і підземних водних об'єктах поблизу території полігонів. Оскільки при похованні відходів небезпека для навколишнього середовища зберігається на довгий час, обчислювальна десятками років, важливим є вибір правильної організації й експлуатації полігонів з метою локалізації емісій шкідливих речовин і зниження збитку для навколишнього середовища.

Метою дослідження є узагальнення досвіду щодо збору й обробки дренажних вод та метанотримуючого газу, а також утилізації газу в енергетичних цілях.

Методологічну основу досліджень склали наукові труди вітчизняних та закордонних вчених з питань екології, охорони природи, природокористування, економіко-математичного моделювання.

Після аналізу літературних джерел виявили, що у відходах утримується приблизно 50 % органічних сполук.

В умовах поховання на смітнику або полігоні мінералізація може відбуватися протягом 30 – 50 років, і увесь цей час полігон продовжує робити інтенсивний негативний вплив на навколишнє середовище [2].

В роботі запропоновано полігон закритого типу: термін служби полігона повинен бути не менш 15 – 20 років; розміщення полігону розглянуто з урахуванням вимог санітарних норм, з віддаленням від найближчої житлової забудови на відстань не менш 500 м; до полігона повинна бути підведена дорога з твердим покриттям; по всьому периметру площадки, що відведена для полігону, повинна бути влаштована захисна лісосмуга шириною не менш 20 м; рівень ґрунтових вод під дном полігона повинний знаходитися на глибині більш 2 м; на площадці полігона не повинні знаходитися виходи джерел.

Слід зазначити, що процеси, які відбуваються на полігонах та звалищах у різний період існування, залишаються мало вивченими та становлять великий інтерес для наступних досліджень.

#### **Перелік посилань**

1. Taschenbuch der Wasserwirtschaft // H. Brettschneider, K. Lecher, M. Schmidt. Hamburg, Berlin: Parey, 1993. 980 p.
2. Гелетуха Г.Г. Обзор технологий добычи и использования биогаза на свалках и полигонах твердых бытовых отходов и перспективы их развития в Украине // Экологические и ресурсосбережение. 1999. № 4. С. 7-13.

### **ВМІСТ РАДІОАКТИВНИХ НУКЛІДІВ У ЗЕРНІ ПШЕНИЦІ ОЗИМОЇ ЗА ТРИВАЛОГО (З 1965 Р.) ЗАСТОСУВАННЯ ДОБРІВ У ПОЛЬОВІЙ СІВОЗМІНІ**

*Г.М. Господаренко, д.с.-г.н., проф., В.В. Любич, к.с.-г.н., доц.,*

*О.В. Нікітіна, к. с.-г. н., ст. викл.*

*Уманський національний університет садівництва*

*LyubichV@gmail.com*

У зв'язку з новими соціальними, економічними та екологічними викликами функції агрохімічної складової в аграрному секторі нині є більш широкими, а її значення у вирішенні продовольчої проблеми зростає [1]. Найповніші знання про трансформацію важких металів і радіонуклідів у системі добриво-ґрунт-рослини забезпечує тривале застосування добрив [2]. Крім цього, результати вивчення впливу удобрення на вміст хімічних елементів у зерні суперечливі [3]. Тому дослідження щодо формування якості отриманої продукції та охорони навколишнього природного середовища мають наукове та практичне значення.

Експериментальну роботу виконано в тривалому стаціонарному досліді у польовій сівозміні зерно-буракового виду з набором традиційних для регіону культур. Дослід закладений в 1964 р. і нині продовжується. Його основа – 10-пільна сівозміна, розгорнута в часі та просторі і реалізується на 10 фонах: без внесення добрив та з органічною, мінеральною і органо-

мінеральною системами удобрення трьох рівнів застосування добрив. Розміщення полів і варіантів систематичне. Схему досліду розроблено так, що дає змогу оцінити високі дози добрив з погляду екології, низькі – з погляду економічної ефективності, а поєднання різних доз і видів добрив дає можливість оцінити потенційні можливості вирощуваних культур.

У досліді польову сівозміну одночасно розгорнуто на всіх полях, що дає змогу щорічно отримувати дані продуктивності всіх культур сівозміни і виявляти вплив на них агрометеорологічних чинників та встановити ефективність добрив (табл. 1).

Таблиця 1. Схема тривалого (з 1965 р.) польового досліду

Варіант досліду	Насиченість на 1 га сівозмінної площі			
	Гній, т	Мінеральні добрива, кг д. р.		
		<i>N</i>	<i>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></i>	<i>K<sub>2</sub>O</i>
Без добрив (контроль)	–	–	–	–
<i>N<sub>45</sub>P<sub>45</sub>K<sub>45</sub></i>	–	45,0	45,0	45,0
<i>N<sub>90</sub>P<sub>90</sub>K<sub>90</sub></i>	–	90,0 (135,0)	90,0 (135,0)	90,0 (135,0)
<i>N<sub>135</sub>P<sub>135</sub>K<sub>135</sub></i>	–	135,0	135,0	135,0
Гній 9 т	9,0	–	–	–
Гній 13,5 т	13,5	–	–	–
Гній 18 т	18,0 (13,5)	–	–	–
Гній 4,5 т + <i>N<sub>22</sub>P<sub>34</sub>K<sub>18</sub></i>	4,5	22,0	34,0	18,0
Гній 9 т + <i>N<sub>45</sub>P<sub>68</sub>K<sub>36</sub></i>	9,0 (6,8)	45,0 (101,0)	68,0 (118,0)	36,0 (95,0)
Гній 13,5 т + <i>N<sub>68</sub>P<sub>101</sub>K<sub>54</sub></i>	13,5	68,0	101,0	54,0

Примітка. У дужках – у I і II ротаціях сівозміни.

Площа посівної ділянки становить 170 м<sup>2</sup>, облікова площа – 100 м<sup>2</sup>, повторність досліду триразова, розміщення варіантів послідовне. У досліді застосовували такі добрива: напівперепрілий підстилковий солом'яний гній великої рогатої худоби, аміачну селітру, суперфосфат гранульований, калій хлористий. В I і II ротаціях сівозміни калійні добрива вносили у вигляді калійної солі змішаної. Дози мінеральних добрив визначали за кількістю *N*, *P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*, *K<sub>2</sub>O*, що містилися у відповідних дозах гною і, залежно від культури, диференційовано розміщували у полях. Питому активність радіонуклідів визначали спектрометричним методом, вміст мікроелементів – методом атомно-абсорбційної спектрометрії за ГОСТ 30178–96. Математичну обробку даних проводили методом двофакторного дисперсійного аналізу.

У природі калій знаходиться у вигляді трьох ізотопів – <sup>39</sup>K (93,1 %), <sup>41</sup>K (6,9 %) і радіоактивний <sup>40</sup>K (0,012 %). Із загальної кількості <sup>40</sup>K 88 % припадає на «м'яке» і лише 12 % на «жорстке» випромінювання. На загальному фоні природних джерел випромінювання <sup>40</sup>K складає 12 % [4].

Дослідження свідчать, що найвищою була питома активність <sup>40</sup>K, яка істотно змінювалась залежно від системи удобрення (табл. 2). Так, за

мінеральної системи удобрення після конюшини питома активність підвищувалась до 69,3 – 87,2 Бк/кг зерна або на 2 – 28 % порівняно з контролем (68,1 Бк/кг). За органо-мінеральної системи удобрення цей показник змінювався від 68,3 до 73,2 Бк/кг або більше на 1 – 7 %. Найменшою була питома активність за органічної системи удобрення – від 68,5 до 69,1 Бк/кг зерна. За вирощування пшениці озимої після гороху питома активність змінювалась подібно, а після кукурудзи на силос вона була нижчою. Так, за мінеральної системи удобрення питома активність змінювалась від 69,8 до 77,6 Бк/кг зерна, органо-мінеральної – від 68,2 до 71,7 та органічної – від 68,1 до 68,4 Бк/кг зерна.

У тривалих польових дослідах встановлено безпечність калійних добрив як носіїв радіоактивності, що створюється  $^{40}\text{K}$ . Випромінювання калію, що створює природний радіаційний фон, не обмежується діючими нормами і не є небезпечним для здоров'я людини. Проте, відома важлива екологічна функція калію – антагонізм у відношенні до радіоактивних  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ . Про значну роль калійних добрив для зниження інтенсивності та міграції радіонуклідів у системі ґрунт–рослина відмічають багато вчених. Як показано [5], калій інгібує потрапляння  $^{137}\text{Cs}$  в культури агроценозів. Найбільший ефект досягається за внесення високих доз калійних добрив.

Питома активність  $^{232}\text{Th}$  була нижчою порівняно з  $^{40}\text{K}$  і змінювалась від 18,1 до 22,8 Бк/кг зерна пшениці озимої. Підвищенню активності цього радіонукліду сприяло застосування мінеральної та органо-мінеральної системи удобрення, проте органічна система майже не змінювала питомої активності. Також з'ясовано, що поглинання  $^{232}\text{Th}$  було вищим за вирощування пшениці після конюшини та гороху – від 19,6 до 22,8 Бк/кг зерна, а після кукурудзи на силос – від 18,1 до 19,8 Бк/кг.

На питому активність  $^{226}\text{Ra}$  майже не впливали досліджувані елементи агротехнології вирощування. Так, його активність змінювалась від 6,4 до 6,7 Бк/кг зерна за вирощування після конюшини, від 6,5 до 6,8 – після гороху та від 6,0 до 6,2 – після кукурудзи на силос залежно від системи удобрення.

Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  була найнижчою порівняно з іншими радіонуклідами та змінювалась відповідно від 1,7 до 2,0 і від 0,8 до 1,1 Бк/кг зерна залежно від агротехнології вирощування. Це свідчить, що тривале застосування досліджуваних систем удобрення є безпечними. Крім цього питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в 40 – 47 разів, а  $^{90}\text{Sr}$  в 127 – 145 разів була нижчою порівняно з ГДК.

Отже, вміст радіоактивних нуклідів і хімічних елементів істотно змінювався залежно від тривалого застосування різних доз добрив і систем удобрення у польовій сівозміні. З'ясовано, що в зерні після тривалого застосування мінеральної та органо-мінеральної систем удобрення істотно підвищувалась питома активність радіонуклідів, а найвищу активність мав

Таблиця 2. Питома активність радіонуклідів у зерні пшениці озимої після тривалого (з 1965 р.) застосування добрив у польовій сівозміні (2015–2016 рр.), Бк/кг

Варіант дослід (фактор А)	$^{40}\text{K}$	$^{232}\text{Th}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{90}\text{Sr}$	
Попередник конюшина (фактор В)						
Без добрив (контроль)	68,1	19,6	6,5	1,7	0,8	
$N_{45}P_{45}K_{45}$	69,3	19,5	6,4	1,7	0,8	
$N_{90}P_{90}K_{90}$	74,5	20,2	6,6	1,9	0,9	
$N_{135}P_{135}K_{135}$	87,2	22,8	6,7	2,1	1,0	
Гній 9 т	68,5	19,8	6,5	1,7	0,8	
Гній 13,5 т	68,9	19,7	6,4	1,8	0,8	
Гній 18 т	69,1	19,9	6,5	1,9	0,9	
Гній 4,5 т + $N_{22}P_{34}K_{18}$	68,3	19,7	6,6	1,7	0,8	
Гній 9 т + $N_{45}P_{68}K_{36}$	69,9	20,0	6,4	1,9	0,8	
Гній 13,5 т + $N_{68}P_{101}K_{54}$	73,2	20,7	6,5	2,0	0,9	
Попередник горох						
Без добрив (контроль)	68,4	19,5	6,6	1,7	0,8	
$N_{45}P_{45}K_{45}$	70,1	19,8	6,7	1,8	0,8	
$N_{90}P_{90}K_{90}$	76,2	20,4	6,7	1,9	1,0	
$N_{135}P_{135}K_{135}$	86,4	21,7	6,8	2,1	1,1	
Гній 9 т	68,1	19,5	6,5	1,7	0,7	
Гній 13,5 т	70,2	19,9	6,6	1,7	0,8	
Гній 18 т	69,8	19,8	6,5	1,8	0,9	
Гній 4,5 т + $N_{22}P_{34}K_{18}$	69,4	19,4	6,6	1,7	0,8	
Гній 9 т + $N_{45}P_{68}K_{36}$	70,3	19,9	6,7	1,9	0,9	
Гній 13,5 т + $N_{68}P_{101}K_{54}$	74,1	21,1	6,7	2,0	1,0	
Попередник кукурудза на силос						
Без добрив (контроль)	68,3	18,1	6,0	1,7	0,8	
$N_{45}P_{45}K_{45}$	69,8	18,2	6,1	1,7	0,8	
$N_{90}P_{90}K_{90}$	71,7	19,3	6,1	1,7	0,9	
$N_{135}P_{135}K_{135}$	77,6	19,8	6,1	1,8	1,0	
Гній 9 т	68,1	18,4	6,0	1,7	0,8	
Гній 13,5 т	68,9	18,6	6,2	1,7	0,8	
Гній 18 т	68,4	18,5	6,0	1,7	0,9	
Гній 4,5 т + $N_{22}P_{34}K_{18}$	68,2	18,3	6,1	1,7	0,8	
Гній 9 т + $N_{45}P_{68}K_{36}$	69,5	18,9	6,2	1,7	0,8	
Гній 13,5 т + $N_{68}P_{101}K_{54}$	71,7	19,2	6,0	1,8	0,9	
$НІР_{05}$	<i>A</i>	1,7	0,5	0,2	0,1	0,1
	<i>B</i>	1,4	0,4	0,2	0,1	0,1
ГДК	–	–	–	80	140	

$^{40}\text{K}$ . Питома активність  $^{137}\text{Cs}$   $^{90}\text{Sr}$  у зерні не перевищувала ГДК.

#### Перелік посилань

1. Господаренко Г.М., Прокопчук І.В., Нікітіна О.В. Вплив тривалого застосування добрив на вміст легкорозчинних сполук калію в чорноземі опідзоленому // Збірник наукових праць Вінницького національного аграрного університету. 2015. № 1. С. 5–13.

2. Господаренко Г.М., Прокопчук І.В., Нікітіна О.В. Фізико-хімічні властивості чорнозему опідзоленого в тривалому польовому досліді // Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва. 2015. Вип. 87. С. 7–13.
3. Соколова О.Я., Стряпков А.В., Антимонов С.В., Соловых С.Ю. Тяжелые металлы в системе элемент–почва–зерновые культуры // Вестник ОГУ. 2006. № 4. С. 106–110.
4. Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О. Радіоекологія. Київ: НУБіП України, 2011. 368 с.
5. Алексахин Р.М., Ратников А.Н., Санжарова Н.И. Поведение радионуклидов в системе почва–растение и ведение растениеводства на подвергшихся радиоактивному загрязнению территориях// Вестник РАСХН. 1996. № 4. С. 18–20.

## **ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПРИ АВАРІЙНИХ СИТУАЦІЯХ В ЗОНІ ВПЛИВУ НАФТОГАЗОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ**

*В.І. Гринюк, асп.*

*Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу  
victoriagrynuk@gmail.com*

Зростання обсягів видобування, транспортування та переробки нафти призводить до нагромадження нафтового забруднення, що з кожним роком набуває все більших масштабів. Практично всі процеси використання нафти і нафтопродуктів супроводжуються їх постійними втратами внаслідок випаровування, аварійних розливів, промислових скидів забруднених вод тощо, що призводить до забруднення навколишнього природного середовища та негативного впливу на всі його компоненти. Особливо небезпеку для водних об'єктів представляють аварійні ситуації та відкрите фонтанування нафти. Таким чином, актуальним є дослідження якості води річок, які розташовані поблизу виникнення аварійної ситуації.

*Об'єктом дослідження є р. Луцава (права притока р. Свіч), що знаходиться в зоні впливу Долинського підприємства нафтогазової промисловості Івано-Франківської області.*

*Мета – проаналізувати якість води р. Луцава басейну Дністра.*

Особливості забруднення водних об'єктів нафтопродуктами вивчали О.П. Белоусова, О.М. Крайнюков, Р.Х. Нізамов та ін. [1]. Сучасні проблеми гідробіології під кутом нафтового забруднення вивчала І.О. Кузнецова [2]. Техногенне забруднення поверхневих водних об'єктів та їх басейнів нафтопродуктами в зоні розташування нафтогазовидобувних промислів має місце в результаті порушення герметичності нафтопромислових споруд, розливів нафти та нафтопродуктів, а також внаслідок організованого та неорганізованого стоку з територій промайданчиків разом із дощовими, талими та поливпромивними водами. При надходженні нафти та нафтопродуктів до поверхневих водних об'єктів найбільшу небезпеку становить здатність нафтового забруднення поширюватися на значні території, що спричиняє порушення екологічного



балансу та нормального функціонування біологічних систем протягом тривалого часу [3, 4].

Луцава бере початок у лісовому масиві на схід від с. Солуків. Тече переважно на північ, у пониззі – напівнічний схід. Річище слабозвивисте (у пониззі більш звивисте), є переكاتи, дно місцями з галькою. Ширина ріки досягає 0,79 м, середня глибина – 0,05 м, а швидкість течії незначна – 0,15 м/с. Навесні 2017 р. між селами Яворів та Солуків Долинського району Івано-Франківської області відбувся вихід нафти з під землі в 5 – 6 місцях на площі 40 м<sup>2</sup>, яка в подальшому стікала в р. Луцаву. Дана аварійна ситуація трапилась на відкритій місцевості (в яру). Проте нафтопроводів та свердловин на даній ділянці місцевості немає.

Причиною фонтанування нафти вважають прорив старих законсервованих свердловин. Аварійною бригадою нафтогазовидобувного управління було встановлено 12 бонових загороджень, щоб перешкодити потраплянню нафти у воду.

Розлита нафта утримується на поверхні води у вигляді плівки протягом тривалого часу. Відразу після розливу товщина шару нафти становить кілька сантиметрів. Після деякого часу товщина зменшується до 1–0,1мм, а розтікання під дією поверхневого натягу припиняється при товщині плівки 20 – 30 мкм [5, 6].

Для визначення якості води в р. Луцава відібрано 6 проб води, які досліджувались на вміст нафтопродуктів та хлоридів (табл. 1).

Таблиця 1. Результати дослідження проб води р. Луцава (вересень 2017 р.)

Номер проби	Нафтопродукти, мг/дм <sup>3</sup>	Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>
1	8	390,1
2	8	390,1
3	7	420,6
4	5	567,4
5	4,2	370,8
6	3,5	362,4

Першу пробу води відбирали на відстані 200 м нижче бонових загороджень, другу – на відстані 200 м, третю – 400 м, четверту – 600 м, п'яту – 800 м, шосту – 1000 м.

В результаті аналізу відібраних проб води виявлено перевищення нормативу ГДК по вмісту нафтопродуктів та хлоридів. Значення концентрації нафтопродуктів коливається в межах 3,5 – 8 мг/дм<sup>3</sup>, що в 70–160 разів перевищує допустимі норми (при ГДК 0,05 мг/дм<sup>3</sup>). Максимальний показник концентрації нафтопродуктів спостерігається в пробі води № 1, 2 поблизу джерела забруднення. Також зафіксовано перевищення вмісту хлоридів у 1,2 – 1,8 разів при нормативі ГДК 300 мг/дм<sup>3</sup>.

Нафтове забруднення р. Лушава створює небезпеку ще й для р. Свіч, в яку впадає, та для басейну Дністра загалом. Слід зауважити, що самоочисна здатність р. Лушави незначна, оскільки дуже великі концентрації нафтопродуктів виявлено через 5 місяців після виникнення аварійної ситуації. Саме тому, одним із найважливіших питань є розробка методів та засобів ліквідації нафтового забруднення з поверхні водних об'єктів.

Варто відмітити ще одну аварійну ситуацію (січень 2018 р.), яка трапилась внаслідок витоку нафти зі свердловини, що фонтанувала в с. Яворів Долинського району. При цьому нафтопродуктами були затоплені городи селян, ринви житлових і господарських споруд, що завдало значних збитків екологічному стану села та шкоди для здоров'я населення.

Отже, досліджено якість води в р. Лушава (права притока р. Свіч) методом відбору проб поблизу місця виникнення небезпечної аварійної ситуації. В результаті виявлено перевищення вмісту нафтопродуктів у 70 – 160 разів порівняно з нормативом ГДК (0,05 мг/дм<sup>3</sup>) та перевищення у хлоридів у 1,2 – 1,8 разів при нормативі ГДК 300 мг/дм<sup>3</sup>. Тому потрібно зосередити увагу на розробці комплексних заходів реагування на забруднення водних об'єктів при розливі нафтопродуктів та вдосконалення методів ліквідації нафти із забруднених територій.

#### Перелік посилань

1. Крайнюков О.М. Особливості розповсюдження вуглеводневого забруднення та оцінка його впливу на геоекологічний стан басейну р. Сіверський Донець у межах Харківської області: автореф. дис. .... канд. геогр. наук. Харків, 2007. 20 с.
2. Кузнецова И.А., Дзюбан А.Н. Микробиологическая оценка последствий нефтяного загрязнения водоемов// Современные проблемы гидробиологии Сибири: тез. докл. Всесоюз. конф. Томск, 2001. С. 123–124.
3. Гавадзин Н.О. Природно-техногенні процеси та економічні збитки від шкідливих впливів нафтогазових підприємств на навколишнє середовище // Науковий вісник ІФНТУНГ. Економіка та організація виробництва. 2010. № 1 (23). С. 125–130.
4. Луценко А.Н. О применении инновационных сорбентов и устройств для ликвидации разливов нефти и нефтепродуктов // Интернет-журнал «Технологии техносферной безопасности». 2012. Вып. № 3 (43). С. 1–8.
5. Гринчишин Н.М., Бабаджанова О.Ф. Реабілітація ґрунтів, забруднених аварійними виливами нафтопродуктів // Науковий вісник НЛТУ України. 2012. Вип. 22 (7). С. 43-49.
6. Білокопитов Ю., Міцкевич А. Проблема очищення поверхневих і стічних вод від нафтопродуктів// Техногенна безпека. 2013. Вип. 198. Том 210. 147 с.

**ДО ПИТАНЬ МЕТОДІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ**  
*Я.Ю. Дементєєва, маг., А.Н. Некос, д.геогр.н., проф.*  
*Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна*  
*dementeeva.y@gmail.com*

Людство давно вирішує проблеми взаємодії людини і природи, а вплив людської діяльності на навколишнє середовище прийняв глобальні масштаби. Тому стало очевидною необхідність виховання покоління високоморальних і освічених людей, здатних вирішувати складні проблеми взаємодії людини і навколишнього середовища. Розв'язання екологічної кризи лежить не тільки в області господарсько-економічної діяльності людей, але і у сфері морального вдосконалення людини, її культури взаємостосунків з навколишнім середовищем. Тому екологічне виховання стало складовою частиною морального виховання людини будь-якого віку і професії.

Сучасна екологічна та природоохоронна освіта і виховання – це сучасний напрямок освіти, без якої неможливо поліпшити стан навколишнього природного середовища. Екологічні знання формують основи моральності, естетичного виховання, екологічної свідомості. Екологічні проблеми в сучасних умовах викликали кризу людської моральності, а екологія і моральність взаємообумовлені. Тому екологічні проблеми необхідно розглядати у взаємозв'язку з моральним вихованням. ЮНЕСКО підкреслює, що значення і роль екологічної освіти населення полягає у забезпеченні майбутнього розвитку та якості життя шляхом охорони навколишнього середовища, подолання бідності, мінімізації нерівності та забезпечення сталого розвитку [1].

Шлях до високої екологічної культури лежить через ефективну екологічну освіту. Вона формується системно та безперервно. В системі безперервної екологічної освіти найважливішою є її перша ланка — дошкільна освіта (3 – 6 років), оскільки отримані у цьому віці знання, уявлення, сформоване ставлення до природи й моделі поведінки виступають підставою подальшого розвитку особистості [2]. Науковці вважають, що ще в дошкільному віці варто формувати культуру відносин із природою та якісні екологічні знання, щоб вже з дитячих років людина була компетентною у взаємовідносинах із навколишнім середовищем, знала, як поводитись у тій чи іншій ситуації, а також раціонально використовувала природні ресурси в побуті.

В розвинутих країнах екологічному вихованню ще на етапі дошкільної освіти приділяють важливу роль. Наприклад, у Японії вже майже півстоліття формується культура поводження з відходами, поваги до природи та безумовного переконання у необхідності сталого розвитку у світі. Вже в дитячих дошкільних закладах проводять заняття на природі, долучають молоде покоління до піклування за довкіллям, прищеплюють любов до природи рідного краю.

Систематичне екологічне виховання починається з 3 років у Західній Європі та Японії, з 5 років – у Фінляндії, у початкових школах – в Англії, Швеції, Данії. Працівники дитячих садків тим часом зобов'язані мати спеціальну підготовку. Вони повинні знати основи екології та охорони природи, знати стан природних ресурсів своєї країни, володіти методиками екологічної освіти і виховання [3].

В Україні наприкінці 1960-х рр. почали створювати мережу науково-педагогічних установ для вивчення проблеми природоохоронної освіти дошкільного віку [4].

В сучасній Україні базою для здійснення заходів по вирішенню цієї важливої і складної державної проблеми стала Концепція екологічної освіти в Україні (від 20.12.01) [5]. Вона складена з урахуванням сучасного стану і перспектив розвитку суспільного знання, спрямована на перебудову змісту освіти й виховання відповідно до вимог часу та основних положень Національної доктрини розвитку освіти у ХХІ ст. (від 17.04.2002) [6]. Основною метою екологічної освіти з формування екологічної культури окремих осіб і суспільства в цілому, формування навичок, фундаментальних екологічних знань, екологічного мислення і свідомості, що ґрунтуються на ставленні до природи як універсальної, унікальної цінності

На теперішній час розпочалась активна робота, особливо педагогами-новаторами, методистами із створення дитячих навчальних матеріалів з екологічного спрямуванням. Ці навчальні програми пропонують різноманітні варіанти екологічного виховання дошкільників. Вони спрямовані на започаткування основ екологічної культури, забезпечення пізнавальної активності дошкільників.

Аналіз певних методичних матеріалів щодо екологічної освіти для дошкільнят визначив пріоритетним завданням створення нової комплексної та якісної технології екологічної освіти дітей. І першим кроком, на нашу думку, може бути створення робочого зошити, що має на меті подання відповідних знань через творче осмислення дитиною проблем навколишнього середовища. Структура робочого зошити пропонується наступна: у змістовній частині кожного заняття буде викладена певна тематична цікава інформація, легка та доступна для дитини, яка буде проілюстрована рисунками. Надалі дитині пропонуються завдання, які вона, за допомогою вихователя, повинна виконати у зошиті. А наприкінці, якщо тема передбачає, буде запропоновано виконати дослід. Теми занять можуть бути обрані таким чином: «Пізнання довкілля і себе в ньому», «Вивчення окремих компонентів природи (повітря, вода, ґрунт, біота)», «Утворення відходів та їх утилізації» тощо. В кожній темі важливо, щоб дитина визначила як зменшити свій вплив на навколишнє середовище. Також необхідно змістовно формувати знання про взаємозв'язки у природі. Запропонований ілюстративний матеріал, який дитині необхідно

розібрати та розмалювати, спонукатиме візуалізації та запам'ятовуванню; цікаві картинки та тематично підібрані герої будуть супроводжувати змістовну частину, що, безперечно, сприятиме кращому засвоєнню матеріалу. Важлива роль на занятті надається також дослідям, що допоможуть зрозуміти явища та процеси у природі та дадуть наочне пояснення. Такий робочий зошит екологічного змісту для дошкільнят зараз знаходиться в стадії розробки, а після його створення, буде проведена апробація у деяких дитячих закладах м. Харків.

У перспективах наших досліджень пропонується створення екологічного Internet-порталу для дітей, а також для вихователів дошкільних навчальних закладів та батьків. На Internet-порталі планується розмістити екодайджест, матеріали із завданнями та алгоритмами дослідів, пропонуватимуться цікаві тематичні рухливі ігри з дітьми для формування екологічних знань, казки, вірші, пісні екологічного та природоохоронного змісту; створення окремих конкурсних категорій для залучення дітей та організації екологічних заходів. На порталі будуть постійно розміщуватися матеріали екологічної проблематики, де батьки можуть дізнаватися про сучасні екологічні проблеми та шляхи їх вирішення.

#### **Перелік посилань**

1. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. Ecological Sciences for Sustainable Development. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 2014. URL: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/capacity-building-and-partnerships/educational-materials/> (дата звернення: 18.04.18 р.).
2. Лапута О.І. Формування природничої компетентності дошкільників. URL: [static.klasnaocinka.com.ua/uploads/.../dosvid\\_laputa.docx](http://static.klasnaocinka.com.ua/uploads/.../dosvid_laputa.docx) (дата звернення: 18.04.18 р.).
3. Мягченко О. Основи екології. Екологічна освіта і виховання за кордоном. URL: <http://westudents.com.ua/glavy/13157-441-ekologichna-osvta-vihovannya-za-kordonom.html> (дата звернення: 18.04.18 р.).
4. Шумілова А.В. Формування екологічної свідомості школярів еколого-освітніми заходами НПП «Слобожанський» // Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна, серія «Екологія». 2015. №13. С.34.
5. Концепція екологічної освіти України, 2001.
6. Проект Національної доктрини розвитку освіти у XXI столітті. Київ: Шкільний світ, 2001.

#### **ХАРАКТЕРИСТИКА СКЛАДУ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*О.В. Деревенська, асп., А.А. Кушнір, маг., А.В. Чугай, к.геогр.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса  
andriianakushnir@gmail.com*

Фізико-хімічний аналіз мінеральних вод проводиться на основі органолептичних, санітарно-хімічних показників, специфічних біологічно

активних компонентів та сполук, хімічних показників безпеки фасованих мінеральних вод, що нормуються ДСТУ 878-2006.

За даними, наданими ДУ «Українським науково-дослідним інститутом медичної реабілітації та курортології МОЗ України» (УкрНДІМРтаК) було проведено аналіз по 3 свердловинам Миколаївської області: свердловина № 3-Г с. Новопавлівка Врадіївського району; свердловина № 505 смт. Воскресенськ Жовтневого району; свердловини № 4823, № 1209 та № 2297-А смт. Криве Озеро Кривоозерського району.

У свердловині № 3-Г с. Новопавлівка за період з 1986 по 2007 рр. було відібрано 9 проб води. Загальна мінералізація води коливалась у межах 0,55 – 0,64 г/дм<sup>3</sup>. За органолептичними показниками вода свр. № 3-Г прозора, безбарвна, прісна на смак, з незначним запахом сірководню. Газонасиченість води невелика і не впливає на її лікувальні властивості. Такі компоненти, як хром, цинк, свинець, мідь, кадмій, нітрити, нітрати, селен, ртуть, уран, радій, феноли або не виявлено, або їх вміст нижчий за чутливість методик визначення. Миш'як, ванадій, стронцій, фтор, метакремнієва кислота містяться у концентраціях, нижчих за гранично допустимі.

Специфічних біологічно активних компонентів у лікувальних концентраціях вода не містить. Так, за фізико-хімічними властивостями підземні води свр. 3-Г характеризуються як слабкомінералізовані без специфічних компонентів та властивостей.

Останній відбір проб на свердловині № 3-Г відбувався 05.12.2007 р. Порівнюючи наявні данні з гранично допустимими концентраціями ДСТУ 878-2006 (для природних столових вод) можна сказати, що: вміст нормованих компонентів та сполук не перевищує *ГДК* для мінеральних природних столових вод; специфічні біологічно активні речовини в лікувальних концентраціях не виявлені; вивчена вода за своїм якісним складом відповідає вимогам щодо мінеральних природних столових вод і може бути використана для промислового розливу.

Свердловину № 505 смт. Воскресенськ пробурено у 2001 р. Моніторинг здійснювався з 2001 по 2012 рр. Було відібрано 7 проб. Загальна мінералізація води коливалась у межах 0,55 – 0,82 г/дм<sup>3</sup>. За органолептичними показниками вода свердловини – прозора, безбарвна, прісна на смак, без запаху. Газонасиченість води невелика. Гази, що впливають на лікувальні властивості води, присутні в концентраціях, нижчих за бальнеологічні норми.

Щодо компонентів та сполук, які нормуються ДСТУ 878-93 (хром, цинк, свинець, мідь, кадмій, нітрити, селен, ртуть, уран, радій, феноли), то їх або не виявлено, або їхній вміст нижчий за чутливість методик визначення. Нітрати, миш'як, ванадій, стронцій, фтор, метакремнієва кислота були виявлені в більшій кількості, але перевищення *ГДК* зафіксовано не було.

Специфічних біологічно активних компонентів та сполук у лікувальних концентраціях води не містять. Отже, за фізико-хімічними властивостями підземні води свр. №505 характеризуються, як слабкомінералізовані та ті, що не перевищують *ГДК*.

Останній відбір проб на свр. № 505 відбувався у 2012 р. Дослідження виконувалось Українським НДІ медичної реабілітації та курортології та лабораторією Причорноморського державного регіонального геологічного підприємства (Причорноморське ДРГП).

Дослідження проводилось по 24 речовинам. Порівнюючи отримані данні з *ГДК* ДСТУ 878-2006 (для природних столових вод) можна сказати, що вміст нормованих компонентів та сполук не перевищує *ГДК* для мінеральних природних столових вод.

Дані обох лабораторій є дуже схожими, однак вміст нітратів за даними лабораторії УкрНДІмедреабілітації та курортології майже досягає *ГДК* (43,14 мг/дм<sup>3</sup>), тоді як за визначенням лабораторії Причорноморського ДРГП вміст нітратів складає 25,7 мг/дм<sup>3</sup>. Також вміст більшості біологічно активних речовин лабораторією УкрНДІ медреабілітації та курортології визначено в малих кількостях, тоді як іншою лабораторією вони є взагалі не визначеними.

Отже, можна зробити висновок, що вивчена вода за своїм якісним складом відповідає вимогам щодо мінеральних природних столових вод.

Свердловини № 2297-А, № 4823 та № 1209 розташовані в смт. Криве Озеро. Відбір проб здійснювався з 2003 по 2016 рр. За органолептичними характеристиками вода прозора, безбарвна, без запаху, прісна на смак. У складі розчинених газів визначено в незначній кількості діоксид вуглецю, кисень і сірководень не виявлено. Загальна мінералізація становить 0,96 мг/дм<sup>3</sup>. Води є слабкомінералізованими.

Компоненти та сполуки, які нормуються для мінеральних природних столових вод, в концентраціях, більших за *ГДК*, не виявлено. Миш'як, ванадій, фтор, ортоборна та метакремнієва кислоти були виявлені в кількості, що не перевищують *ГДК*. Біологічно активні компоненти та сполуки, що нормуються в бальнеології і додають водам специфічні властивості, виявлені в концентраціях нижче порогових. Отже, за хімічними характеристиками підземні води можна класифікувати як слабкомінералізовані без специфічних компонентів та властивостей.

Останній відбір проб на свердловині № 2297-А відбувався 26.05.2016 р. Дослідження проводилось по 24 речовинам.

Так, порівнюючи наявні данні з *ГДК* ДСТУ 878-2006 (для природних столових вод) можна сказати, що у всіх свердловинах: вміст нормованих компонентів та сполук не перевищує *ГДК* для мінеральних природних столових вод; специфічні біологічно активні речовини в лікувальних концентраціях не виявлені; води за своїм якісним складом відповідають

вимогам щодо мінеральних природних столових вод і можуть використовуватися для промислового розливу.

## ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗЕРА ЯЛПУГ ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД

*О.В. Деревенська, асп., А.В. Чугай, к.геогр.н., доц.*  
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса  
demyanenko27101993@gmail.com

Ялпуг – озеро лиманного типу, найбільше природне озеро в Україні. Територіально розташоване у Болградському, Ізмаїльському і Ренійському районах Одеської області.

Метою даної роботи був аналіз динаміки зміни показників якості вод оз. Ялпуг як об'єкта рибогосподарського призначення Одеського регіону.

Для аналізу були використані матеріали Болградського міжнародного відділу лабораторних досліджень за 2003 – 2017 рр.

Місто Болград знаходиться на північному березі Ялпуга, при впадінні р. Ялпуг. Площа оз. Ялпуг на території Болградського району – 3854 га. У південній частині Ялпуг протокою сполучений з оз. Кугурлуй. Загальна довжина 39 км (на території Болградського району 20 км), ширина до 15 км, площа 149 км<sup>2</sup>, середня глибина близько 2 м, максимальна – 5,5 м.

Ялпуг у природному стані – багата на іхтіофауну водойма (до 40 видів риб), є численні раки. Озеро є єдиним джерелом питної води для м. Болград та значущим об'єктом рибогосподарства, тому аналіз динаміки зміни показників якості вод є актуальною і необхідною задачею.

Розглядався вміст у воді 13 показників складу та властивостей вод (*pH*, мінералізація, кальцій, магній, залізо загальне, хлориди, сульфати, аміак, нітрити, нітрати, ціаніди, мідь, свинець) по трьох створах («вершина», «водозабір», «13-й км»).

Аналіз показує, що за весь період дослідження по трьох створах мідь, свинець та ціаніди виявлені не були, перевищення *ГДК* по аміаку, нітратам та нітратам не було. Значення *pH* були в межах норми.

Перший створ «вершина» розміщений в північній частині озера, де в нього впадає р. Ялпуг. Аналіз динаміки зміни середньорічних концентрацій показників якості води по даному створу показав, що перевищення *ГДК* відзначалися майже для всіх речовин крім аміаку, нітритів та нітратів. Загальної тенденції до зниження чи збільшення концентрації окремих речовин не виявлено. Найбільш значні перевищення відзначались для магнію, хлоридів, сульфатів.

На рис. 1 – 3 наведена динаміка зміни вмісту речовин, по яких спостерігалось максимальне перевищення *ГДК* для досліджуваного періоду.



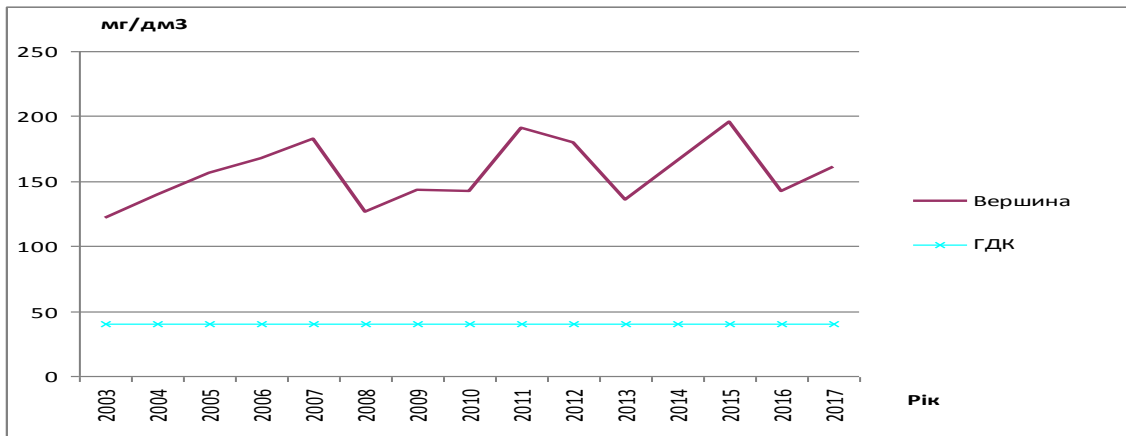


Рис. 1 – Динаміка зміни вмісту концентрації магнію в водах оз. Ялпуг по створу «вершина» у 2003 – 2017 рр.

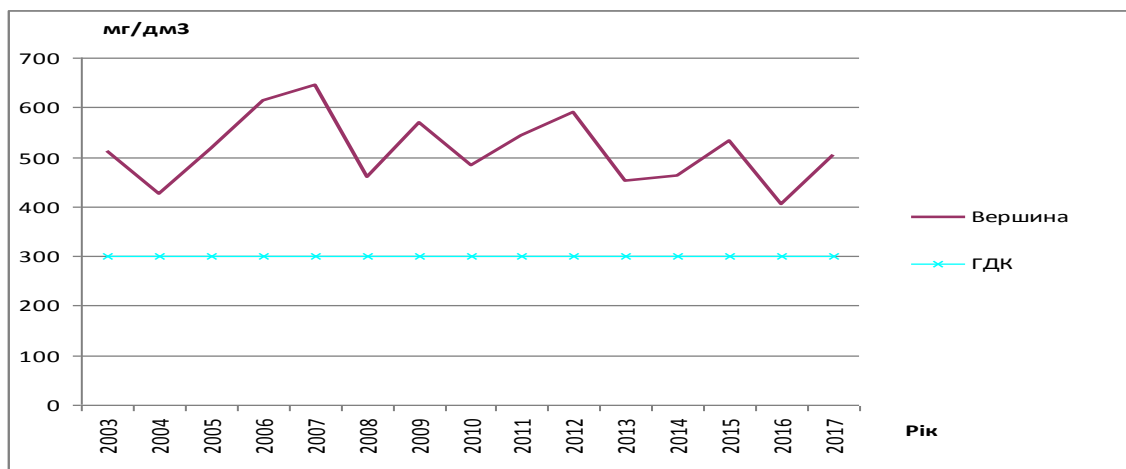


Рис. 2 – Динаміка зміни вмісту концентрації хлоридів в водах оз. Ялпуг по створу «вершина» у 2003 – 2017 рр.

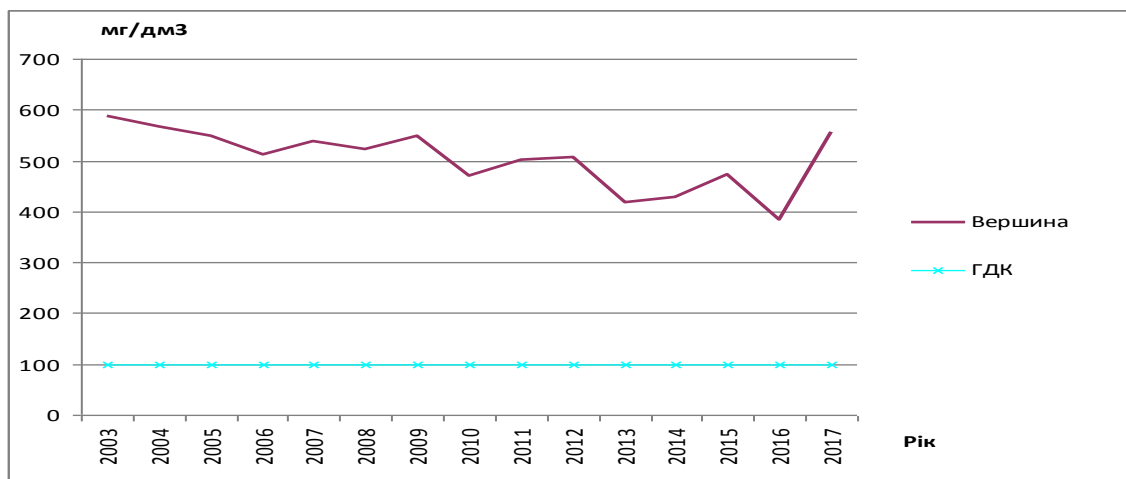


Рис. 3 – Динаміка зміни вмісту концентрації сульфатів в водах оз. Ялпуг по створу «вершина» за 2003 – 2017 рр.

Другий створ «водозабір» розміщений біля м. Болград (парк «Пушкіна»). Аналіз динаміки зміни середньорічних концентрацій

показників якості води по даному створу показав, що перевищення *ГДК* відзначалися для таких речовин, як магній, залізо загальне, сульфати, мінералізація. Найбільш значні перевищення відзначались для сульфатів.

Динаміка зміни вмісту концентрації сульфатів в водах оз. Ялпуг по другому створу за 2003 – 2017 рр. представлена на рис. 4. Загалом, за весь період дослідження, спостерігається тенденція до зниження концентрації майже всіх показників якості вод.

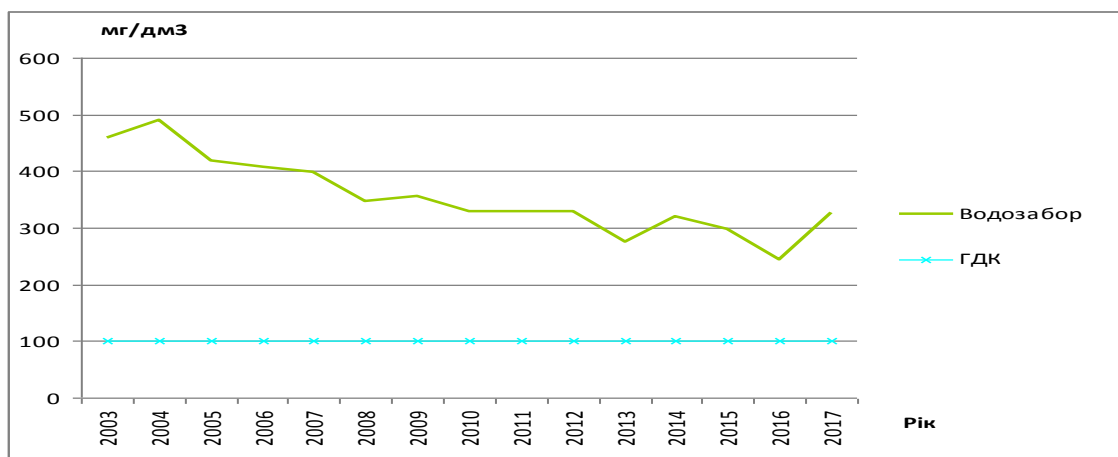


Рис. 4 – Динаміка зміни вмісту концентрації сульфатів в водах оз. Ялпуг по створу «водозабір» за 2003 – 2017 рр.

Третій створ «13-й км» розміщений ближче до південної частини озера, де воно сполучене протокою з оз. Кугурлуй. Аналіз динаміки зміни середньорічних концентрацій показників якості води показав, що перевищення *ГДК* відзначалися для таких речовин, як магній, залізо загальне, сульфати, мінералізація. Найбільш значні перевищення відзначались для сульфатів (рис. 5). За період дослідження спостерігається тенденція до зниження концентрації майже всіх речовин, за якими велися спостереження.

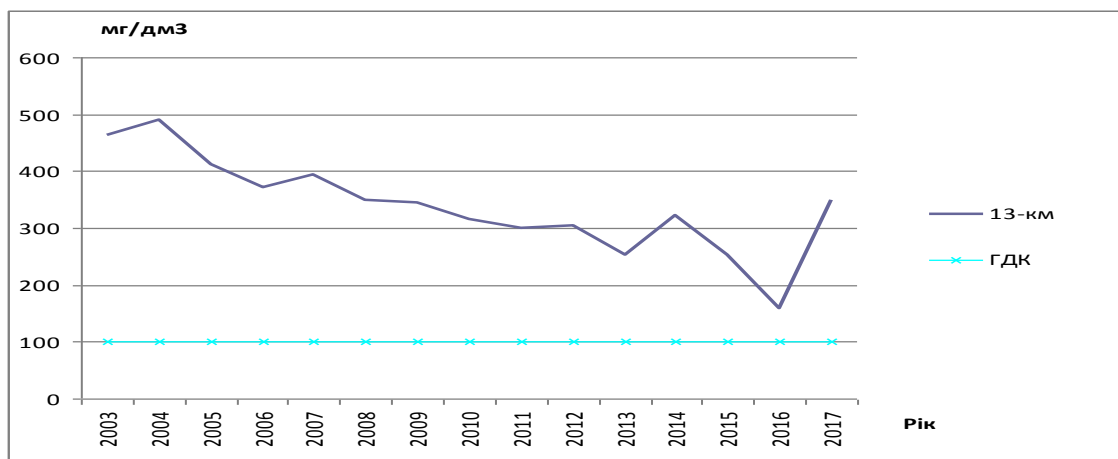


Рис. 5 – Динаміка зміни вмісту концентрації сульфатів в водах оз. Ялпуг по створу «13-й км» за 2003 – 2017 рр.

З огляду на те, що практично вся територія басейну р. Ялпуг розташована на півдні Молдови, де стан очистки стічних вод є незадовільним, рівень забруднення в озері часто перевищує допустимі норми. В минулому забруднення мінеральними добривами призводило до частого «цвітіння» води. Втім, в останні роки, з огляду на зниження використання мінеральних добрив та отрутохімікатів в сільському господарстві Молдови ситуація дещо покращилася.

## **ВИЗНАЧЕННЯ КЛАСУ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СЕРЕДНІХ РІЧОК ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*В.В. Дорогань, ст., О.О. Гололобова, доц.  
Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна  
doroganvika@ukr.net*

На території Полтавської області протікає вісім середніх річок загальною протяжністю 1360 км та площею водозбірного басейну в межах 2000 – 5000 км<sup>2</sup>, серед них: р. Псел – 350 км, р. Хорол – 241 км, р. Ворскла – 226 км, р. Сула – 213 км, р. Удай – 129 км, р. Оржиця – 89 км, р. Оріль – 80 км, р. Мерла – 28 км. Річки області мають рівнинний характер поверхні, незначний похил зумовлюють спокійну, ледве помітну течію річок, яка становить 0,1–0,3 м/с [4].

Метою дослідження є оцінка якості поверхневих вод середніх річок Полтавської області. Об'єктом наших досліджень стали поверхневі води середніх річок області, а саме: Псел, Ворскла, Мерла. Псел – лівапритока Дніпра, площа басейну в межах Полтавської області складає 11018 км<sup>2</sup>, протікає в Белгородській і Курській областях Росії та Сумській і Полтавській областях України. У межах Полтавщини Псел тече територією восьми адміністративних районів та впадає у Дніпродзержинське водосховище. Ворскла – лівапритока Дніпра, площа басейну в межах області – 5973 км<sup>2</sup>, протікає у Белгородській області Росії та Сумській і Полтавській областях України, у межах Полтавщини тече територією п'яти адміністративних районів та впадає в Дніпродзержинське водосховище. Мерла – лівапритока р. Ворскла, площа басейну в межах області складає 256 км<sup>2</sup>, протікає в межах Харківської області та Котелевського району Полтавської області [1].

Моніторинг якості поверхневих вод річок та території Полтавської області здійснюють: Полтавське регіональне управління водних ресурсів, ДУ «Полтавський обласний лабораторний центр» МОЗ України, Державна екологічна інспекція у Полтавській області, Світловодська гідрометеорологічна обсерваторія. Всі середні річки області залучені до державної мережі спостережень, однак державні установи області проводять контроль стану поверхневих вод лише у встановлених контрольних пунктах [3].

Основним завданням нашого дослідження було визначення якості поверхневих вод середніх річок області за основними гідрохімічними показниками та розрахунок величини індексу забруднення води (ІЗВ). Для цього 28.08.2017 р. було відібрано три проби річкової води: № 1 – р. Ворскла (на території Прирічного парку м. Полтава); № 2 – р. Псел (Гадяцький район, с. Сарі в межах регіонального ландшафтного парку «Гадяцький»); № 3 – р. Мерла (Котелевський район, с. Мала Рублівка на території гідрологічного заказника «Малорублівський»).

Аналіз відібраних проб проводився в навчально-дослідній лабораторії аналітичних досліджень екологічного факультету ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Отримані результати аналізу, які наведені в табл. 1, були порівняні з нормативом (ДСанПіН 2.2.4-171-10). Слід зазначити, що всі отримані гідрохімічні показники поверхневої води середніх річок не перевищують ГДК, знаходяться в межах норми, і навіть такі хімічні елементи як кадмій, миш'як та нікель взагалі відсутні, а хром і свинець мають допустимо незначну концентрацію.

Таблиця 1. Гідрохімічні показники поверхневих вод середніх річок  
Полтавської області

№	Назва речовини	Проба № 1	Проба № 2	Проба № 3	Норма(ДСанПіН 2.2.4-171-10)
1.	<i>pH</i>	7,88	7,96	7,81	6,5-8,5
2.	Розчинений кисень	4,9	4,1	4,2	> 4,0
3.	<i>БСК<sub>5</sub></i>	3,6	3,8	-	≤ 4,0
4.	Окислюваність	4,4	4,75	4,85	≤ 5,0
5.	Аміак	0,42	0,16	0,24	≤ 2,0
6.	Нітрити	0,28	0,11	0,11	≤ 3,3
7.	Нітрати	23,7	21,5	18,4	≤ 45,0
8.	Хлориди	46,5	48,5	56,4	≤ 350
9.	Лужність	7,8	6,4	6,6	6,0-9,0
10.	СПАР	0,4	0,28	0,22	≤ 0,5
11.	Залізо загальне	0,112	0,13	0,0046	≤ 0,3
12.	Мідь	0,071	0,14	0,0024	≤ 1,0
13.	Цинк	0,12	0,92	0,0172	≤ 1,0
14.	Свинець	0	0,0004	0	≤ 0,03
15.	Кадмій	0	0	0	≤ 0,01
16.	Марганець	0,045	0,057	0,068	≤ 0,1
17.	Хром	0	0	0,00001	≤ 0,05
18.	Нікель	0	0	0	≤ 0,1
19.	Миш'як	0	0	0	≤ 0,05

Оцінювання за ІЗВ дає змогу виконати порівняння якості вод різних водних об'єктів між собою незалежно від наявності різних забруднювальних речовин, виявити тенденцію якості води в часі. Клас

якості води – церівні якості вод, встановлені за інтервалами числових значень показників їх складу і властивостей [5].

За отриманими лабораторними даними нами було визначено клас якості поверхневих вод для річок Псел та Ворскла (для р. Мерла не обчислювався). Для цього було розраховано індекс забрудненості поверхневих вод річок за Методикою оцінки якості води за ІЗВзаобмеженим числом інгредієнтів: азот амонійний, азот нітритний, розчинений кисень та  $BCK_5$  [2]. Для розрахунків використовуються значення  $ГДК$  для азоту амонійного (0,39 мг/дм<sup>3</sup>), азоту нітритного (0,02 мг/дм<sup>3</sup>) та відповідне значення  $BCK_5$  ( $\leq 4,0$  мг  $O_2$ /дм<sup>3</sup>). Необхідно враховувати, що величина  $BCK_5$  є інтегральним показником наявності легко-окиснюваних органічних речовин, а також того, що зі зростанням вмісту легко-окиснюваних органічних речовин і зменшенням вмісту розчиненого кисню якості вод знижується непропорційно різко, нормативи для цих показників при розрахунках ІЗВ беруться дещо інші, ніж  $ГДК$ [5].

Результати розрахунків, представлені в табл. 2.

Таблиця 2. Клас якості поверхневих вод річок Полтавської області

Річка	Азот амонійний	Азот нітритний	Розчинений кисень	$BCK_5$	Величина ІЗВ	Клас якості води
Ворскла	0,42	0,28	4,9	3,6	3,5	IV
Псел	0,16	0,11	4,1	3,8	2,1	III

Як видно із наведених даних (табл. 2), значення ІЗВ для р. Ворскла становить 3,5, що відповідає IV класу якості води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес. Величина індексу забрудненості поверхневих вод для р. Псел становить 2,1 – III клас якості води, які знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем.

#### Перелік посилань

1. Географія Полтавщини. URL: <http://geo.pnpu.edu.ua/waters.php> (дата звернення: 20.03.2018 р.).
2. КНД 211.1.1.106-2003. Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання природних ресурсів. Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). URL: [http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id\\_doc=52214](http://online.budstandart.com/ua/catalog/doc-page?id_doc=52214) (дата звернення: 20.03.2018 р.).
3. Огляд стану довкілля Полтавської області I квартал 2017 р. URL: <http://www.adm-pl.gov.ua/sites/default/files/upload/eco/1kv2017.pdf>(дата звернення: 20.03.2018 р.).
4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Полтавській області у 2015 році: URL: [http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2015-rotsi/poltavska\\_2015.pdf](http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2015-rotsi/poltavska_2015.pdf)(дата звернення: 20.03.2018 р.).

5. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ: Ніка-центр, 2001.262 с.

## **ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО БЛАГОПОЛУЧЧЯ МІСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХАРКІВ**

*Г.М. Желновач, к.т.н., доц.*

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет  
zhelnovach84@gmail.com*

Екологічні проблеми, що виявляються у забрудненні середовища, вичерпанні ресурсів і деградації природних комплексів, підвищенні захворюваності та смертності населення, є характерними для всіх урбанізованих країн світу. Вони зумовлені порушенням екологічної рівноваги у навколишньому середовищі та обумовлюють зміну умов розвитку урбанізованих територій. Екологічні проблеми переважної більшості міст світу призводять до погіршення їх екологічного благополуччя.

Метою даної роботи є оцінка екологічного благополуччя території м. Харків за якістю атмосферного повітря та станом зелених насаджень досліджуваної урбанізованої території. До основних задач дослідження можна віднести наступні: 1) обґрунтування роль зелених насаджень урбанізованих територій як визначального фактору їх екологічного благополуччя; 2) оцінка умов екологічного благополуччя районів м. Харків; 3) розробка рекомендації щодо покращення умов екологічного благополуччя міста.

Під екологічним благополуччям екосистеми слід розуміти стан системи, який характеризується нормальним відтворенням її основних ланок [1]. Стосовно екологічного благополуччя міських територій, то визначальним його показником доцільно вважати якість атмосферного повітря, яке у більшій мірі залежить від кількості та якості озеленення урбанізованої території. Зелені насадження урбанізованих територій можна класифікувати наступним чином: 1) *загального користування* – загальноміські парки культури і відпочинку, районні парки, міські сади, сади житлових районів і мікрорайонів, бульвари, лісопарки; 2) *обмеженого користування* – зелені насадження на житлових територіях мікрорайонів і житлових районів, на ділянках дитячих садків, шкіл, спортивних комплексів, закладів охорони здоров'я, культурно-просвітніх, адміністративних та інших установ, вузів, технікумів, промислових підприємств і складів; 3) *спеціального призначення* – насадження на міських вулицях і магістралях, території санітарно-захисних і водоохоронних зон, ботанічні і зоологічні сади, насадження на територіях розплідників, квіткових господарств, кладовищ тощо [2].

Об'єктом дослідження є м. Харків, яке складається з 9 адміністративних районів. Найбільша густина населення притаманна

Слобідському, Немишлянському та Московському районам, до основних забруднювачів атмосферного повітря міста відносяться: ТЕЦ-3; Харківський тракторний завод ім. Орджонікідзе; ДП «Завод ім. Малишева»; ЗАТ «Харківський коксовий завод».

Якість атмосферного повітря міста не відзначається високими показниками, адже щороку спостерігаються перевищення ГДК по основних забруднюючих речовинах та спостерігається тенденція до збільшення викидів від пересувних джерел з одночасним зменшенням викидів від стаціонарних (рис. 1).

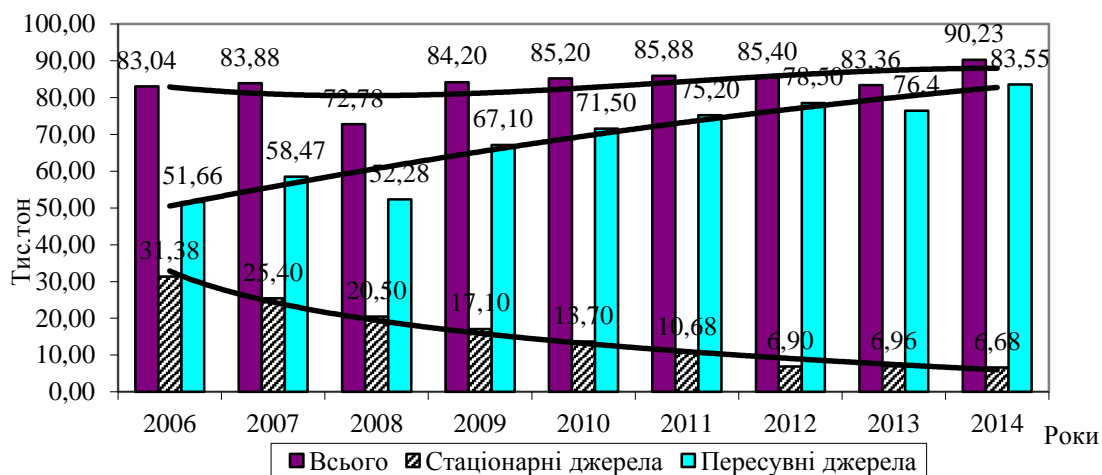


Рис. 1 –Динаміка викидів забруднюючих речовин в атмосферу.

Аналіз динаміки зміни індексу забруднення атмосфери вказує на загальну тенденцію щодо його зменшення, але нелінійну (рис. 2) [3, 4].

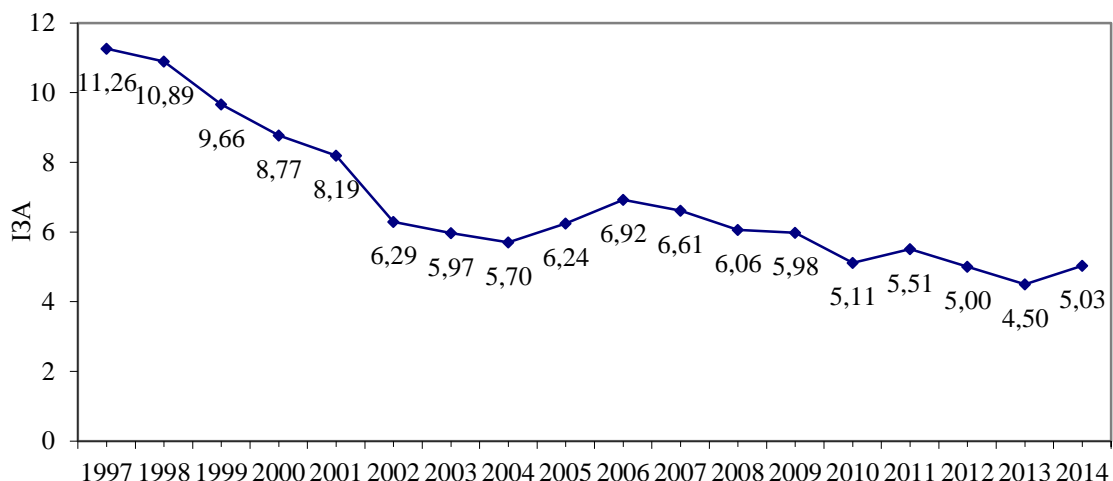


Рис. 2 – Динаміка зміни індексу забруднення атмосфери.

Аналіз інформації щодо співвідношення районів міста в залежності від загальної площі зелених насаджень вказує на те, що найбільш оптимальні показники щодо площі зелених насаджень на 1 людину

характерні для Новобаварського, Холодногірського та Шевченківського районів міста. Найгірша ситуація характерна для Індустріального та Слобідського районів (табл. 1).

Таблиця 1. Співвідношення районів міста в залежності від загальної площі зелених насаджень

Назва району	Площа зелених насаджень, м <sup>2</sup> /люд.
Шевченківський	122,2
Київський	96,3
Слобідський	60,7
Холодногірський	124,8
Московський	74,5
Новобаварський	290,95
Індустріальний	52,4
Немишлянський	86,5
Основ'янський	84,8

Крім того, було встановлено, що на території м. Харків знаходяться 15 об'єктів природно-заповідного фонду загальною площею майже 470 га.

Загалом зелені насадження у місті займають площу більше 15 тис. га. Показник озелененості міста складає 50,4 % при нормі у 45 %. На одного мешканця міста припадає 105,6 м<sup>2</sup> зелених насаджень при нормі 67 м<sup>2</sup>. Це достатньо високі показники [5].

Вважаємо за необхідне звернути увагу на те, що система озеленення Харкова має невідповідні місту такого рівня за складом та структурою показники. Зміни у віковій структурі насаджень дерев особливо у центральній частині міста мають критичний характер: середній вік дерев 50–70 років при оптимальному 40 років. У близькій перспективі (через 10–15 років) дані факти призведуть до ефекту значного зменшення кількості дерев і погіршенню безпечності насаджень.

Тому доцільно запропонувати наступні рекомендації щодо покращення екологічного благополуччя м. Харків стосовно оптимізації зелених насаджень:

1) *біологічні* – підбор стійкого до міських умов асортименту деревинно-чагарникових порід, створення складних стійких фітоценозів;

2) *агротехнічні* – підготовка ґрунту, догляд за рослинами і ґрунтом, внесення добрив, вапнування тощо;

3) *фізіолого-біохімічні* – змивання з листя токсичних сполук шляхом дощування крон рослин;

4) *організаційні* – розробка системи озеленення міста з виділенням територій, які підлягають озелененню та визначення їх функціонального призначення та створення активного інноваційного поля у сфері



озеленення міст шляхом використання для розробки попередніх пунктів обґрунтованих нововведень [6].

Таким чином, можна зробити висновок, що незважаючи на достатньо високі показники щодо озеленення території м. Харків, не можна говорити про достатній рівень його екологічного благополуччя за якістю атмосферного повітря та станом зелених насаджень досліджуваної урбанізованої території. Отже, необхідно впроваджувати заходи, що підвищують стійкість і довговічність зелених насаджень з одночасним зменшенням викидів у атмосферне повітря міста.

#### **Перелік посилань**

1. Стольберг Ф.В. Экология города. Киев: Либра, 2000. 464 с.
2. Класифікація озелених територій. URL: <http://www.glossary.ru>. (дата звернення: 17.04.18 р.).
3. Екологічний паспорт Харківської області. Харків: Департамент екології та природних ресурсів ХОДА, 2014. 188 с.
4. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2014 році. Харків: Департамент екології та природних ресурсів ХОДА, 2015. 209 с.
5. Охрана природы. Земли. Состав и размер зеленых зон городов: ГОСТ 17.5.3.01.-78. Действующий с 1978.01.03. Москва: Госкомитет СССР по стандартам, 1978. 5 с.
5. Озеленение советских городов: Пособие по проектированию. Москва: Государственное издательство литературы по строительству и архитектуре, 1954. 186 с.

#### **ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ**

*П.В. Жуков, маг., Н.С. Кічук, к.геогр.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет  
zhykovpasha508@gmail.com*

Річка Інгулець бере свій початок з джерел у балці біля с. Топила Знам'янського району Кіровоградської області на висоті 180 м над рівнем моря і протікає по території Кіровоградської, Дніпропетровської, Херсонської і Миколаївської областей. Річка Інгулець та її притоки є основним джерелом, що живить схід Кіровоградської та захід Дніпропетровської області, південно-східні райони Миколаївської та частину Херсонської області і відіграють важливу роль для господарсько-питних та сільськогосподарських потреб, промисловості тощо. На стан поверхневих вод р. Інгулець та її приток впливає антропогенне навантаження та природні чинники. Забори води та скиди зворотних вод є основними чинниками кількісних та якісних змін водних ресурсів басейну р. Інгулець. Основними водокористувачами в басейні р. Інгулець є об'єкти промисловості, житлово-комунального та сільського господарства.

За вихідні матеріали прийняті дані гідрохімічних спостережень на стаціонарних постах Держкомгідромету, що розташовані на р. Інгулець-Кривий Ріг, вище і нижче міста, р. Інгулець-с. Садове за 1990 – 2015рр.

Для оцінки якості поверхневих вод був використаний індекс забруднення вод (ІЗВ). Цей індекс є середньою часткою перевищення ГДК по суворо лімітованій кількості інгредієнтів. В якості основної вхідної інформації використовувалися виміряні концентрації розчиненого кисню ( $O_2$ ), біохімічне споживання кисню ( $BCK_5$ ), азоту амонійного ( $NH_4^+$ ), азоту нітритного ( $NO_2^-$ ), нафтопродуктів та фенолів. Модифікований індекс забруднення вод  $ІЗВ_{\text{мод}}$  розраховується теж по шести показниках:  $BCK_5$  і  $O_2$  є обов'язковими, а інші чотири показники приймають із найбільшими відношеннями до ГДК:  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ ,  $XCK$ ,  $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $Fe_{\text{заг}}$ ,  $Mn^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Cr^{6+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$ ,  $As^{3+}$ , НП, СПАР (С.І. Сніжко, 2001).

За величинами розрахованих ІЗВ виконується оцінка якості води. При цьому виділяють такі класи якості води: I – дуже чиста ( $ІЗВ \leq 0,3$ ); II – чиста ( $ІЗВ = 0,3-1,0$ ); III – помірно забруднена ( $ІЗВ = 1,0 - 2,5$ ); IV – забруднена ( $ІЗВ = 2,5 - 4,0$ ); V – брудна ( $ІЗВ = 4,0 - 6,0$ ); VI – дуже брудна ( $ІЗВ = 6,0 - 10,0$ ); VII – надзвичайно брудна ( $ІЗВ > 10,0$ ).

Результати розрахунків повторюваності різних класів забрудненості р. Інгулець у м. Кривий Ріг та с. Садове за ІЗВ та  $ІЗВ_{\text{мод}}$  наведені у табл. 1 та рис. 1.

Таблиця 1. Повторюваність класів забруднення р. Інгулець за ІЗВ та  $ІЗВ_{\text{мод}}$

Вище м. Кривий Ріг			Нижче м. Кривий Ріг			с. Садове		
Клас забруднення	%		Клас забруднення	%		Клас забруднення	%	
	ІЗВ	ІЗВ <sub>мод</sub>		ІЗВ	ІЗВ <sub>мод</sub>		ІЗВ	ІЗВ <sub>мод</sub>
Дуже чисті	-	-	Дуже чисті	-	-	Дуже чисті	-	-
Чисті		5	Чисті		3	Чисті	100	100
Помірно забруднені	26	10	Помірно забруднені	20	49	Помірно забруднені	-	-
Забруднені	63	45	Забруднені	65	48	Забруднені	-	-
Брудні	11	40	Брудні	15	-	Брудні	-	-

Аналізуючи отримані результати, можна зробити висновки, що найбільше забруднення 4-го та 5-го класу спостерігається на посту р. Ігулець-Кривий Ріг вище міста, особливо в 1990, 2013, 2014 рр. Аналізуючи гістограму, на якій відображена динаміка величини ІЗВ за період з 1990 по 2015 рр. у відсотковому співвідношенні встановлено, що найбільше забруднення вод для пунктів м. Кривий Ріг вище та нижче міста, як за ІЗВ (4 клас забруднення) та і  $ІЗВ_{\text{мод}}$  (5 клас забруднення). Це пов'язано з одночасно великими концентраціями фенолів та нафтопродуктів у воді, а також високим показником  $BCK_5$ . Загалом оскільки концентрації азоту амонійного, а також розчиненого кисню коливалися у незначних межах, основними чинниками якості води для

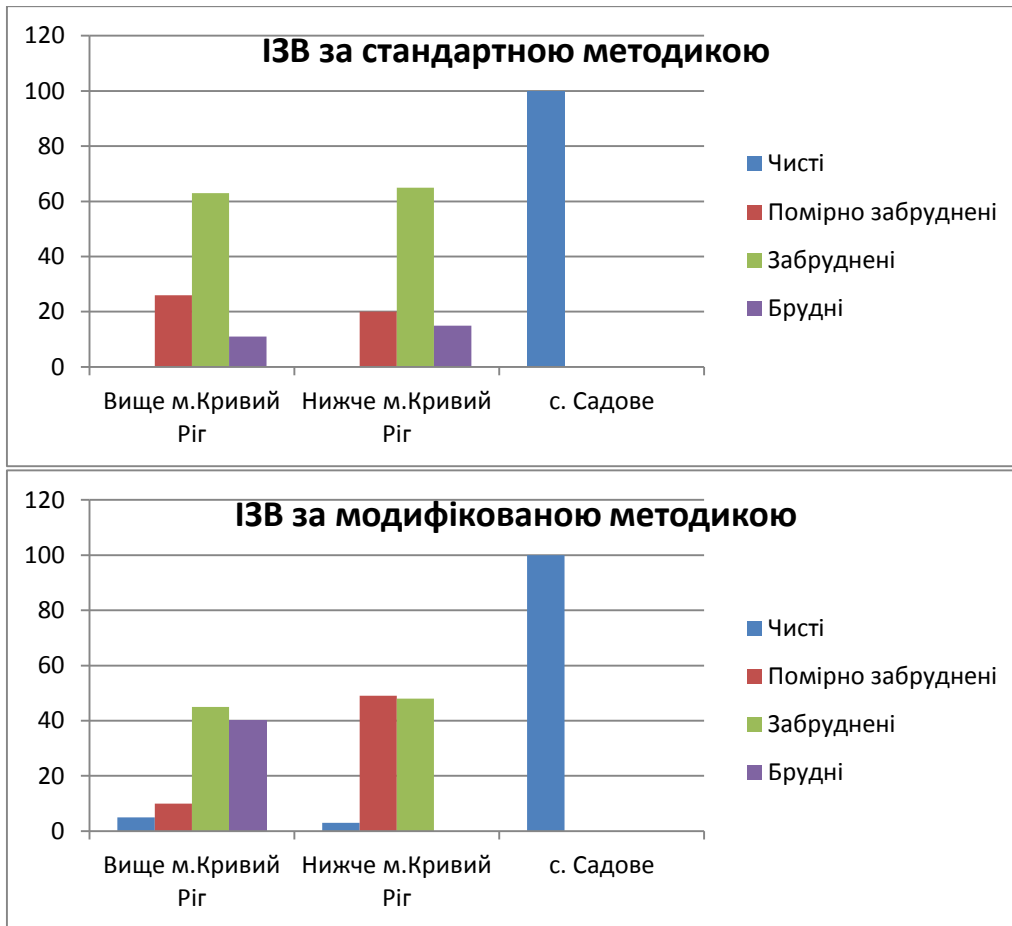


Рис. 1 – Повторюваність класів забруднення р. Інгулець за ІЗВ та ІЗВ<sub>мод.</sub>

розрахунку ІЗВ були феноли, нафтопродукти та  $BCK_5$ . Що стосується пункту с. Садове, то тут якість води характеризується найкращими показниками і залежить від дніпровських вод, що надходять «антирікою» вверх за течією Інгульця на 80 км.

## ЕКОЛОГІЧНИЙ ВІДБИТОК ОБЛАСТІ - ІНДИКАТОР ФОРМУВАННЯ ПРИРОДООХОРОНОЇ ПОЛІТИКИ РЕГІОНУ

*Д.В. Земська, В.В. Трофімович, к.т.н., проф.*

*Київський національний університет будівництва і архітектури*

*blast0756@gmail.com*

Природа, ступінь антропогенного навантаження, задачі збереження якості навколишнього середовища, а також місцеві ресурси, можливості і обмеження різні практично для всіх регіонів. Стратегія екологічної політики повинна враховувати ці відмінності. Екологічна політика на рівні регіону стосовно призначення природоохоронних заходів залежить від багатьох факторів і зазвичай базується на екологічних показниках, які визначає інтегральний індекс екологічної безпеки (як на місцевому, так і на регіональному рівні). При цьому застосовується ряд методів, таких як системний метод факторного аналізу, оцінювання індексу небезпечності

виробничого комплексу в умовах надзвичайних ситуацій та в умовах нормальної експлуатації. Аспекти забезпечення якості життя являються унцією споживання. В свою чергу споживання, помножене на чисельність населення, – це тиск на навколишнє середовище, який виснажує природний капітал та знижує несучу здатність природи. Теорія екологічних відбитків дозволяє кількісно порівняти окремі адміністративні одиниці з різним рівнем антропогенного навантаження та дати відповідні рекомендації щодо підтримки управлінських рішень.

Поняття екологічного відбитку було вперше введено в 1992 р. канадським екологом Вільямом Рісом (*William Rees*). Концепція і метод оцінки екологічного сліду були розроблені разом з аспірантом Матісом Вакернагелом (*Mathis Wackernagel*). Екологічний слід – площа біологічно продуктивної території і акваторії, необхідної для виробництва споживаних людиною ресурсів і розміщення відходів. Даний показник є на сьогодні одним з найбільш поширених індикаторів сталості та дає можливість оцінити, як довго ми можемо здійснювати вплив на навколишнє середовище та наскільки нам вистачить природних ресурсів.

«Футпринт» складається з 6 складових: вуглецевого сліду, рослинного сліду, лісного сліду, будівельного сліду, рибного сліду, тваринного сліду (рис. 1).

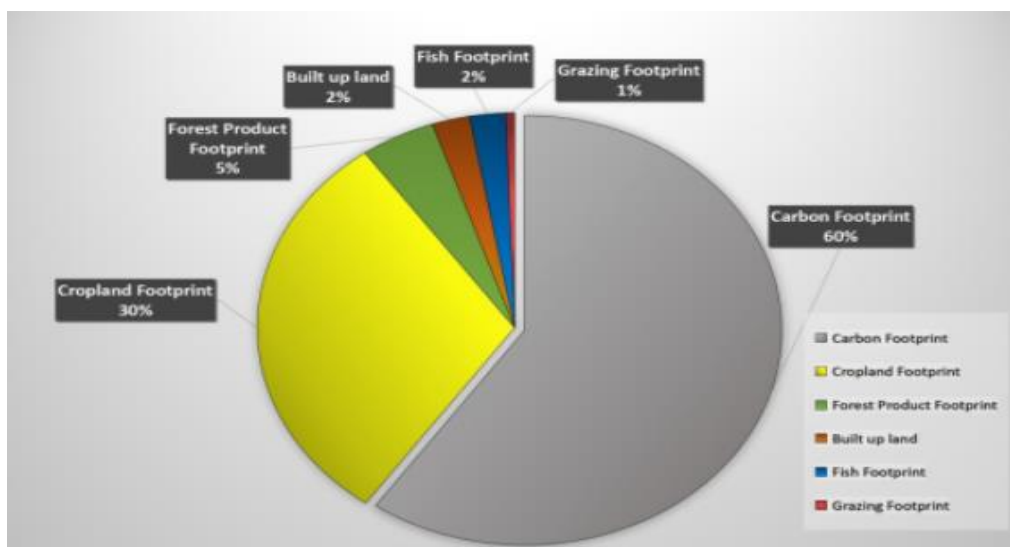


Рис. 1 – Відношення складових екологічного відбитку України.

Розподіл у відсотковому відношенні складових екологічного відбитку представлений за даними *Global Footprint Network* [1]. Детальний опис методу розрахунку представлено в матеріалах *Global Footprint Network* [2]. Як видно, найбільшу частку займає вуглецевий відбиток (тобто величина екологічного сліду також може слугувати величиною підвищення температурив рамках глобальної зміни клімату, або балансу споживання і відновлення кисню). Нами в дослідженнях був зроблений

статистичний метод порівняння в розрізі областей України між величиною екологічного відбитку та біотичного потенціалу станом на 01.01.2014.

Величину екологічного відбитку (EF, гга) можна визначити як:

$$EF = \frac{P}{Y_N} * YN * EQF, \quad (1)$$

де  $P$  – це рівень ВРП, млн. грн;  $Y_N$  – середній показник створення ВВП в країні, млн.грн/га;  $YF$  –фактор продуктивності, гга (відношення середньої національної продуктивності до середньої світової продуктивності);  $EQF$  – фактор еквівалентності для певного типу водо- чи землекористування,гга [2, 3].

Екологічний відбиток можна порівняти з біоемністю. Обидві величини вимірюються в одних і тих же величинах – глобальних гектарах (гга-умовна одиниця, що позначає гектар земної поверхні з середнім значенням продуктивності територій і акваторій за певний рік). Розрахунки показали, що найбільший екологічний відбиток мають Дніпровська, Донецька, Київська, Полтавська області. Найменший – Закарпатська, Тернопільська, Чернівецька (рис. 2).

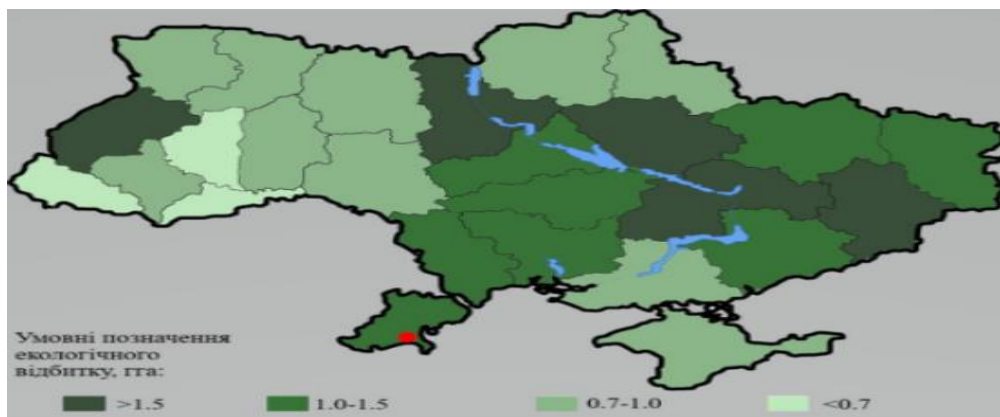


Рис. 2 – Екологічний відбиток в розрізі областей України.

Біоемність ( $BC$ , гга) – властивість екосистем виробляти корисну біологічну сировину і асимілювати відходи при умові використання певних методів природокористування і технологій видобутку ресурсів:

$$BC = A * YF * EQF, \quad (2)$$

де  $A$  – загальна площа, доступна для використання, тис. га;  $YF$  –фактор продуктивності, гга;  $EQF$  –фактор еквівалентності для певного типу водо- чи землекористування, гга [2, 3].

Розрахунки показали, що в ряді ключових техногенно-перевантажених областях України екологічний відбиток більше, екологічного потенціалу (Донецька, Дніпропетровська, Львівська, Харківська, Київська), або майже досягли його (Івано-Франківська,

Луганська, Одеська). В Дніпропетровській області біологічна ємність в два рази менше екологічного відбитку.

На підставі двох показників – екологічногосліду та біологічного потенціалу – можна судити про те, як область витрачає свої природні запаси. Можна умовно області розділити на «екологічних боржників» (ті області, в яких екологічний слід більше біологічного потенціалу) та «екологічних кредиторів» («донорів»). На рис. 3 представлені розрахунки за формулами (1) і (2) в розрізі адміністративних областей України.

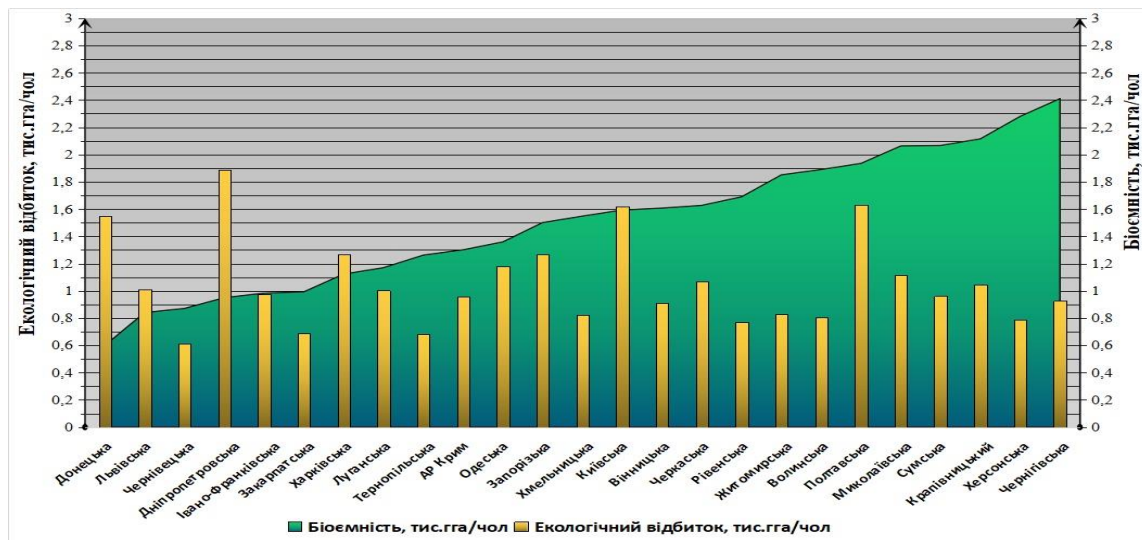


Рис. 3 – Значення екологічного відбитку і біоемності по областях України.

Споживання давно більше тих ресурсів, що нам може дати на Земля. Зараз для задоволення потреб кожної середньої людини планета може дати 1.7 гга. Якщо Україні не вдасться зупинити скорочення запасу біоемності на душу населення, вона може зіткнутися з її дефіцитом вже в найближчі роки. Навпаки, якщо до біоемності бережливо відноситися, то це дасть економіці і населенню вагому перевагу в конкретній боротьбі з іншими державами і дозволить підтримувати високий рівень розвитку людського потенціалу.

Індекс екологічної безпеки в розрізі областей України представлено в роботі Іванюти С.П. [4]. Порівнявши екологічний відбиток з індексом екологічної безпеки, ми бачимо, що в ряді областей України, вони не мають явної кореляції (рис. 4).

Цей факт говорить про необхідність врахування при формуванні екологічної політики регіону як на довготривалу, так і на найближчу перспективу економічних показників розвитку області.

Перевитрата природних багатств створює ризик нанесення шкоди екосистемам і їх здатності забезпечувати необхідними ресурсами життя людей, втрати біологічного різноманіття і нагромадження відходів.



Рис. 4 – Порівняння екологічного відбитку та індексу екологічної безпеки.

#### Перелік посилань

1. Open data platform. Public Data Package. 2017. URL: [www.footprintnetwork.org/licenses/public-data-package-free-edition-copy](http://www.footprintnetwork.org/licenses/public-data-package-free-edition-copy) (дата звернення: 5.03.2018 р.).
2. Michael Borucke, David Moore. Accounting for demand and supply of the Biosphere's regenerative capacity: the National Footprint Accounts' underlying methodology and framework. URL: [www.footprintnetwork.org/content/images/NFA%20Method%20Paper%202011%20Submitted%20for%20Publication.pdf](http://www.footprintnetwork.org/content/images/NFA%20Method%20Paper%202011%20Submitted%20for%20Publication.pdf) (дата звернення: 5.03.2018 р.).
3. Sharing Nature's Interest: Ecological Footprints as an Indicator of Sustainability. Nicky Chambers, Craig Simmons, Mathis Wackernagel. London. 2000. 185 p.
4. Іванюта С.П. Про інтегральну оцінку рівня екологічної безпеки регіонів України // Екологічна безпека та природокористування. 2013. Вип. 13. С. 24-34. URL: [www.nbu.gov.ua/UJRN/ebpk\\_2013\\_13\\_6](http://www.nbu.gov.ua/UJRN/ebpk_2013_13_6)(дата звернення: 5.03.2018 р.).

## ВПЛИВ КИЇВСЬКОГО ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ НА ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ

*Я.В. Зинич, О.Ю. Мірошниченко, ст. викл.*

*Київський національний університет будівництва і архітектури*

*elenamiroshka@ukr.net*

Однією з найсерйозніших небезпек, пов'язаних з впливом полігонів твердих побутових відходів (ТПВ) на навколишнє природне середовище (НПС), є забруднення поверхневих і підземних вод (ПВ) фільтратом, який утворюється на полігонах.

Метою роботи є дослідження впливу фільтрату на ґрунти та ПВ прилеглих територій.

Полігон ТПВ № 5 знаходиться в 15 км на південь від м. Київ поблизу с. Підгірці Обухівського району Київської області. Для полігону ТПВ були вибрані дві балки урочища «Марусин Яр», які розташовані між селами Підгірці і Креничі. Відстань до вищевказаних населених пунктів складає 1 і 1,2 км відповідно. Але наразі межа житлової забудови розташована ближче – в 750 – 1000 м від с. Підгірці, в 500 м від с. Креничі і 300 – 400 м від дачної забудови цього села.

Основними факторами, що діють на НПС, є газоподібні і рідкі забруднюючі речовини (ЗР), що утворюються при розкладанні ТПВ.

Для визначення факторів, які найбільше впливають на НПС, була використана методика, розроблена В. Ремезом, А. Шубіним (визначення критерію екологічності) за формулою:

$$K_{ек} = \sum m_i^1 (C_i^1 / ГДК_i^1) + \sum m_i^2 (C_i^2 / ГДК_i^2), \quad (1)$$

де  $m_i^1, m_i^2$  – кількості  $i$ -го токсичного компонента в рідких та газоподібних відходах, відповідно;

$$m_i^1 = 2,4 * 10^{-5} \left( \frac{C_i^1 * Q_n}{P} \right), \quad (2)$$

де  $Q_n$  – кількість рідких відходів, м<sup>3</sup>/год;  $P$  – загальна маса рідких відходів;  $C_i^2$  – концентрація  $i$ -го компонента в рідких, мг/дм<sup>3</sup>, і газоподібних, мг/м<sup>3</sup>, відходах відповідно;  $ГДК_i^1$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го компонента в воді рибогосподарських водойм, мг/дм<sup>3</sup>;  $ГДК_i^2$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го компонента в повітрі населених пунктів, мг/м<sup>3</sup>.

Середньорічний об'єм фільтрату було розраховано за формулою:

$$W_{ф}^p = (W_0^p + W_{п.в}^p) - (W_{в.в}^p + W_{в.с}^p + W_{зв}^p + W_{ф.в}^p), \quad (3)$$

де  $W_0^p$  – середньорічний об'єм атмосферних опадів;  $W_{п.в}^p$  – середньорічний об'єм поверхневого стоку;  $W_{в.в}^p$  – середньорічний об'єм випаровування з



поверхні ТПВ;  $W_{в,с}^p$  – середньорічний об’єм випаровування з ставків-накопичувачів;  $W_{зв}^p$  – середньорічний об’єм вологи на зволоження відходів;  $W_{ф,в}^p$  – середньорічний об’єм вологи, що втрачається крізь захисний екран.

Розрахований середньорічний об’єм фільтрату від полігону № 5 складає  $W_{ф}^p=151153 \text{ м}^3$ , або  $414,12 \text{ м}^3/\text{д}$ .

Оскільки основною небезпекою полігону є фільтрат, розрахунок проведено для ґрунтових вод с. Підгірці (криниці – усередненні значення), що знаходиться на відстані більш ніж 500 м від полігону за наступними речовинами, наведеними в табл. 1.

Таблиця 1

Компонент	ГДВ, мг/дм <sup>3</sup>	$C_i^1$	$m_i^1$	$m_i^1(C_i^1/\text{ГДК}_i^1)$
Нафтопродукти	0,3	10,5	0,0052164000000000	0,182574
<i>Cl</i>	250	3370	1,6742160000000000	22,56843168
$SO_4^{2-}$	250	1523,5	0,7568748000000000	4,612395031
<i>Fe</i>	0,3	107	0,0531576000000000	18,959544
<i>Zn</i>	2	9,5	0,0047196000000000	0,02241810000000
<b>Сума</b>				<b>46,34536281</b>

Критерій екологічності стосовно атмосфери в районі полігону виконаний за даними, наведеними в табл. 2.

Таблиця 2

Компонент	$C_i^2$	$m_i^2$	ГДК, мг/м <sup>3</sup>	$m_i^2(C_i^2/\text{ГДК}_i^2)$
CH <sub>4</sub>	50	0,11665	300	0,0194416667
CO <sub>2</sub>	3,5	0,0057155	3	0,0066680833
SO <sub>2</sub>	0,4	0,00000748	0,008	0,0003740000
<b>Сума</b>				<b>0,0264837500</b>

Загальний критерій екологічності полігону складає

$$K_{ек} = 46,34536281 + 0,0264837500 = 46,38.$$

Чим ближче значення  $K_{ек}$  до нуля, тим краще технологія поводження з ТПВ на полігоні. З розрахунків видно, що основним фактором ризику забруднення НПС є велика кількість та висока концентрація фільтрату, тобто найбільшу загрозу полігон ТПВ несе для ПВ. Тому вирішення проблеми зменшення кількості та концентрації фільтрату є головною.

Дані для оцінки впливу полігону ТПВ № 5 на стан поверхневих вод були отримані з «Проекту нормативів гранично допустимих скидів у водний об’єкт із зворотними водами полігону ТПВ № 5 ВАТ «Київспецтранс» (2004 р.)» із «Проекту реконструкції та технічного переоснащення полігону ТПВ № 5 ВАТ «Київспецтранс» в с. Підгірці», «Оцінка впливів на навколишнє середовище», а також зі звітів ДГРП «Північгеологія» та Київської обласної СЕС за 2011 р. Після проведення

аналізу цих даних було визначено: 1) на площі полігону ТПВ № 5 станом на 2011 р. вже був сформований техногенний водоносний горизонт (ВГ) з рівнем 140 – 160 м; 2) станом на березень 2011 р. в тілі полігону було накопичено 377 тис. м<sup>3</sup> фільтрату; забруднення поверхневих вод струмка балки Марусин яр, вод в балці с. Креничі і в с. Підгірці є результатом негативного впливу полігону ТПВ № 5; 3) забруднення мають дискретний характер; 4) зафіксовано надзвичайно високе забруднення проби води з водозабірної свердловини глибиною 32 м, розташованої в голові балки (Креничі) по її лівому борту; 5) в ПВ в районі полігону виявлене перевищення рівнів ГДК: аміак (до 3 ГДК), нафтопродукти (до 2 ГДК), ртуть (разові до 10 ГДК), титан (до 2,4 ГДК), хром (до 16 ГДК), феноли (до 2 ГДК).

Основними ЗР є свинець, марганець, хром, нікель, мідь, цинк, залізо, феноли, нафтопродукти тощо.

За даними проведених досліджень води із контрольної свердловини, зі струмка, в який скидається очищений на установці зворотного осмосу фільтрат, зі ставка-накопичувача фільтрату концентрація деяких ЗР перевищує ГДК і фонові концентрації у тисячі разів.

Зафіксована наявність витоку з техногенного ВГ, що підтверджується вмістом фільтрату в дренажних водах, які надходять із дренажної системи, розташованої нижче підшови полігона.

Порівняння динаміки змін загальної мінералізації вод всіх ВГ, розвинених на досліджуваній площі, з динамікою змін загальної мінералізації фільтрату, свідчить про наявність відповідності між значеннями мінералізації фільтрату і ПВ, що можливо при наявності гідравлічного зв'язку між ПВ і техногенним ВГ.

Ширина забрудненої смуги між П-ою чергою полігону і балкою в с. Креничі складає 1000 м. Найбільший рівень забруднення припадає на південну частину цього села і в голову балки, особливо по її правому борту. Внапрямку руху потоку забруднення зменшуються за рахунок атмосферних опадів, поверхневого стоку, розбавлення водами верхньочетвертинного алювіального горизонту малих рік, їх припливів і днищ балок.

Як впливає з аналізу гідрогеологічних розрізів і карт, під подошвами балок, які є місцями складування ТПВ, відсутні водотривкі горизонти, що створює умови інфільтрації вод техногенного горизонту в полтавсько-харківський ВГ нижнього залягання. Із збільшенням навантажень, пов'язаних із функціонуванням полігону, в припідшовній частині формується тиск, величина якого є достатньою для початку перетоку фільтрату, що призводить до забруднення полтавсько-харківського ВГ нітратами, які вимиваються із припідшовної зони полігону. В ній акумулюються важкі метали і водорозчинні органічні сполуки. Ця зона характеризується дефіцитом  $O_2$ , що виникає внаслідок

біохімічного окислювання накопичених органічних речовин. В умовах дефіциту розчинного  $O_2$  тут відбувається акумуляція продуктів анаеробного розпаду ( $NH_3$ ,  $H_2S$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $NO_3^-$ ). Поряд з цим у цій зоні накопичуються метали. У процесі інфільтрації відбувається винос цих продуктів і забруднення ними води в колодязях прилеглих сіл. За своїм складом забруднення, що виявляються при розвантаженні ВГ, характерні для анаеробних зон, де відбувається накопичення продуктів анаеробного розкладу. Наявність забруднень такого типу дає можливість припустити вторинне забруднення техногенних розчинів в процесі їх фільтрування крізь донну частину полігону.

Такі забруднення присутні в воді струмка, в ставку, а також в колодязях с. Підгірці. Вплив техногенного горизонту виявляється в зміні гідрохімічного складу ПВ. Забруднення, що виникають, концентруються у вузькій смузі розповсюдження полтавсько-харківського ВГ на площі с. Підгірці. При подальшому розповсюдженні внаслідок розбавлення водами верхньочетвертинного алювіального горизонту перших надзаплавних терас Дніпра це забруднення нівелюється [3].

Як показали проведені дослідження, найбільшу небезпеку полігон становить для водного середовища. Вже зараз вода в колодязях сіл Підгірці і Креничі непридатна для питного водоспоживання. Тобто полігон №5 є потенційно небезпечним об'єктом для людської життєдіяльності і потужним забруднювачем НПС.

#### Перелік посилань

1. Глухов В.В., Некрасова Т.П. Экономические основы экологии: учебное пособие. 2011. URL: <http://elib.spbstu.ru/dl/2/2154.pdf> (дата звернення: 5.04.2018 р.).
2. ДБН В.2.4-2-2005. Полігони твердих побутових відходів. URL: [dbn.at.ua/load/normativy/dbn/1-1-0-289](http://dbn.at.ua/load/normativy/dbn/1-1-0-289) (дата звернення: 5.04.2018 р.).
3. Барцевский Н.Е., Купраш Р.П., Швыдкий Ю.Н. Геоморфология и рельефообразующие отложения района г. Киева. Киев: Наукова думка, 1989. 178 с.

### ОЦІНКА ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ПРОДУКТИВНІСТЬ ВІВСУ В УМОВАХ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*А.О. Ільїна, асп.*

*Одеський державний екологічний університет*

*Anna\_Plina@ukr.net*

Одеська область відноситься до території з досить великим навантаженням на сільськогосподарські угіддя. Це вирощування досить великого набору сільськогосподарських культур зернових, технічних, овочевих та баштанових. Найбільш поширеними в Одеському регіоні є чорноземні ґрунти. Ґрунти Одеської області мають невелику кількість органічної речовини, низький рівень зволоження, високий рівень випаровування. Усе це передбачає використання високотехнологічних та агротехнічних заходів для отримання високих та стійких врожаїв

сільськогосподарських культур. Засоби захисту рослин, мінеральні та органічні добрива мають вміст важких металів (ВМ), тому при їх використанні необхідно врахувати їх можливий негативний вплив на ріст та розвиток рослин. На сучасному етапі розвитку екологічної науки важливим є питання оцінки стану екосистеми за допомогою математичного моделювання. В рамках роботи була виконана оцінка впливу найбільш розповсюджених поллютантів, до яких належать ВМ, на продуктивність однієї з основних зернових культур, яка вирощується в умовах Одеської області – вівсу. За допомогою математичної моделі формування продуктивності визначені основні показники швидкості надходження ВМ у рослини вівсу (А.Н. Полевой, 1993).

Метою дослідження є встановлення зв'язку між умовами формування ґрунтово-рослинного покриву Одеської області і антропогенної складової.

Механізми поглинання, транспорту, метаболізму і розподілу ВМ в органах і тканинах тісно пов'язана з видовими і сортовими особливостями вирощуваних культур, на які впливають екологічні і антропогенні чинники. Знання про закономірності розподілу ВМ в тканинах і органах рослин дають можливість визначити механізми їх перерозподілу і акумуляції в процесі розвитку рослин, розробити достовірні методи оцінки якості урожаю (С.М.Рижук и др., 2003).

Процес фотосинтезу листя описується з урахуванням впливу на фотосинтез рівня мінерального живлення, фази розвитку рослин, температурного режиму і вологозабезпеченості посівів:

$$\frac{d\Phi}{dt} = \frac{1}{1 / \Phi_{pot} K_{\Phi}(N_{str}^L) + 1 / a_C C_0 + 1 / a_{\Phi} \Pi} \min \left\{ \alpha_{\Phi}, \Psi_{\Phi}, \frac{ET}{ET_{pot}} \right\}, \quad (1)$$

де  $\Phi_{pot}$  – інтенсивність потенційного фотосинтезу;  $a$  – нахил вуглекислотної кривої фотосинтезу;  $C_0$  – концентрація  $CO_2$  у повітрі;  $\Pi$  – поглинена рослинним покривом фотосинтетично активна радіація;  $\alpha_{\Phi}$  – онтогенетична крива фотосинтезу;  $\Psi_{\Phi}$  – температурна крива фотосинтезу;  $K_{\Phi}(N_{str}^L)$  – коефіцієнт забезпеченості рослин елементами мінерального живлення (А.Н. Полевой, 1993).

Накопичення ВМ рослиною розглядається в залежності від утримання рухомих форм ВМ у ґрунті. Швидкість надходження ВМу рослину описується формулою:

$$\frac{\Delta A_q^{погл(о)}}{\Delta t} = \frac{86,4 \alpha_q^{погл} \bar{A}_q^{почв} m_r^j}{a_r}, \quad (2)$$

де  $\frac{\Delta A_q^{\text{погл}}}{\Delta t}$  – швидкість поглинання ВМ корінням рослини,  $\text{мгм}^{-2}\text{доб}^{-1}$ ;

$\alpha_q^{\text{погл}}$  – поглинальна здібність кореню,  $\text{мс}^{-1}$ ;  $\bar{A}_q^{\text{почв}}$  – концентрація рухомих форм  $g$ -го виду ВМ у ґрунті,  $\text{мг/кг}^1$ ;  $a_r$  – радіус кореню,  $\text{см}$ ;  $q$  – вид ВМ.

У табл. 1 наведені характеристики для розрахунку швидкості поглинання найбільш токсичних ВМ рослинами вівсу.

Таблиця 1. Характеристики для розрахунку рівня забруднення врожаю вівсу різними видами важких металів

Види важких металів	Поглиноальна здібність коріння, $\text{м/с}^2$	Концентрація у ґрунті, $\text{мг/кг}$
Кадмій ( <i>Cd</i> )	0,00003	0,5
Свинець ( <i>Pb</i> )	0,00005	12,0
Ртуть ( <i>Hg</i> )	0,00001	0,14

З табл. 1 видно, що максимальна концентрація у ґрунті припадає на свинець, при цьому перевищень *ГДК* по всім трьом ВМ не спостерігається. Мінімальна поглинальна здатність корення визначена для ртуті. У табл. 2 представлені *ГДК* ВМ в абстрактному ґрунті і рослинній продукції (Н.М. Рідей та ін., 2011), які у подальшому використовувалися для оцінки вмісту цих елементів у сільськогосподарських рослинах.

Таблиця 2. *ГДК* важких металів в абстрактному ґрунті і рослинній продукції

№ з/п	Важкі метали	<i>ГДК</i> рухомих форм у ґрунті, $\text{мг/кг}$	<i>ГДК</i> валового вмісту в рослинній продукції, $\text{мг/кг}$ абсолютно сухої речовини
1	Кадмій ( <i>Cd</i> )	$\leq 1$	$\leq 0,003$
2	Свинець ( <i>Pb</i> )	$\leq 30$	$\leq 0,5$
3	Ртуть ( <i>Hg</i> )	$\leq 2,1$	$\leq 0,02$

На підставі даних про фактичний вміст ВМ (кадмію, свинцю, ртуті) у ґрунтах Одеської області виконано оцінку забруднення ґрунтів Одеської області ВМ, які представлені на рис. 1 – 3.

З рис. 1 видно, що вміст кадмію по середнім значенням у ґрунтах Одеської області не перевищує значення *ГДК* рухомих форм по всіх районах. Найбільше значення 0,69 спостерігаються у Тарутинському районі Одеської області, найменші в Любашівському та Кілійському районах.

Вміст свинцю (рис. 2) не перевищує значення *ГДК* рухомих форм по всім районам Одеської області. Найбільші значення 12,4 – 13,3  $\text{мг/кг}$  спостерігаються в Іванівському та Кілійському районах Одеської області, найменші в Савранському та Тарутинському районах.



Рис. 1 - Динаміка вмісту кадмія у ґрунтах Одеської області (середнє значення).

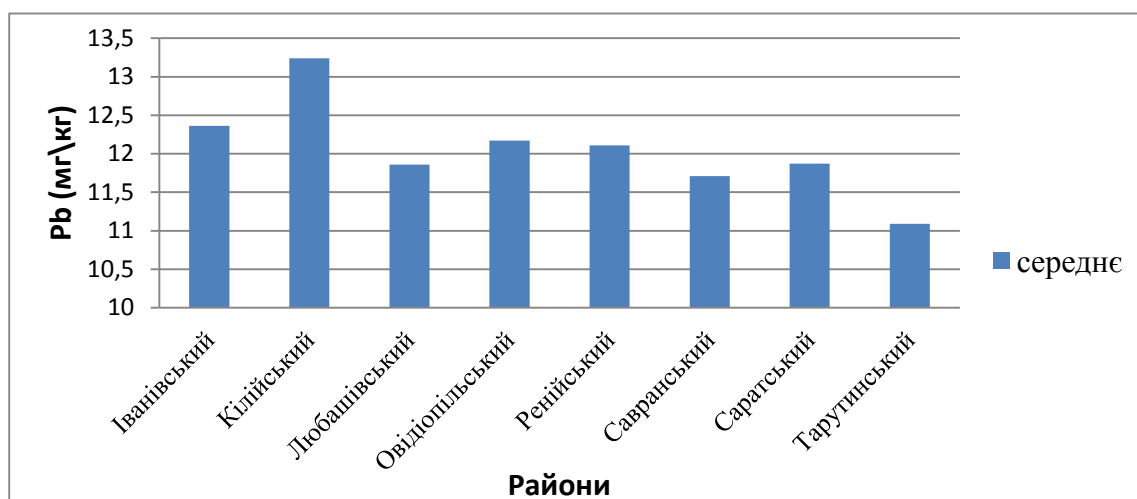


Рис. 2 - Динаміка вмісту свинця у ґрунтах Одеської області(середнє значення).

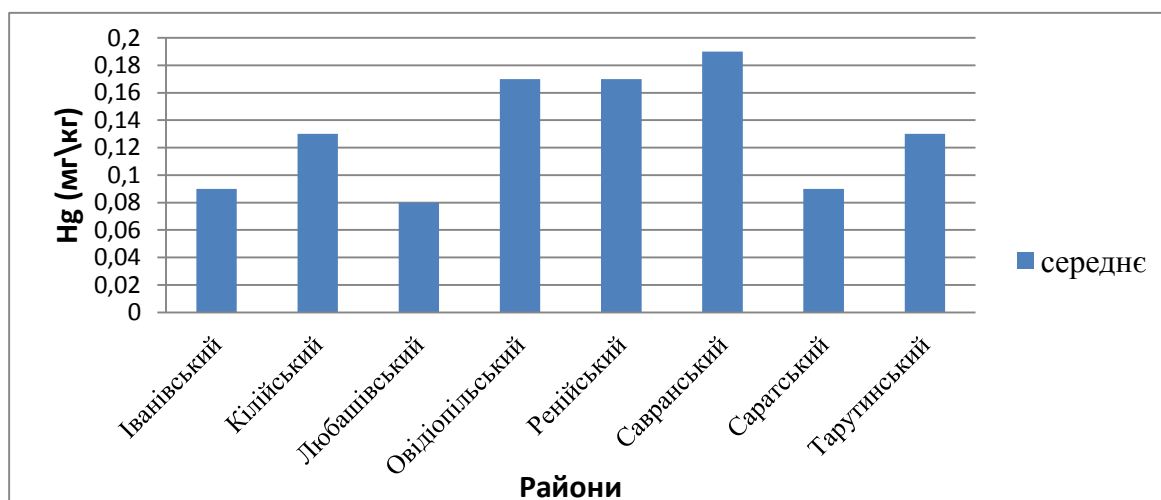


Рис. 3 - Динаміка вмісту ртуті у ґрунтах Одеської області(середнє значення).

З рис. 3 видно, що вміст ртуті по середнім значенням у ґрунтах не перевищує значення ГДК рухомих форм по всіх районах Одеської області. Найбільші значення 0,19 – 0,17 мг/кг спостерігаються у Савранському, Ренійському та Овідіопольському районах Одеської області, найменші 0,08 – 0,09 мг/кг – у Любашівському, Іванівському та Саратському районах.

За допомогою наведеної математичної моделі виконана оцінка впливу ВМ на формування продуктивності вівсу в умовах Одеської області. За отриманими характеристиками ґрунти Одеської області є незабрудненими, а вміст ВМ у рослинній продукції вівсу не перевищує ГДК. Отримані результати добре узгоджуються з фактичним вмістом ВМ у рослинах вівсу, який був визначений у польовому досліді, який проводився на науковій базі ОДЕКУ на протязі 2013 – 2014рр.

### **СОЦІАЛЬНЕ ОПИТУВАННЯ НАСЕЛЕННЯ ЩОДО СТАВЛЕННЯ ДО АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ**

*А.П. Карманська, ст., Т.В. Дудар, к.г.-м.н., доц.  
Національний авіаційний університет, м. Київ  
akarmanska915@gmail.com*

Розбудова громадянського суспільства в Україні унеможливило подальший розвиток ядерної енергетики без участі громадськості. Але відомо, що внаслідок аварії на ЧАЕС значна частка населення негативно ставиться до ядерної енергетики та перспектив її розвитку. Однією з проблем є також низька поінформованість населення про рівень та стан ядерної безпеки (К.Б. Денисевич и др., 2013).

Метою даної роботи є вивчення громадської думки щодо ядерної та радіаційної безпеки, а також аналіз поінформованості та інформаційних потреб мешканців даних населених пунктів задля підвищення ефективності діяльності. Для дослідження громадської думки було проведено соціальне опитування у 2018 р., що підтвердило неготовність суспільства до розуміння переваг ядерної енергетики. Лише третина опитаних підтримали ініціативу розвитку ядерної енергетики, тоді як майже половина висловились нейтрально або негативно.

Виходячи з цього, особливого інтересу набуває вивчення громадської думки щодо питань ядерної та радіаційної безпеки в тих населених пунктах, де працюють підприємства з видобування уранових руд, ядерні установки і об'єкти, призначені для поводження з радіоактивними відходами (Б.А. Дементьев, 1990).

Таким чином, для проведення дослідження було обрано Хмельницьку АЕС та розташовані поряд населені пункти: м. Нетішин Хмельницької області та м. Острогор Рівненської області.

Для того, щоб дізнатись загальну думку населення щодо проживання біля Хмельницької АЕС, було проведено опитування в соціальних мережах та за місцем проживання. В дослідженні взяли участь 342 жителі.

Нетішин. Основними питаннями були: 1) чи подобається їм проживати біля ХАЕС?; 2) чи були помічені зміни в навколишньому середовищі?; 3) чи виникають проблеми зі здоров'ям внаслідок роботи ХАЕС?; 4) чи помічали певні порушення в роботі ХАЕС?; 5) які недоліки є в роботі ХАЕС?.

Актуальність проведення дослідження саме в цих населених пунктах підвищується через значну концентрацію в даних регіонах багатьох підприємств, які є екологічно небезпечними, високий рівень радіаційного та хімічного забруднення, високий рівень захворюваності місцевого населення.

За результатами опитування мешканці населених пунктів, прилеглих до Хмельницької АЕС, в цілому нейтрально ставляться до того, що живуть неподалік від атомної станції. Вони усвідомлюють те, що атомна станція безпечна і при правильному використанні шкоди від неї великої немає, але побоюються збоїв у її роботі, можливих поломок технічного обладнання, висловлюють сумніви щодо його надійності та належного технічного контролю за його станом.

Серед місцевого населення існує думка, що Хмельницька АЕС найбезпечніша у порівнянні з іншими. Але учасники опитування все ж таки висловлювали занепокоєність з приводу забруднення навколишнього середовища і погіршення здоров'я внаслідок роботи станції. У якості аргументів респонденти зазначали такі факти: забруднення природних водоймищ; слабе здоров'я молодого покоління, що підтверджують місцеві вчителі та лікарі.

Обговорення причин погіршення здоров'я місцевого населення викликало жваву дискусію. У їх переліку учасники соціопитування назвали: забруднене повітря та воду, продукти харчування, що містять шкідливі консерванти, добавки, пестициди тощо. Проте помітним під час дискусії був перекис у бік підвищеного рівня радіації як важливого чинника виникнення проблем зі здоров'ям.

Більшість учасників опитування у м. Нетішин повідомили про те, що за останні роки ніяких серйозних змін на АЕС не відбувалось, адже про це не повідомлялося у ЗМІ. Проте й особливої довіри до офіційної інформації з даного питання респонденти не висловили. Зазвичай місцеві мешканці перевіряють її через «надійні джерела», тобто друзів/знайомих, що працюють на АЕС або пов'язані з діяльністю станції.

Інформація щодо намірів уряду розвивати ядерну енергетику оцінювалась учасниками опитування дуже негативно, особливо у м. Острог та Нетішин, у селах Кіровоградської області. Упереджене ставлення населення до будівництва нових енергоблоків ґрунтується на низькому рівні довіри до дій влади, передусім, коли йдеться про суттєві капіталовкладення, які надходять із державного бюджету.



Жителі мають суттєві сумніви щодо можливості організації належного контролю за дотриманням технічних норм і забезпечення належної якості робіт під час будівництва через економічну і політичну нестабільність в країні. Зазначені чинники, на думку респондентів, не можуть гарантувати належного рівня при подальшій експлуатації нових енергоблоків АЕС. Саме цей аргумент для учасників опитування був ключовим у багатьох містах (Нетішин, Острог тощо) і значно переважив позитивні аспекти, пов'язані з можливим будівництвом (створення нових робочих місць, покращення соціально-економічної ситуації в регіоні).

Під впливом зазначених чинників громадська думка про стан ядерної та радіаційної безпеки на діючих АЕС і організацію контролю за ним є суперечливою, надмірно емоційною і критичною: більшість учасників опитування висловили впевненість у недотриманні норм на діючих АЕС, проте не змогли навести жодного об'єктивного доказу або аргументу.

В результаті соціопитування ми дізнались, що більша половина населення (56%) задоволені своїм положення і позитивно відносяться до атомної енергетики, невелика частина (8%) проти проживання в зоні впливу АЕС і 36% населення нейтрально відносяться до атомної енергетики.

Таким чином, мешканці прилеглих до Хмельницької АЕС населених пунктів вважають, що державний контроль за роботою станції необхідно посилювати. При цьому, кілька респондентів порекомендували обов'язково доповнювати його контролем громадських організацій, щоб запобігти замовчуванню або викривленню інформації про позаштатні ситуації та їх можливі негативні наслідки для оточуючого середовища, населення.

## **АГРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ЗЕМЕЛЬ ХЕРСОНЩИНИ**

*Л.О. Качановська, к.геогр.н., ст. викл.*

*Національний університет біоресурсів і природокористування України, м. Київ  
Prykup\_lena@ukr.net*

В результаті нераціонального використання ґрунтів відбувається поступове зниження родючості. Територія Херсонської області відноситься до однієї з найбільш розораних областей України. Внаслідок екстенсивного розвитку сільського і лісового господарства, неефективного ведення заповідної та інших природоохоронних справ порушилося співвідношення площ угідь, що стало наслідком інтенсивного розвитку ерозійних процесів, ущільнення орного шару ґрунту, зниження родючості, послаблення стійкості природних ландшафтів України [1]. Сучасне землекористування на Херсонщині характеризується великою часткою ріллі. При середній розораності сільськогосподарських угідь 87% деякі райони області, наприклад, Іванівський, Каланчацький,

Нижньосірогоський, мають розораність більше 90 % [2], а ступінь розораності земельної площі України – 56 % [3]. Херсонська область належить до адміністративних областей, де спостерігаються найбільші площі деградованих і малопродуктивних орних земель (345 тис. га або 19,5 % від площі ріллі області) [3].

Вміст гумусу в ґрунтах за сучасними оцінками вважається інтегральним показником їх родючості й еколого-економічного потенціалу. За даними циклу обстеження вміст гумусу в ґрунтах Степу складає 3,45 %, що значно менше від оптимальних параметрів вмісту гумусу, які становлять для Степу 4,3 %. За умови збереження негативних тенденцій щодо зменшення концентрації гумусу в ґрунтах Північного Причорномор'я при зростаючому порушенні водно-сольового балансу внаслідок регіонального підтоплення й глобальних змін клімату виснаження земельних ресурсів і зниження їхньої екологічної стійкості прискорюватиметься [3].

Ґрунтовий покрив досліджуваної території складається в основному з чорнозему південного з важко- та середньосуглинковим механічним складом з переважанням крупнопилуватої фракції, що визначає схильність ґрунтів до процесів дефляції та ерозії. Площа подових ґрунтів (біля 10 % ріллі) характеризуються досить потужним гумусованим профілем (60 – 70 см) та відзначаються низькою водопроникністю, значною вологоємністю при невеликому запасі доступної для рослин вологи. Ґрунтам притаманне короткострокове сезонне перезволоження, вони потребують регулювання водно-повітряного режиму [4]. На території Херсонської області спостерігаються ґрунти з дуже низьким, низьким, середнім, підвищеним, високим та дуже високим вмістом гумусу. Найбільші площі займають ґрунти з середнім вмістом гумусу (55,6 %) (рис.1).

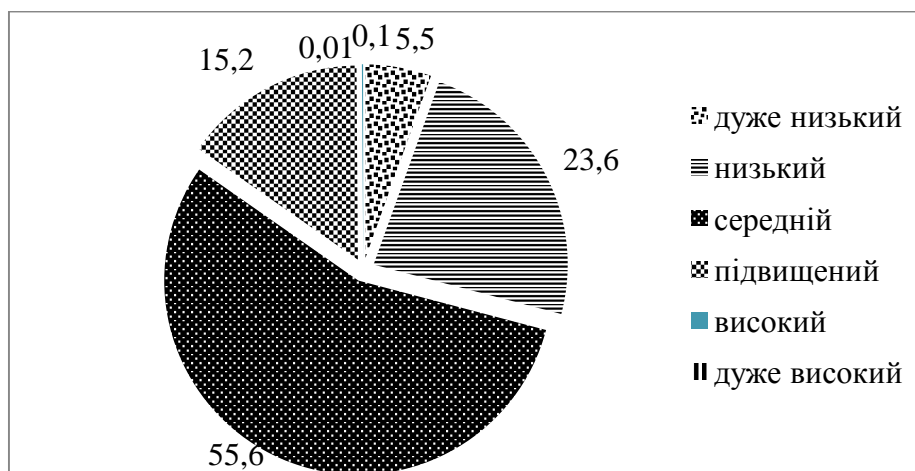


Рис. 1 – Характеристика ґрунтів Херсонської області за вмістом гумусу.

Відсоток ґрунтів за середнім вмістом гумусу по районах змінюється від 2 % в Голопристанському районі до 80,7 в Нижньосірогородському. Більше 50 % земель з середнім вмістом спостерігається в десяти районах (Білозерському, Великопетиському, Великоолександрівському, Генічеському, Горностаївському, Іванівському, Каланчацькому, Каховському, Нижньосірогородському та Чаплинському). В Голопристанському районі найбільші площі займають землі з низьким рівнем вмісту гумусу, а їх площі складають майже 64 % від загальної площі району. Середньозважений показник за вмістом гумусу Голопристанського району – 1,28, а Нижньосірогородського – 2,8. Ґрунти в дуже високим вмістом гумусу спостерігаються лише в Білозерському районі, а їх площа не перевищує 0,2 % від загальної обстеженої площі.

Середньозважений показник площ ґрунтів Херсонської області в розрізі адміністративних районів змінюється від 1,13 в Цюрюпинському районі до 3,26 % в Високопільському. Величина середньозваженого показника менше 2,0 спостерігається в п'яти районах, а саме: Голопристанському, Каланчацькому, Скадовському, Цюрюпинському, Комсомольському районах, а більше 3,0 лише в Високопільському районі. Величина середньозваженого показника по області дорівнює 2,39.

Сільськогосподарські культури для нормального їх розвитку, потребують певних інтервалів *pH*. При зміні реакції ґрунту поживні речовини з доступних форм переходять в важкодоступні форми сполук необхідні для рослин [5].

Структура розподілу земель за реакцією ґрунтового розчину дозволяє виявити, що максимальну площу займають ґрунти, що мають близьку до нейтральної реакцію (49,65 %), а мінімальну – ґрунти з середньо кислою реакцією (0,05 %).

На території Херсонської області спостерігаються несолонцюваті, слабосолонцюваті, сильно солонцюваті ґрунти та солонці (рис. 2).

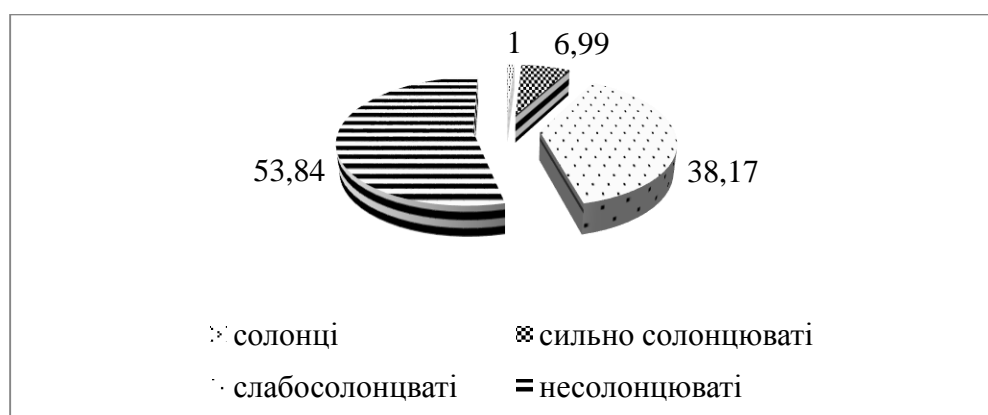


Рис. 2 – Розподіл площ солонцевих ґрунтів Херсонської області.

Найбільшу частку становлять несолонцюваті ґрунти (53,84 %), однак слабосолонцюваті, сильно солонцюваті ґрунти та солонці складають

46,16 %, з яких слабосолонцюваті ґрунти становлять 38,17 %. Найбільшу частку сильно солонцюватих (25 – 63 %) та слабосолонцюватих площ (77 – 76 %) займають ґрунти Цюрюпинського та Новокаховського районів [5].

За рахунок різкого зменшення кількості внесених органічних добрив та недостатнього для позитивного балансу об'єму внесення мінеральних добрив в ґрунтах області відзначається переважання процесів хімізації. За період останніх 10 – 15 років відзначено зниження загального вмісту органічної речовини в ґрунтах. Хімічне забруднення ґрунтів зберігається упродовж тривалого часу. Значну шкоду ґрунтам наносять забруднення важкими металами (ВМ), найбільш небезпечними з яких є *Hg*, *Pb*, *Cd*, *Cu*, *Zn* [6, 7].

Згідно з дослідженнями, проведеними у 2015 р. за вмістом валової і рухливої форм ВМ, отримано такі результати: концентрація рухливої форми *Cu* по районах Херсонської області змінюється від 0,28 до 0,77 мг/кг, а валова форма концентрація *Cu* по районах змінюється в межах 6,4 – 14,3 мг/кг.

Найвища концентрація рухливої форми *Zn* спостерігається в ґрунтовому покриві Цюрюпинського району (10,5 мг/кг), а валової форми – в Новотроїцькому (10,8 мг/кг). Найнижча концентрація рухливої форми *Zn* притаманна ґрунтам Великолепетиського та Високопільського районів (0,54 мг/кг), а валової форми – Голопристанського (3,41 мг/кг).

Концентрація *Pb* рухливої форми змінюється по території Херсонської області від 0,41 мг/кг в Верхньорогачинському районі до 2,43 мг/кг в Каланчацькому. Концентрація *Pb* валової форми по районах змінюється в межах 2,7 – 10,7 мг/кг.

Найнижча концентрація рухливої форми *Cd* спостерігається в двох адміністративних районах області: Білозерського та Голопристанського (0,05 мг/кг), а найнижча валової форми (0,14 мг/кг) спостерігається в Голопристанському районі. Найвища концентрація *Cd* валової форми 0,84 мг/кг, а рухливої – 0,18 мг/кг в Нижньосірогородському.

Проведені дослідження території Херсонської області свідчать про те, що найбільші площі займають ґрунти з середнім вмістом гумусу (55,6 %), а найбільше значення середньозваженого показника спостерігається в Високопільському районі (3,26 %). На території області спостерігаються слабосолонцюваті, сильно солонцюваті ґрунти та солонці складають. За вмістом ВМ валової та рухливої форм виявили перевищення *ГДК* за вмістом свинцю в Каланчалському районі, де концентрація рухливої форми *Pb* становить 2,43 мг/кг, а в Нижньосірогородському – 2,21 мг/кг при величині *ГДК* рухливої форми *Pb* 2 мг/кг.

#### Перелік посилань

1. Джигирей В.С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища: навч. посіб. 5-те вид. Київ: Т-во «Знання», КОО, 2007. 422 с.

2. Мангер В.М. Організаційно-економічний механізм природоохоронної діяльності в аграрній сфері: дис.... канд. економ. наук. URL: [http://most.ks.ua/files/docs/diss\\_manger.pdf](http://most.ks.ua/files/docs/diss_manger.pdf) (дата звернення: 25.03.2018 р.).
3. Іванюта С.П., Качинський А.Б. Екологічна та природно-техногенна безпека України: регіональний вимір загроз і ризиків: монографія. Київ: НІСД, 2012. 308 с.
4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2012 році. Херсон, 2013. 305 с.
5. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2015 році. Херсон, 2016. 292 с.
6. Соколова В.І., Ільїна В.Г. Сучасний стан забруднення ґрунтів сільськогосподарського призначення Херсонської області // Вісник Гідрометцентра Чорного і Азовського морів. 2016. №1(19). С. 179-184.
7. Сафранов Т.А. Загальна екологія та неоекологія. Київ: КНТ, 2005. 188 с.

## **ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ ОБСТАНОВКИ У РІЗНІ ЗА ВОДНІСТЮ РОКИ У БАСЕЙНІ РІЧКИ СУЛА**

*Н.В. Кликач, маг., М.Є. Даус, к.геогр.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет  
klykach1995@gmail.com*

*Вступ.* Предметом вивчення є р. Сула та її притоки, що належать до басейну Дніпра. Екологічний стан води у басейні р. Сула зумовлений, переважно, антропогенними чинниками, їх вплив на формування якості води був і продовжує залишатися значним.

*Мета роботи* - оцінити якість води у басейні р. Сула за екологічною класифікацією залежно від водності року, розрахувати екологічні ризики, використовуючи поняття *ГДК*. Такі дослідження актуальні та важливі для використання води річок для потреб різних споживачів і ступеню їх очищення.

*Об'єкти дослідження.* В гідрографічному плані р. Сула є лівою притокою Дніпра, протікає лісостеповою зоною – зоною достатньої водності. Довжина річки Сула 363 км, площа басейну близько 18500 км<sup>2</sup>. Переважає змішаний тип живлення, вода багата мінералами і йодом. Головна цінність р. Сула в її використанні для водопостачання, рибництва і зрошуванні. Довжина р. Удай 327 км, площа басейну 7030 км<sup>2</sup>. Живлення мішане, з переважанням снігового. Воду використовують для технічних і побутових потреб, на водопостачання, зрошування. Довжина р. Ромен 121 км, площа басейну – 1660 км<sup>2</sup>. Річище випрямлене, подекуди обваловане, переважно каналізоване, є магістральним каналом осушувальної системи.

*Вихідні дані.* В якості вихідних даних були використані дані спостережень гідрометеорологічної служби України за гідрохімічними показниками води на 5 стаціонарних постах: р. Ромен – м. Ромни (в межах міста); р. Удай – м. Прилуки (0,8 км вище міста); р. Удай – м. Прилуки

(1 км нижче міста); Сула – м. Лубни (0,5 км вище міста); р. Сула – м. Лубни (0,2 км нижче міста). Період спостережень з 1989 по 2010 рр.

*Методики досліджень.* На основі екологічної класифікації [1], використовуючи гідрохімічні показники, осереднені за рік, та максимальні величини у басейні р. Сула, одержані чисельні значення класів, категорій та субкатегорій якості досліджуваних вод за критеріями мінералізації і забруднення компонентами сольового складу (I1), за трофо-сапробіологічним блоком (I2), вмістом специфічних забруднювальних речовин токсичної дії (I3), також здійснений словесний опис якості вод і розраховані відповідні інтегральні індекси Іе.

Нормування якості головних компонентів природного середовища полягає у встановленні меж допустимих змін їх властивостей. Норми повинні встановлюватися по реакції самого чутливого організму-індикатора, але практично найбільш часто встановлюють санітарно-гігієнічні або економічно доцільні нормативи [2]. Якість природного середовища за рівнем забруднення вважається задовільним за дотримання двох основних умов: концентрації індивідуальних забруднювальних речовин  $C_i$  повинні бути менше їх ГДК ( $C_i \leq ГДК_i$ ) та при наявності групи речовин односпрямованої дії, одночасно присутніх у водному середовищі, сума відношення їх концентрацій повинна бути менше одиниці ( $\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1$ ). Ця умова для водних об'єктів визначається, виходячи з лімітуючих ознак шкідливості (ЛОШ), які можуть бути: загальносанітарними (ЗС); санітарно-токсикологічними (СТ); органолептичними (ОЛ) і токсикологічними (Т).

*Аналіз результатів.* Розрахунки показують, що за досліджуваний період забруднення річок знаходиться на певному рівні, у м. Лубни нижче міста якість води погіршується. За середніми значеннями індексу Іе у пункті Прилуки (вище міста) порівню спостерігається II та III клас якості, нижче міста – у 60 % випадків вода II класу, 40 % – III. У пункті Ромни якість води II класу спостерігається у 27 %, III – 73 %. У пункті Лубни (вище міста) 63 % мають II клас якості води, 37 % – III, нижче міста – у 42 % випадків вода II класу, 58 % – III. Тобто води добрі та задовільні за станом і досить чисті та слабо забруднені за ступенем чистоти;  $\beta'$ -мезосапробні,  $\beta''$ -мезосапробні за сапробністю та мезо-евтрофні, евтрофні за трофністю. За максимальними значеннями Іе у всіх пунктах вода має III клас, крім пункту Лубни (вище міста), де 11 % – II клас, 89 % – III клас. Тобто задовільні за станом і слабо забруднені за ступенем чистоти.

Найбільший внесок в сумарне забруднення переважної більшості досліджених вод належить специфічним речовинам токсичної дії (важким металам) та речовинам органічного походження (фосфор, СПАР та азот нітритний).

Для виділення маловодних, середніх за водністю та багатоводних років була побудована різницева інтегральна крива річного стоку [3] для створу р. Сула – м. Лубни (рис. 1).

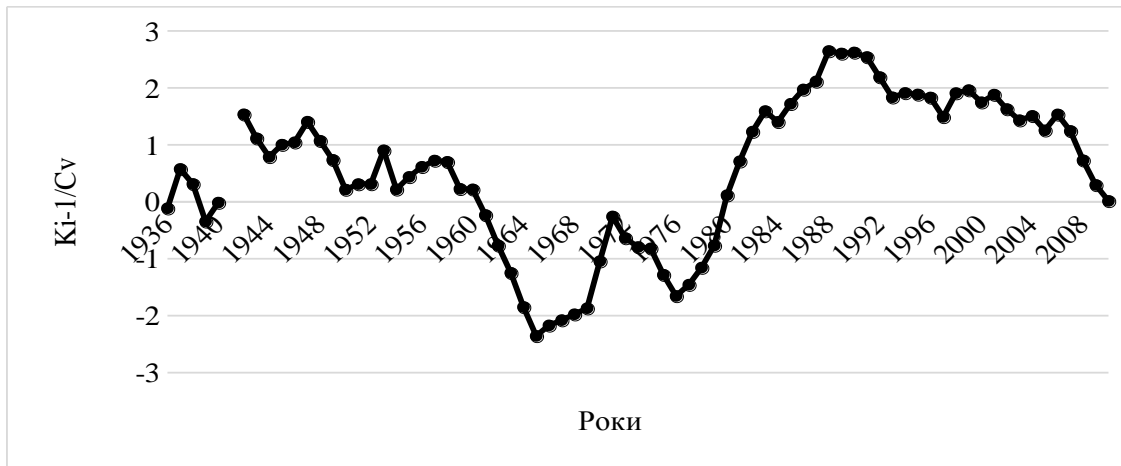


Рис. 1 – Різницева інтегральна крива витрат води створі р. Сула – м. Лубни, 1936-2010 рр.

Рисунок показує, що період з 1936 по 2010 рр. містить один повний цикл водності з 1980 по 2010 рр. Багатоводна фаза припадає на період з 1980 по 1989 рр. включно. А з 1990 по 2010 рр. продовжується маловодна фаза.

На основі різницевої інтегральної кривої були виділені маловодні, середні за водністю та багатоводні роки, досліджена кількість розчинених хімічних речовин в порівнянні із *ГДК* рибогосподарського призначення з врахуванням класів небезпеки. Результати розрахунків показані у табл. 1 і 2.

На посту р. Сула – м. Лубни (вище міста) у роки малої водності (табл. 1) видно, що повторюваність перевищень *ГДК* із значеннями ( $C_i \approx 10 \text{ ГДК}_i$ ), що відповідають напруженій екологічній обстановці, по більшості досліджуваних речовин є набагато більшими, ніж у середні за водністю та багатоводні роки. Особливо значним перевищенням *ГДК* ( $C_i > 50 \text{ ГДК}_i$ ) відзначаються феноли: 77 % у маловодні та 86 % у середні за водністю роки, 18 % – у багатоводні, що дозволяє характеризувати екологічну ситуацію як кризову.

На посту р. Сула – м. Лубни (нижче міста) у роки малої водності (табл. 2) видно, що повторюваність перевищень *ГДК* із значеннями ( $C_i \approx 10 \text{ ГДК}_i$ ), що відповідають напруженій екологічній обстановці, по більшості досліджуваних речовин є більшими, ніж у середні за водністю та багатоводні роки. Особливо значним перевищенням *ГДК* ( $C_i > 50 \text{ ГДК}_i$ ) відзначаються феноли: 86 % у маловодні та 92 % у середні за водністю роки, 27 % – у багатоводні, що дозволяє характеризувати екологічну ситуацію як кризову та надзвичайну.

Таблиця 1. Повторюваність класів перевищення ГДК (%) р. Сула - м. Лубни  
(вище міста) за роками різної водності за 1989-2010 рр.

Критерії оцінки обстановки	$O_2$	$SO_4$	$Ca$	$Mg$	$Na^+, NO_2$	$\sum I_p$	$NH_4$	$Fe$	$Cu$	$Zn$	$Cr$	$BCK_5$	Феноли
маловодні роки													
$C_i \leq ГДК_i$	100	49	100	69	40	66	60	20	52	43	33	97	0
$C_i \approx 10 ГДК_i$	0	51	0	31	60	34	40	80	48	57	77	3	0
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	77
середні за водністю роки													
$C_i \leq ГДК_i$	97	95	98	88	51	95	84	20	52	27	26	97	0
$C_i \approx 10 ГДК_i$	3	5	2	12	49	5	16	80	48	70	74	3	3
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	11
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86
багатоводні роки													
$C_i \leq ГДК_i$	86	90	100	90	36	90	100	37	46	37	37	100	82
$C_i \approx 10 ГДК_i$	14	10	0	10	64	10	0	63	54	36	63	0	0
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27	0	0	0
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18

Таблиця 2. Повторюваність класів перевищення ГДК (%) р. Сула – м. Лубни  
(нижче міста) за роками різної водності за 1989-2010 рр.

Критерії оцінки обстановки	$O_2$	$SO_4$	$Ca$	$Mg$	$Na^+, NO_2$	$\sum I_p$	$NH_4$	$Fe$	$Cu$	$Zn$	$Cr$	$BCK_5$	Феноли
маловодні роки													
$C_i \leq ГДК_i$	100	43	97	62	29	97	72	12	40	26	29	100	8
$C_i \approx 10 ГДК_i$	0	57	3	38	71	3	28	88	60	74	71	0	3
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	86
середні за водністю роки													
$C_i \leq ГДК_i$	100	74	99	86	36	60	89	21	24	20	10	97	6
$C_i \approx 10 ГДК_i$	0	23	1	14	64	40	11	79	76	79	90	3	0
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	92
багатоводні роки													
$C_i \leq ГДК_i$	100	73	100	100	55	91	91	55	55	28	37	100	83
$C_i \approx 10 ГДК_i$	0	27	0	0	45	9	9	45	45	54	63	0	0
$C_i \approx (20-30) ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0
$C_i > 50 ГДК_i$	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	27

З порівняння табл. 1 та 2 видно, що на посту р. Сула – м. Лубни (нижче міста) ситуація погіршується, очевидно, через змивання ЗР із міських територій.



*Висновки.* Суттєва відсутність змін в екологічному стані басейну р. Сула зумовлена переважно антропогенними чинниками, їх вплив на формування якості води був і продовжує залишатися значним. Для покращення показників та загалом вирішення проблем забруднення водного басейну рекомендується покращити роботу очисних споруд або ввести нові технології очищення скидних та стічних вод з водоканалів. Вода в р. Сула вище м. Лубни має менші значення перевищень гідрохімічних показників, ніжче міста – більші, що може бути пов'язано з впливом антропогенних чинників. По берегах річки проживає більше 100 тис. чол. (тільки м. Лубни з населенням 47 тис.), розташовано багато підприємств. Значні перевищення *ГДК* по фенолам показує високий рівень зношеності каналізаційно-очисних споруд або їх повну відсутність [4, 5]. Ці причини можуть призвести до негативних наслідків, непоправного впливу на іхтіофауну річки. Потрібно проводити постійний моніторинг і контроль води р. Сула, впроваджувати необхідні заходи для запобігання погіршення стану вод, як вимагає Водна рамкова директива (2000).

#### **Перелік посилань**

1. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України, гідрохімічні розрахунки, методи аналізу. Київ: Ніка – Центр, 2008. 712 с.
2. Музалевский А.А., Карлин Л.Н. Экологические риски: теория и практика. Санкт-Петербург: РГГМУ, ВВМ, 2011. 448 с.
3. Клибашев К.П., Горошков И.В. Гидрологические расчеты. Гидрометеорологическое издательство, 1970, 380 с.
4. Екологічний паспорт Сумської області (2008-2010 рр.). URL: <http://www.menr.gov.ua/protection/protection1/sumska> (дата звернення: 21.04.2018 р.).
5. Екологічний паспорт Черкаської області (2008-2010 рр.). URL: <http://www.menr.gov.ua/protection/protection1/cherkaska> (дата звернення: 21.04.2018 р.).

#### **ВИЗНАЧЕННЯ ПРОТЕКТОРНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НОВОГО РЕГУЛЯТОРА РОСТУ РОСЛИН ЩОДО ВПЛИВУ ПРОМИСЛОВОЇ СТІЧНОЇ ВОДИ ЗАСОБАМИ ПРОРОСТКІВ *ALLIUM TEST***

*О.Є. Коноваленко, ст., М.М. Сидорович, проф.*

*Херсонський державний університет*  
ksenyko4@gmail.com

В лабораторії активних форм навчання біології та екології ХДУ виконується наукова тема «Цитоекологічний моніторинг дії чинників довкілля засобами біотестування» силами міжкафедральної групи. Провідним методом виконання теми є метод біотестування, яким здійснюється декілька напрямів наукового дослідження. В якості модельних систем використовують фітотести. Один із вказаних напрямків – вивчення біологічних властивостей похідних спірокарбону. Спірокарбон – це спіросполука, молекула якої складається з двох гетероциклів. Кожен цикл містить два атоми азоту і чотири атома вуглецю,

один з яких є спільним для двох циклів [1]. Похідні спірокарбону синтезовані хіміками ХДУ і мають сільськогосподарське значення. Учасники міжкафедральної групи, проводячи масштабні дослідження однієї з його похідних, визначили, що комплекс спірокарбону з бурштиною кислотою: 1) має рістрегулюючі властивості стосовно проростку рослин (підвищує енергію пророщення насіння, прискорює ріст проростку, змінює координацію росту органів) [2]; 2) має видо- і сортоспецифічні біостимулюючі властивості [3]; 3) підвищує адаптацію рослин до низьких  $+t^{\circ}$  [4]; 4) є екологічно безпечною хімічною речовиною (на *організовому рівні* препарат не чинить істотного токсичного впливу, на *клітинному* – не має цитотоксичного і мітозмодифікуючого ефектів, на *субклітинному* рівні комплекс – не мутаген, на *молекулярному* – не викликає істотного оксидантного стресу [5]).

Як видно з наведеного переліку, вивчення протекторних властивостей є одним з його аспектів. У роботі, що представлена, продовжено розроблення питання протекторних властивостей вказаного похідного спірокарбону. Її *метою* стало визначення протекторних властивостей комплексу спірокарбону з бурштиною кислотою щодо впливу промислової стічної води засобами проростків *Allium test*.

*Матеріал і методи дослідження.* В якості антропогенного чинника в дослідженні використана промислова стічна вода з Цюрупінського масло-сир заводу. Її хімічний аналіз не виявив суттєвих відмінностей складу від нормативів. Водночас попередні дослідження свідчили про певний мутагенний вплив цього чинника [6]. При проведенні даної роботи застосували біометричні, цитологічні та статистичні методи. В якості модельної системи використали проростки *Allium test*, які сформували за загально визнаною методикою. Перед пророщуванням на 1 добу мішечки з насінням замочили в дистильованій воді (К1), препараті № 1 – комплексі спірокарбону з бурштиною кислотою у концентрації  $10^{-7}$  моль/дм<sup>3</sup>, препараті № 2 – та ж речовина в концентрації  $10^{-2}$  моль/дм<sup>3</sup> і стічній воді (К2). Кожний варіант експерименту проростили в чашках Петрі впродовж 4 діб при  $t = 26^{\circ}\text{C}$ . По закінченню визначили три біометричні показники: енергію пророщення насіння (ЕП), довжину проростка (L) та довжину кореня (Lк). Виготовили з кінчика коренів проростків тимчасові препарати, на яких визначили частоту хромосомних аберацій (ХА) ана-телофазним методом на 9 препаратах для кожного варіанту (всього опрацьовано 54 препарати). Одержані кількісні дані обробили статистично з використанням ресурсу Excel і t-критерію.

*Результати дослідження.* У табл. 1 представлена динаміка біометричних показників проростків *Allium cepa L.* за дії препарату і стічної води. Їх динаміка довела, що препарат № 2 забезпечує ріст проростку, що подібний росту в умовах її відсутності (К1) і суттєво

Таблиця 1. Динаміка біометричних показників проростків *Allium* сера L. за дії препарату і стічної води

№ варіанта	Варіанти	ЕП, %	L, мм	L <sub>к</sub> , мм
1	K1 (дист. вода)	68±7,8	28,35±3,5	11,04±1,5
2	Пр. № 1	63,5± 12,7**	29,52±2,6**	12,53±1,4**
3	Пр. № 2	71,5±0,98**	32,53±2,3**	13,66±1,1* **
4	Пр. № 1 + стічна вода	43±11,7*	15,62±2,2*	6,01±1,1*
5	Пр. № 2 + стічна вода	<b>46,5±4,9* **</b>	20,46±2,5*	<b>10,84±1,8**</b>
7	K2 (стіч.вода)	35±9,8	17,77±3,2	5,77±1,2

\* - достовірно відрізняється від еталону з  $p=0,05$

\*\* - достовірно відрізняється від K2 з  $p=0,05$

підвищує ступінь пророщення насіння порівняно з дією тільки стічної води (K2).

Табл. 2 містить результати обчислення рівня аберацій при одночасній дії двох концентрацій препарату і стічної води. Моніторинг цього показника у вказаних умовах засвідчив, що обидва препарати суттєво (в 4 – 5 разів) знижують мутагенний вплив антропогенного чинника.

Таблиця 2. Узагальнені дані щодо рівня аберацій в корневих клітинах проростків *Allium* сера L. за дії препарату і стічної води

Варіанти	Кількість клітин в ана- і телофазах	Частота хромосомних аберацій (ХА), %	
	N	n	%
Пр. № 1+ стічна вода	189	9	<b>0,14±0,09**</b>
Пр. № 2+ стічна вода	171	6	<b>0,21±0,11**</b>
K2	167	37	0,75±0,15

\*\* - достовірно відрізняється від K2 з  $p=0,05$

Отже, новий синтетичний регулятор росту рослин – комплекс спірокарбону з бурштиновою кислотою в умовах дії промислової стічної води: 1) захищає процеси пророщення насіння і ріст проростків *Allium test*; 2) водночас знижує рівень мутаційної дії цього чинника.

Таким чином, проведене дослідження засвідчило, що препарат має протекторні властивості відносно вказаного антропогенного чинника.

#### Перелік посилань

1. Речицький О.Н., Пилипчук Л.Л. Дослідження на рослинних об'єктах рістрегулюючої активності спірокарбону та його похідних // Чорноморськ. бот. ж. 2010. Т. 6. № 1. С. 89-94.
2. Мелькова Т.А., Сидорович М.М. Порівняльна характеристика рістрегулюючих властивостей похідних спірокарбону – нового класу стимуляторів росту рослин // Біологічні дослідження. Житомир: ПП «Рута», 2015. С. 36-38.

3. Баканча М.В., Гладков А.О., Сидорович М.М. Визначення біостимулюючих властивостей синтетичних хімічних речовин з класу біциклічних бісечовин засобами фітотестування // Біологічні дослідження. Житомир: ПП «Рута», 2015. С. 225-228.
4. Баканча М.В., Воронова К.А. Протекторні властивості синтетичного стимулятора росту рослин з класу біциклічних бісечовин – похідних спірокарбону // Екологічна безпека держави. Київ: НАУ, 2013. С. 126-127.
5. Сидорович М.М., Кундельчук О.П., Воронова Е.А. Визначення рівня екологічної безпеки комплексу спірокарбону з бурштиною кислотою за допомогою фітотестів // Сборник научных трудов Sword. 2013. Вип. 3. Том 43. С. 46-54.
6. Сидорович М.М., Польшенко Ю.В. Мітозомодифікуючі та мутагенні властивості похідних спірокарбону // Наука в інформаційному просторі. 2013. Т. 7. С. 59-62.

## **БИОЛОГО-МАТЕМАТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ИСКУССТВЕННЫХ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ**

*Кордзадзе Т.З., к.т.н., доц.*

*Государственный университет Акакия Церетели, г. Кутаиси, Грузия*

*tea\_kordzadze@yahoo.com*

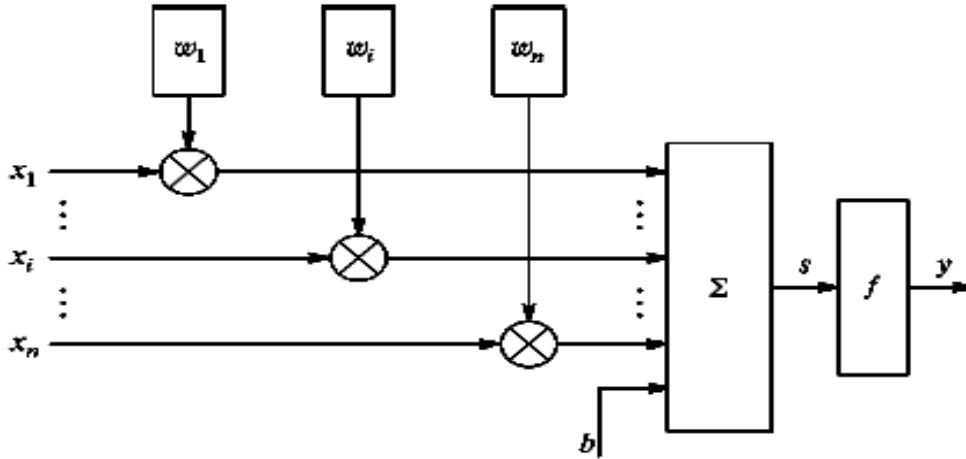
В условиях современности все большей актуальности для оценки и прогнозирования антропогенных изменений в окружающей среде приобретают методы математического моделирования, в т.ч. основанные на использовании биологических законов и принципов. К одним из наиболее эффективных математических моделей выше указанного направления относятся искусственные нейронные сети, которые представляют собой математические модели, а также их программное или аппаратное воплощение, построенные по принципу организации и функционирования биологических нейронных сетей – сетей нервных клеток живого организма [1].

Искусственный нейрон – это составная часть искусственной нейронной сети (рис. 1).

В состав искусственного (математического) нейрона входят умножители (синапсы), сумматор и нелинейный преобразователь. Синапсы осуществляют связь между нейронами, перемножая входной сигнал на число, которое характеризует силу связи – вес синапса. Сумматор составляет сигналы, поступающие по синаптическим связям от других нейронов, и внешних входных сигналов. Нелинейный преобразователь реализует нелинейную функцию одного аргумента – выхода сумматора. Эта функция называется «функция активации» или «передаточная функция» нейрона. Нейрон в целом реализует скалярную функцию векторного аргумента. Математическая модель нейрона описывается соотношениями [2, 3]:

$$s = \sum_{i=1}^n \omega_i \cdot x_i + b. \quad (1)$$

В общем случае входящий сигнал, весовые коэффициенты и



$f$  – нелинейное преобразование (функция активации или передаточная функция);  
 $\omega_i$  – вес синапса ( $i = 1, \dots, n$ );  $b$  – значение смещения;  $x_i$  – компонента входного вектора (входной сигнал);  $s$  – результат сложения;  $y$  – выходной сигнал нейрона;  
 $n$  – количество входов

Рис. 1 – Структура искусственного нейрона.

смещения могут принимать действительные значения. Выход ( $y$ ) значения определяется видом функции активации и может быть как реальным, так и целым (табл. 1.). Во многих практических задачах входы, вес и сдвиги могут принимать только некоторые фиксированные значения.

Таблица 1. Функции активации нейронов

Название	Формула	Область значений
Пороговая	$f(s) = \begin{cases} 0, & s < \theta \\ 1, & s \geq \theta \end{cases}$	(0, 1)
Сигмоидальная (логистическая)	$f(s) = \frac{1}{1 + e^{-s}}$	(0, 1)
Линейная	$f(s) = s$	$(-\infty, \infty)$
Радиальная базисная (гаусовская)	$f(s) = e^{-s^2}$	(0, 1)
Гиперболический тангенс	$f(s) = \frac{e^s - e^{-s}}{e^s + e^{-s}}$	(-1, 1)

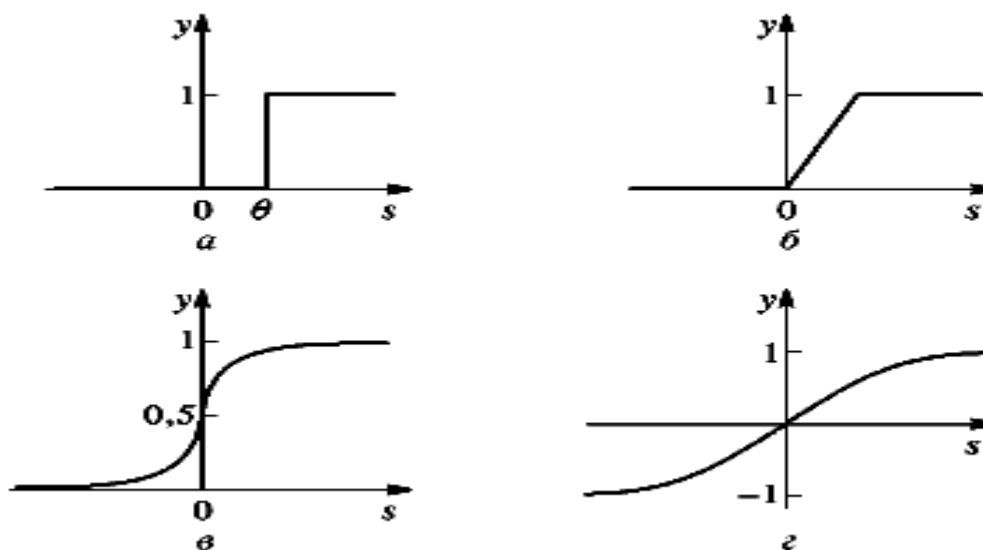
Синаптические связи с положительными массами называют возбуждающими, с отрицательными массами – тормозящими [4].

Таким образом, нейрон полностью описывается своими массами и передаточной функцией  $f(s)$ . Получив набор чисел (вектор)  $x_i$ , нейрон выдает некоторое число  $y$  на выходе.

Описанный вычислительный элемент (1) можно считать упрощенной математической моделью биологических нейронов – клеток, из которых состоит нервная система человека и животных.

Чтобы подчеркнуть отличие нейронов биологических и математических, их иногда называют нейроноподобными элементами или формальными нейронами. На входной сигнал ( $s$ ) нелинейный преобразователь отвечает выходным сигналом  $f(s)$ , который является выходом нейрона  $y$ .

Примеры активационных функций представлены в табл. 1, на рис. 2.



$a$  – функция единичного прыжка;  $б$  – линейный порог (гистерезис);  
 $в$  – сигмоид (гиперболический тангенс);  $г$  – сигмоид (логистический)

Рис. 2 – Примеры активационных функций

Одна из ценных свойств сигмоидной функции – простое выражение для ее производной:

$$f'(s) = af(s)(1 - f(s)). \quad (2)$$

При уменьшении  $a$  сигмоид становится более пологим, в пределах при  $a = 0$  вырождаясь в горизонтальную линию на уровне 0,5, при увеличении  $a$  сигмоид приближается к виду функции единичного скачка с порогом  $\theta$  в точке  $s = 0$ . Из выражения для сигмоида очевидно, что исходное значение нейрона лежит в диапазоне от 0 до 1.

Следует отметить, что сигмоидная функция дифференцирована на всей оси абсцисс. Кроме того, она имеет свойство усиливать слабые сигналы лучше, чем большие, и предотвращает насыщение от больших сигналов.

Возвращаясь к общим чертам, присущим всем нейронным сетям, отметим принцип параллельной обработки сигналов, который достигается путем объединения большого числа нейронов в так называемые слои и соединения определенным образом нейронов различных слоев, а также, в некоторых конфигурациях и нейронов одного слоя между собой, причем обработка взаимодействия всех нейронов ведется послойно [5, 6].

Таким образом, можно сделать вывод, что искусственные нейронные сети, имея возможности к самообучению, существенно выигрывают перед традиционными алгоритмами, реализуя биологический принцип функционирования нервной системы живых организмов. Это, в свою очередь, позволяет им решать сложные задачи прогнозирования антропогенных изменений в такой открытой многофакторной системе, как окружающая среда.

#### **Перечень ссылок**

1. Дунин-Барковский В.Л. Информационные процессы в нейронных структурах. Москва: Наука, 1978. 163 с.
2. Каллан Р. Основные концепции нейронных сетей. Москва: Издательский дом «Вильямс», 2001. 516 с.
3. Гареев А.Ф. Применение вероятностной нейронной сети для задачи классификации текстов // Наука и образование. 2004. № 11. С. 105–117.
4. Рутковская Д., Пилиньский М., Рутковский Л. Нейронные сети, генетические алгоритмы и нечеткие системы [пер. с поль.]. Москва: Горячая линия-Телеком, 2004. 452 с.
5. Круглов В.В. Искусственные нейронные сети. Теория и практика. Москва: Горячая линия- Телеком, 2002. 382 с.
6. Боровиков В.П. Нейронные сети. Statistica Neural Networks. Методология и технологии современного анализа данных. Москва: Горячая линия-Телеком, 2008. 392 с.

### **ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ДИНАМИКУ ЧИСЛЕННОСТИ ИКСОДОВЫХ КЛЕЩЕЙ (ACARINA: IXODIDAE) В ПАРКЕ ИМЕНИ «ДРУЖБЫ НАРОДОВ» Г. БЕНДЕРЫ**

***О.В. Кравченко, к.б.н.***

*Институт зоологии АН Молдовы, Кишинев, Молдова*

*oxana.cravcenco@mail.ru*

Влияние антропогенной нагрузки на окружающую среду создает внушительный антропогенный пресс на окружающие биоценозы населенных пунктов и прилегающих к ним территорий.

В научной литературе описываются области с высоким уровнем антропогенного пресса, в основном – урбанистические зоны, где создаются новые экологические условия для существования иксодовых клещей: появляются новые лесные посадки, зеленые зоны отдыха, сохраняются естественные биоценозы, что ведет, с одной стороны, к сохранению отдельных участков с естественными биоценоотическими комплексами, а с другой – к возникновению вторичных сообществ, значительно отличающихся от бывших здесь ранее природных [1, 6, 10]. Необходимо указать на влияние антропогенных факторов на природные очаги инфекционных заболеваний, что приводит к разнообразным изменениям в очагах, приближая их к населенным пунктам, в связи с чем увеличивается уровень эпидемиологической напряженности по многим

трансмиссивным заболеваниям [7]; также факторы влияют не только на жизнедеятельность клещей, их численность, видовой состав, но изменения происходят и в видовом разнообразии прокормителей клещей.

Проведенные исследования разных лет о пространственном распределении и динамике численности иксодовых клещей в условиях антропогенной трансформации среды обитания на территориях республики Молдова нашли отражение в работах многих ученых института зоологии АН Молдовы, где обобщены результаты изучения иксодовых клещей Днестровско-Прутского междуречья [7, 10, 11].

Исследования проводились в парке им. «Дружбы народов» г. Бендеры, где влияние антропогенных факторов привело к разнообразным изменениям в биотопах, в связи с чем увеличился уровень численности иксодовых клещей. Необходимость изучения иксодовых клещей в парке спровоцирована отсутствием информации по данной территории, учитывая, что парк является рекреационным комплексом и предназначен для отдыха горожан.

Парк им. «Дружбы народов» – одно из красивейших и живописных мест г. Бендеры, где в ложбине образовалось озеро. Место проведения исследования непосредственно находится на стыке природного и селитебных ландшафтов, учитывая, что сам парк находится на урбанизированной территории, в черте города. Парк был создан около 40 лет назад, когда возводился микрорайон «Солнечный», часто посещается горожанами, значительная площадь занята искусственной березовой рощей с небольшой примесью других древесных пород и концентрированных участков кустарниковых зарослей. Деревья на большей части изреженные, поэтому практически везде имеется разнообразный травяной покров разной плотности. Поляны с марта по октябрь используются под регулярный выпас крупного и мелкого рогатого скота. Листовой опад не убирается и, накапливаясь из года в год, местами образует довольно мощную, проминающуюся под ногами подстилку из растительных остатков, где созданы микроклиматические условия, благоприятные для всех стадий развития клещей. Посещаемость парка жителями близлежащего района «Солнечный» высокая, особенно в летнее время. Парк имеет многочисленную сеть грунтовых дорог и пешеходных тропинок. Искусственное озеро питается за счет ручейка, который берет начало из многочисленных родников, из-под Борисовских холмов. Вдоль ручейка хорошо развита травяная растительность, даже в засушливое время года. Выше парка находится лесной питомник и экспериментальная научно-исследовательская база [8]. Окраина парка освоена под агроценозы (приусадебные участки горожан), но остались и островные лесные массивы, что создает мозаичность ландшафтов, влияющих на видовое разнообразие и численность иксодофауны.



Исследования осуществлялись в период с 2011 по 2017 гг. на территории всего парка им. «Дружбы народов». Сбор клещей проводился по общепринятым методикам на стандартный флаг. Всего было отработано 198 маршрутных сборов (пройдено 19800 м), собрано и определено 1443 экземпляра иксодовых клещей (1011 имаго, 372 нимфа и 60 личинки иксодовых клещей) – 2 видов. Установлено, что в парке им. «Дружбы народов» г. Бендеры обитает 2 вида иксодовых клещей семейства *Ixodidae* (Murray, 1877) [12, 13] – *Ixodes ricinus* (Linnaeus, 1758), *Haemaphysalis punctata* (Canestrini et Fanzago, 1877), доминантам выступает вид – *Ixodes ricinus*, который составил 98 % от всех собранных клещей за весь период наблюдения (индекс встречаемости  $P_i$  (%) в 2012 г. – 74,3 %; 2013 г. – 61,7 %; 2014 г. – 82,1 %, 2015 г. – 79 %; 2016 г. – 93 %, 2017 г. – 81,3 %; *Haemaphysalis punctata*-индекс встречаемости  $P_i$  (%) в 2012 г. – 25,7 %; 2013 г. – 38,3 %; 2014 г. – 17,9 %, 2015 г. – 21 %; 2016 г. – 7 %; 2017 г. – 18,7 %).

Известно, что *I. Ricinus* помимо природных биотопов, широко распространен в городах, в зонах отдыха, на территориях летних детских лагерей и т.п., где часто формируются очаги массовой численности данного вида. Учитывая возрастающее антропогенное действие, в результате чего происходит смена климата, трансформация ландшафтов, происходят значительные изменения и в существующих очагах иксодовых клещей. В одном и том же биотопе могут возникать и функционировать очаги различных инфекций, т.е. сочетанные очаги, имеющие общих переносчиков [2]. Европейский лесной клещ *Ixodes ricinus* встречается практически повсеместно и охватывает многие географические регионы, в т.ч. распространен в Скандинавии, Британских островах, Центральной Европе, Франции, Испании, Италии, Балканах, Восточной Европе, во всех странах Западной Европы, на Кавказе, в Северной Африке (Алжир, Тунис, Марокко), Азии (Аравия, Иран, Турция, Япония, Китай), редко встречается в Северной Америке [4]. Вид распространен в странах Балтии – в Латвии, Литве, Эстонии, в пределах СНГ – в Белоруссии, в Украине, в Молдове.

Для *Ixodes ricinus* характерна полифагия – наличие большого количества видов прокормителей на разных стадиях онтогенеза. Это микромаммалии, пресмыкающиеся, позвоночные животные, включая сельскохозяйственных животных, различные виды птиц, которые при весенних и осенних перелетах часто являются транспортным средством для клещей данного вида. В рамках парка половозрелые клещи питаются преимущественно на сельскохозяйственных животных (крупный и мелкий рогатый скот), собаках, кошках, часто нападают на человека. Имаго предпочитает крупных и средних млекопитающих, в т.ч. сельскохозяйственных животных, а преимагинальные фазы – мелких и средних млекопитающих, наземных птиц и пресмыкающихся. Повсеместное увеличение численности бродячих собак позитивно влияет

на распространение иксодовых клещей и формирование клещевых очагов. Важным является и тот аспект, что парк им. «Дружбы народов» г. Бендеры является территорией с сильным антропогенным прессом и вероятность нападения клещей на человека значительна высока.

Клещи в данном парке встречались небольшими скоплениями по 7 – 10 экз., но в пики активности численность клещей *Ixodes ricinus* достигала высокого уровня – до 30 – 50 экз. имаго на 100 м<sup>2</sup> маршрута. Высокому уровню численности клещей в данном биотопе способствует постоянный многолетний выпас домашнего скота, наличие птиц, белок, микромаммалий. *Ixodes ricinus* заселяет практически всю территорию парка: затененную рощу, лужайки, обычно многочислен на просеках и вблизи тропинок. Активность клещей в данном биотопе регистрировалась на протяжении всех лет исследований с наличием двух пиков активности: с апреля по июнь, с августа по октябрь (рис. 1).

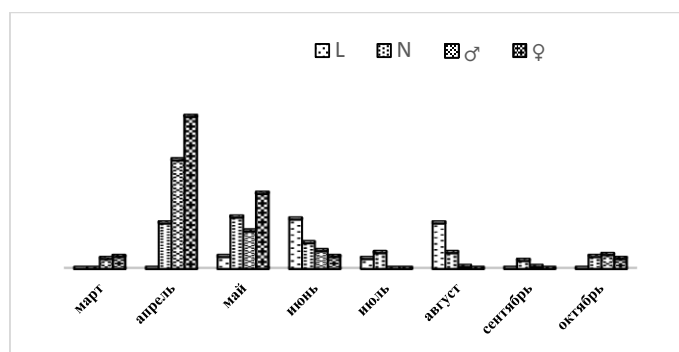


Рис. 1 - Активность иксодовых клещей по месяцам за весь период наблюдений.

Наблюдая за иксодовыми клещами при различной температуре воздуха, было установлено, что этот абиотический фактор оказывает влияние на активность клещей. Первые клещи начинали проявлять активность с +12 – 15 °С, с повышением температуры число клещей в природе увеличивалось и достигло своего максимума в температурных пределах +17 – 28 °С. Максимальные стабильные показатели численности иксодид были установлены на уровне +17 – 24 °С. Из литературных источников известно, что под влиянием изменений климата существенно расширяется ареал распространения иксодовых клещей в северном и восточном направлении.

В атласе климатических ресурсов республики Молдова представлены наблюдения группы ученых института экологии и географии, где представлены многолетние наблюдения изменения вековой температуры с тенденцией к повышению климатических параметров республики [5]. Учитывая, сезонную активность иксодовых клещей (весенние и осенние пики) можно прогнозировать о более широком распространении и увеличении числа иксодовых клещей, зная, что иксодовые клещи проявляют активность при температуре +12 – 15 °С,

можно прогнозировать об увеличении длительности активного периода жизненного цикла, причем стоит говорить о скорости метаморфозов.

Исходя из данных исследований, проведенных на территории парка им. «Дружбы народов» с различной антропогенной нагрузкой, можно говорить о формировании небольших временных очагов с высокой численностью клещей.

Проведенные исследования расширяют современные представления по изучению фаунистического комплекса, географического распространения и экологии иксодовых клещей парковой зоны г. Бендеры, ранее не исследуемого, а также влияние антропогенных факторов на жизнедеятельность клещей и их видовой состав. Дальнейшие исследования будут направлены на продолжение учета численности и мониторинга иксодид и выявление их роли как переносчиков различных трансмиссивных микроорганизмов на изучаемой территории.

Антропогенное действие влечет к постепенному угасанию первичных клещевых очагов и формированию вторичных очагов с высокой плотностью клещей определенного вида. Для парка им. «Дружбы народов» характерны вторичные клещевые очаги, которые занимают освоенные территории (агроценозы, лесополосы, опушки, зоны отдыха), клещи заносятся птицами, домашними животными, сельскохозяйственными животными, численность клещей достигает высокого уровня.

#### Перечень ссылок

1. Akimov I.A., Nebogatkin I. Ixodid Ticks (Acari, *Ixodidae*) in Urban Landscapes // A review Vestnik zoologii. 2016. 50 (2). P. 152-165.
2. Altizer S., Ostfeld R.S., Johnson P.T., Kutz S., Harvell C.D. Climate change and infectious diseases: from evidence to a predictive framework. 2013. 341 (6145). P. 514-519.
3. Dantas-Torres. Climate change, biodiversity, ticks and tick-borne diseases: The butterfly effect // International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife. 4.3.2015. P. 452-461.
4. Kolonin G.V. Mammals as hosts of Ixodid ticks (Acarina, *Ixodidae*) // Entomological Review. 2007. Vol. 87. № 4. P. 401-412.
5. Nedealcov M., Raileanu V., Chirica L., Cojocari R., Mleavaia G., Sirbu R., Gamureac A., Rusu V. Atlas resursele climatice ale republicii Moldova. Ştiinţa, 2013. P. 13-18.
6. Акимов И.А., Небогаткин И.В. Видовое разнообразие иксодовых клещей (Acari: *Ixodidae*) в Киевском мегаполисе // Материалы Международной конференции «Фундаментальные и прикладные аспекты изучения паразитических членистоногих в XXI веке» памяти члена-корреспондента РАН Ю.С. Балашова. Санкт-Петербург, 2013. С. 21-24.
7. Кравченко О.В. Видовое разнообразие иксодовых клещей (Acarina: *Ixodidae*) в некоторых рекреационных зонах Республики Молдова // Международный Симпозиум, посвященный 75-му юбилею профессора Андрея Мунтяну. 2014. С. 139-140.
8. Кравченко О.В. Антропогенная трансформация и ее роль в формировании урбанистических природных очагов иксодовых клещей (Acarina: *Ixodidae*) в районах нижнего Днестра // Бюллетень АНМ. 2015. № 3. С. 110-118.
9. Романенко В.Н. Мониторинг видового состава и численности иксодовых клещей (Parasitiformes, *Ixodidae*) в антропогенных биотопах // Биология. 2009. С. 376-379.

10. Успенская И.Г. Иксодовые клещи Днестровско - Прутского междуречья. Кишинев, 1987. С. 3-127.
11. Успенская И.Г., Тодераш И.К., Морозов А.К. Пространственное распределение и динамика численности *Ixodes ricinus* (Acari: Ixodidae) в условиях антропогенной трансформации среды обитания на территории Днестровско-Прутско-Дунайского междуречья // Материалы международной конференции «Фундаментальные и прикладные аспекты изучения паразитических членистоногих в XXI веке» памяти члена-корреспондента РАН Ю.С. Балашова. Россия, 2013. С. 150-151.
12. Филиппова Н.А. Иксодовые клещи подсем. *Ixodinae* // Фауна СССР. Паукообразные. 1977. Том IV. Вып. 4. С. 396.
13. Филиппова Н.А. Иксодовые клещи подсемейства *Amblyomminae* // Паукообразные. 1997. Том IV. Вып. 5. С. 4-30.

## **СУЧАСНИЙ СТАН ТА НАПРЯМКИ ОПТИМІЗАЦІЇ ЗЕЛЕНИХ ЗОН МІСЬКИХ ПОСЕЛЕНЬ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*І.Р. Кузик, асп.*

*Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка  
prikol\_3339@ukr.net*

Зелені зони виступають природним каркасом населених пунктів і відіграють екологічну, естетичну, рекреаційну, соціальну, економічну та містобудівну роль. Оптимізація їхнього стану є умовою збалансованого розвитку урбанізованих територій. Ступінь озеленення території виступає одним із індикаторів екологічної безпеки міста та безпосередньо впливає на якість життя його мешканців.

Просторовий аналіз стану зелених зон міських поселень Тернопільської області засвідчив, що в більшості районних центрів та містечок нашого регіону існує суттєвий дефіцит зелених насаджень. Лісистість міст Тернопільщини коливається в межах 1 – 33 %, причому більшість районних центрів має частку лісовкритих земель менше 10 % (табл. 1).

Враховуючи те, що Тернопільська область знаходиться у зоні широколистяних лісів, відповідно нормативний показник лісистості окремих адміністративних одиниць та області загалом повинен становити 23 – 40 % [1]. А оптимальна частка природних угідь – 50 – 60 % [6].

Проведений аналіз лісистості міських поселень Тернопільської області показав такі особливості: в межах регіону є п'ять адміністративних одиниць (м. Копичинці, м. Бережани, м. Монастирська, м. Почаїв та смт. Гусятин) з найбільш оптимальною часткою лісовкритих земель (23,1 – 40 %); у чотирьох містах (Бучач, Кременець, Терехів, Борщів) частка лісовкритих земель є відносно оптимальна (15,1 – 23 %); дев'ять населених пунктів (м. Заліщики, м. Чортків, смт. Козова, м. Підгайці, м. Хоростків, смт. Ланівці, м. Збараж, смт. Підволочиськ, смт. Шумськ) характеризуються несприятливою часткою лісовкритих земель (1 – 15 %); два міста – Зборів і Скалат мають вкрай несприятливу лісистість (частка

Таблиця 1. Співвідношення частки лісовкритих земель та земель із природною рослинністю міських поселень Тернопільської області [4]

№	Населений пункт	Лісистість, %	Частка природної рослинності, %
1	м. Копичинці	33	43,5
2	м. Бережани	32	41
3	м. Монастириська	30	46,5
4	сmt. Гусятин	30	38
5	м. Почаїв	28	37
6	м. Бучач	20	27
7	м. Кременець	17,5	41,6
8	м. Теремовля	16	23,5
9	м. Борщів	15,1	22
10	м. Заліщики	7	19
11	м. Чортків	5	14
12	сmt. Козова	3,3	14
13	м. Підгайці	3	18
14	м. Хоростків	2,8	11
15	сmt. Ланівці	2	25
16	м. Збараж	2	18,5
17	сmt. Підволочиськ	1,1	34
18	сmt. Шумськ	1	21,5
19	м. Зборів	0,9	18
20	м. Скалат	0,7	13

лісовкритих земель є меншою 1 %). В контексті землекористування найбільш гостро стоїть питання розбалансованої структури земельних угідь. Проведений аналіз структури земельних угідь міст і містечок Тернопільської області показав значну її диференціацію і відмінність від природних і господарських угідь, проведена типологія міських поселень Тернопільщини. За її результатами виділено п'ять типологічних груп адміністративних одиниць.

В межах Тернопільської області немає жодного міста чи селища міського типу, яке можна було б зарахувати до першої типологічної групи із найсприятливішою структурою землекористування, у якій частка природних угідь є вищою 60 %. Також немає жодної адміністративної одиниці зі сприятливою структурою земельних угідь (часткою природних угідь в межах 50,1 % – 60,0 %).

Третя типологічна група представлена чотирма містами (Монастириська, Копичинці, Кременець, Бережани) з відносно сприятливою структурою земельних угідь, часткою природних угідь 40,1 – 50,0 %. До четвертої групи належать сmt. Гусятин, м. Почаїв та сmt. Підволочиськ з несприятливою структурою земельних угідь (частка природних угідь складає 30,1 – 40,0 %).

П'яту групу формують м. Бучач, сmt. Ланівці, м. Теремовля, м. Борщів, сmt. Шумськ, м. Заліщики, м. Збараж, м. Зборів, м. Підгайці,

м. Чортків, смт. Козова, м. Скалат, м. Хоростків з вкрай несприятливою структурою земельних угідь (частка природних угідь є меншою за 30 %). Збалансування структури земельних угідь населених пунктів Тернопільської області потрібно проводити шляхом збільшення площ лісовкритих земель, пасовищ, сіножатей та інших природних угідь. Зменшувати розораність за рахунок високоеродованих та малопродуктивних земель [9].

Реалізація такого підходу можлива за умови зміни цільового призначення окремих земельних ділянок та організації їх ландшафтно-адаптованого використання [7].

Оптимізаційні заходи зелених зон міських поселень Тернопільської області повинні включати:

1) узаконення (розробка та прийняття органами місцевого самоврядування) проектів комплексної зеленої зони населених пунктів; введення мораторію на вирубку лісопаркових зелених насаджень та заборона ведення будівельних робіт із порушенням ДБН [2];

2) закладка нових паркових зон у містах Тернопільської області;

3) проведення інвентаризації та визначення конкретних меж зелених зон міських поселень Тернопільщини;

4) розширення площ зелених насаджень прибудинкових територій, особливо новобудов, озеленення подвір'їв дошкільних та шкільних навчальних закладів, лікувальних установ тощо;

5) висаджування лісів на малопродуктивних та високоеродованих землях, вздовж доріг, річок, меліоративних каналів, навколо діючих сміттєзвалищ, ставків, озер, на пустирях та неугіддях.

#### **Перелік посилань**

1. Гродзинський М. Основи ландшафтної екології: підручник. Київ: Либідь, 1993. 224 с.
2. ДБН 360-92 «Планування забудови міських і сільських поселень» // Держбуд України – 19 березня 2002 року. № 1/52.179. 108 с.
3. Кучерявий В. Зелена зона міста. Київ: Наукова думка, 1981. 247 с.
4. Матеріали звіту Головного управління Держгеокадастру у Тернопільській області (форма б-зем) станом на 01.01.2016 р.
5. Назарук М., Жук Ю. Зелені зони малих та середніх міст Львівської області: сучасний стан та проблеми функціонування // Фізична географія та геоморфологія. 2013. № 1 (вип. 69). С.54-62.
6. Одум Ю. Экология. В 2-х томах. Москва: Мир, 1986. Т.1. 328 с.; Т.2. 376 с.

## ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЧУТЛИВОСТІ РЯСКОВИХ ЩОДО ТОКСИЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ З ПУНКТІВ ПРОДАЖУ М. ХЕРСОН

Д.О. Кузнєцова, ст., М.М. Сидорович, д.пед.н., проф.

Херсонський державний університет

dkpingvi@gmail.com

Однією з важливих складових екологічної безпеки України є якість питної води, адже забезпечення населення такою водою є одним з найбільш важливих завдань збереження здоров'я людини [2]. Сучасні фізико-хімічні методи аналізу складу води не дають можливості вичерпно оцінити вказаний показник води, прогнозувати комплексний вплив присутніх речовин і структури води на біологічні об'єкти [3]. Таким чином, виникає потреба в розробці і застосуванні нових методів комплексної оцінки якості води та її можливого впливу на біологічні об'єкти. Одним із них є біотестування [1].

Вищевказане зумовлює актуальність проблеми оцінки та контролю якості питної води засобами біотестування, яка зараз інтенсивно розробляється. Самостійні дослідження щодо визначення якості питної води з пунктів продажу міста відсутні в науковій літературі. Тому попередні власні дослідження були спрямовані на визначення токсичних і поллютантних властивостей нефасованої питної води з пунктів продажу різних фірм-постачальників м. Херсон. Їх проводили засобами культури ряски малої *LemnaminorL*. Ряска мала є вищою водною рослиною, що визнана індикатором І типу на поллютантність чинників довкілля [4]. Власні дослідження довели можливість її ефективного використання для моніторингу якості питної води з нецентралізованого водопостачання міста [4]. Проте в ході проведення таких досліджень з'ясували, що культура *LemnaminorL* досить чутлива до різких сезонних коливань температури, що ускладнює її довго підтримання в лабораторних умовах і проведення фітотестування. Вказане стало причиною для пошуку нової водної рослинної модельної системи для визначення якості питної води з пунктів продажу. Тому метою дослідження став моніторинг динаміки кількісних параметрів культур ряски малої *LemnaminorL* і багатокорінника звичайного *SpirodelapolyrhizaL* щодо токсичного впливу питної води з пунктів продажу м. Херсон для визначення рівня їх чутливості до вказаного чинника.

*Матеріал і методи дослідження.* Дослідження на обох тест-системах проводили за загальноновизнаною методикою. З маточної культури одержали робочу культуру, яку впродовж 15-ти діб культивували на варіантах води 5-ти основних фірм постачальників м. Херсон (варіанти А, Б, В, Г, Д) і еталоні (за даними міскводопроводу якісна вода). Ріст культури здійснили в чашках Петрі в установці «Флора» при 6-8 год. освітленні щоденно. По закінченню культивування визначили 5 біометричних показників: кількість листеців ( $N_l$ ); кількість рослин ( $N_p$ );

максимальну довжину кореню ( $L_k$ ); кількість коренів ( $N_k$ ) і кількість хлорозів ( $N_{хл}$ ). Для кожного варіанту обчислили індекс токсичності (Т) [2] і репродуктивний потенціал (РП) [4], які відображали токсичний вплив води на фітотест. Одержані кількісні дані обробили статистично з використанням  $t$ -критерію і ресурсу *Excel*.

*Результати дослідження.* У табл. 1 і 2 наведені узагальнені дані моніторингу якості води за ростовими показниками культур.

Таблиця 1. Моніторинг якості розливої питної води різних постачальників м. Херсон за ростовими показниками ( $N_{л}$  і  $N_{р}$ ) тест-культур ряскових ( $P$  – ряска мала,  $B$  – багатокорінник вичайний)

Доба Варіант	0				15			
	$P$		$B$		$P$		$B$	
	$N_{л}$	$N_{р}$	$N_{л}$	$N_{р}$	$N_{л}$	$N_{р}$	$N_{л}$	$N_{р}$
Еталон	50±0	33±1	50±0	9±2	141±2	47±3	61±5	13±3
$A$	50±0	31±2	50±0	9±1	81±2*	40±1*	59±3	12±2
$B$	50±0	30±2	50±0	10±2	76±1*	35±3*	56±7	11±2
$B$	50±0	33±2	50±0	10±2	87±2*	40±3*	57±7	13±3
$\Gamma$	50±0	31±3	50±0	11±2	68±1*	34±2*	61±6	13±3
$D$	50±0	24±2	50±0	9±1	52±1*	27±3*	52±3*	12±2

Таблиця 2. Моніторинг якості розливої питної води різних постачальників м. Херсон за ростовими показниками ( $L_{кор.}$  і  $N_{кор.}$ ) тест-культур ряскових

Об'єкт Варіант	Ряска мала		Багатокорінник звичайний	
	$L_{кор.}$	$N_{кор.}$	$L_{кор.}$	$N_{кор.}$
Еталон	0,51±0,03	1,9±0,2	0,96±0,11	7,44±1,06
$A$	0,24±0,03*	1,4±1,1	0,84±0,11	7,72±1,08
$B$	0,27±0,03*	1,4±0,1*	1,06±0,16	7,24±0,84
$B$	0,23±0,03*	1,4±0,1*	0,82±0,09	7,6±0,93
$\Gamma$	0,23±0,02*	1,6±0,1*	0,96±0,11	8,08±0,89
$D$	0,21±0,03*	1,2±0,1*	0,83±0,11	8,66±1,01

\*достовірно відрізняється від еталону при  $p=0,05$ .

Як свідчать дані цих таблиць, всі досліджувані варіанти води щодо культури ряски малої достовірно змінили ростові показники, їх динаміка свідчила про негативний вплив чинника на фітотест; щодо багатокорінника звичайного, то ростові показники не відрізнялися від еталонних. Табл. 3 містить значення індексу токсичності і репродуктивного потенціалу. Наведені дані свідчать, що ряска мала продемонструвала



середній рівень токсичності; а *багатокорінник звичайний* - повну відсутність негативного впливу всіх варіантів води.

Таблиця 3. Значення індексів токсичності і репродуктивного потенціалу питної води з пунктів продажу м. Херсон за ростовими показниками культур

Варіант Показник	А		Б		В		Г		Д	
	Р	Б	Р	Б	Р	Б	Р	Б	Р	Б
Т (%)	53	13	47	11	55	15	55	0	59	14
РП (%)	-119	98	-149	97	-89	97	-233	98	—	90

Примітка: нетоксична –  $T < 20$  %; слаботоксична –  $T = 21 - 40$  %; середньотоксична –  $T = 41 - 60$  %; вище 60 % - сильнотоксична вода [2]. При  $РП < -20$  % від еталону – чинник здійснює токсичний вплив [4].

Динаміка кількості хлорозів у листецях тест-об'єктів – наступний біометричний показник, за яким складали порівняльну характеристику ряскових на дію варіантів розливної питної води міста. Табл. 4 містить результати цієї частини дослідження.

Таблиця 4. Динаміка хлорозів ряски малої та багатокорінника звичайного, що культивовані на розливній питній воді різних постачальників м. Херсон

Показник, доба Варіант	Середнє значення хлорозів/чашка					
	0		9		15	
	Р	Б	Р	Б	Р	Б
Еталон	0	0	0,4	1,4	0,4	3,2
А	0	0	0,6	1	0,6	3,8
Б	0	0	0,4	2,4	0,6	5,2
В	0	0	0,6	1,6	0,6	3,2
Г	0	0	0,8	1,4	1,2	3,2
Д	0	0	1	2	2	3

Дані, що містить ця таблиця, засвідчили, що всі варіанти щодо культури *ряски малої* продемонстрували незначний вплив; *багатокорінника звичайного* – певне зниження інтенсивності процесу фотосинтезу.

Отже, результати моніторингу якості питної води з пунктів продажу різних постачальників м. Херсон довели, що в умовах дії всіх варіантів: культура *ряски малої* продемонструвала середній рівень їх токсичності; *багатокорінник звичайний* – її відсутність; *багатокорінник* є чутливішим, ніж *ряска*, до впливу якості води на процес фотосинтезу (*припущення*).

Таким чином, для контролю за якістю питної води з пунктів продажу міста: корисним є використання сполучення двох модельних систем

ряскових; ряски малої – для встановлення токсичності води; багатокорінника звичайного – її впливу на провідні молекулярні процеси (але остання позиція потребує додаткових досліджень).

#### Перелік посилань

1. Архипчук В.В. Біотестування як метод оцінки якості питних вод // Вісник НАН України. 2006. № 10. С. 54 – 57.
2. Государственные санитарные нормы и правила «Гигиенические требования к воде питьевой, предназначенной для потребления человеком» (ГСанПиН 2.2.4-171-10) № 400, 12.05.2010. Наказ Міністерства охорони здоров'я України, редакція від 19.09.2011.
3. Єфремова О.О. Біотестування питної води у моніторингу стану екологічної безпеки: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Київ, 2009. 22 с.
4. Цаценко Л.В. Рясковые - биоиндикаторы агроценоза. URL: <http://www//duckweed.kubagro.ru/biocont.htm> (дата звернення: 14.04.2018 р.).
5. Сидорович М.М., Кундельчук О.П., Прокипець Л.О., Кузнецова Д.О. *Lemma minor L.* – фітотест для визначення токсичності і поллютантності міської питної води з нецентралізованого водопостачання (пунктів продажу) // Научный взгляд в будущее. 2016. Вып. 2 (2). Том 12. С.80-87.
6. Яковлев В.В., Бирюкова Т.Ю., Мацюк С.А. Биотестирование природных вод Харьковской области для оценки их токсичности // *Коммунальное хозяйство городов*. 2008. Вып. 84. С. 102 – 110.

### ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ЯК ОСНОВНА ТЕНДЕНЦІЯ СУЧАСНОГО СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА

*І.М. Куліш, к.держ.упр., с.н.с.*

*ДУ «Інститут регіональних досліджень ім. М.І. Долишнього НАН України»,  
м. Львів  
reksi@email.ua*

Ідеї природного землеробства сформувались у середовищі наступних двох основних підходів до ведення сільського господарства: біодинамічне (Biodynamic Agriculture) Р. Штейнера (*Rudolf Steiner*) (Німеччина) [1] та органо-біологічне Ганса і Марії Мюллер (*Hans, Maria Muller*) (Швейцарія) й Г.Р. Руша (*Hans Peter Rush*) (Прусія). Наступні підходи, які вже базувались на них, це екологічне А. Говарда (*Albert Howard*) [2] та біологічне Р. Лемера (*Raoul Lemaire*) (1959 р.). Останнє отримало подальшого розвитку внаслідок співпраці з Ж. Буше (*Jean Boucher*), тому з 1964 р. має назву «біологічний метод Лемер-Буше» [3].

У середовищі згаданих підходів виникли різні течії, які були визнані доцільними і успішно практикуються: біоінтенсивне міні-землеробство, біодинамічне землеробство, ЕМ-технології (технології ефективних мікроорганізмів), маловитратне стале землеробство тощо.

Кожна країна, як правило, обирає власні методи сільськогосподарського виробництва: органічна система відновлюваного землеробства (США), біологічна система Лемер-Буше (Франція),

мікробіологічна з використанням поживних речовин (Швеція та Швейцарія), біодинамічна (Німеччина, Данія), екологічна безпестицидна Говарда (Великобританія) тощо [4].

Окрім того, великий вплив справила пермакультура (від англійського «*permaculture – permanent agriculture*»), що дослівно перекладається як «довготривале сільське господарство»). Як окрема течія, пермакультура сформувалась всередині двадцятого століття внаслідок негативних тенденцій у живій природі, спричинених людським впливом, потеплінням клімату і вичерпуванням родовищ видобувних енергоресурсів.

На нашу думку, пермакультура є своєрідним антиподом урбанізації, оскільки ґрунтується на пропагуванні перенесення елементів села до міста, адже її апологети пропагують практику засаджування парків та газонів їстівними видами рослин, такими, як чорниця, смородина, лаванда, полуниця, заміну декоративних дерев, такими, як кипариси і клени – плодовими соснами та горіхами і тому подібне.

Пермакультура відразу знайшла багато прибічників, на її основі виникли чисельні ініціативи. Однією з них, що на сьогодні вже поширена в усьому світі і набуває усе більшої популярності, є «Рух переходу» (*Transition network*), започаткована у 2005 р. у містечку Кінсейле (Ірландія). Суть «Руху переходу» полягає у комплексі дій, що ґрунтуються на нових підходах до розуміння локальної спільноти та поступовій екологізації життя людських громад у містах, сільській місцевості і навіть островах. Нині сотні сіл та маленьких міст у країнах ЄС, США, Австралії, Нової Зеландії та інших держав світу впроваджують проекти розвитку локальної автономної економіки, основною метою якої є забезпечення мешканців якісними товарами першої необхідності, котрі можна виробляти у місцевих умовах, у першу чергу, це продукти харчування, побутові товари, енергоресурси, послуги тощо [5, с. 19 – 20].

«Рух переходу» дає шанс маленьким занепадаючим населеним пунктам, особливо тим, що розташовані на сільських територіях, оскільки нині знелюднення та деградація села стають проблемою для усе більшої кількості країн. Найважливішим аспектом успішності цієї ініціативи є те, що усі мешканці добре знають один-одного, а тому їм відома якість продукції, що виробляється, хімічні речовини, використовувані під час вирощування рослин, стан здоров'я худоби та птиці та багато іншого. Окрім екологічної, «Рух переходу» несе місію гуртування населення, що співпадає з політикою гуртування територій на локальному рівні ЄС і місію збереження культурної спадщини локальних спільнот, для чого нині розробляється та втілюється велика кількість програм.

Одна з таких програм була започаткована у 2000 р. на території містечка Острів Великопольський Польщі, у її рамках, серед іншого, була проведена реконструкція залізничних ліній із будівництвом високошвидкісних вузлів та побудований аеропорт, при якому відкрито

авіаклуб у с. Міхалки поблизу м. Острів, що вирішило проблеми із зайнятістю сільського населення та поліщило транспортну інфраструктуру цієї території.

Згадані ініціативи повністю відповідають Концепції органічного сільського господарства ЄС, що сформувалась у руслі боротьби із тотальним забрудненням навколишнього середовища та його руйнівними впливами на якість продовольства. Вона була започаткована у період реформування Спільної сільськогосподарської політики ЄС у 1991 р. Рада міністрів ЄС розробила та прийняла Постанову про органічне землеробство та маркування органічної сільськогосподарської продукції та продуктів харчування.

На розробку Першого Європейського плану дій з органічного продовольства і сільського господарства (*European Action Plan for Organic Food and Farming*), який вже напряду закликав до ведення органічного землеробства, пішло понад десять років (він був затверджений лише у 2004 р.).

Поява екологічних програм за загальною назвою «природне землеробство», прийнято у ЄС, або «відновне землеробство» – термін, що використовується у США (за своєю суттю це одне і те саме поняття), у світовому сільському господарстві стала наслідком співпраці вчених та громадськості. На початках такі програми поширювались лише на рослинну продукцію, додаткові правила щодо продукції тваринного походження були введені пізніше, нині ж вони охоплюють ще й такі сфери, як: корми, профілактика хвороб, ветеринарне лікування, захист тварин, племінне тваринництво, використання добрив тваринного походження.

В Україні органічним землеробством займається щораз більше сільськогосподарських виробників, це свідчить про те, що розширюються ринки збуту такої продукції, у т.ч. і в нашій країні. Наприклад, вже традиційними стали так звані органічні ярмарки, що проводяться щомісяця у Львові та інших містах області. Якщо спочатку асортимент товарів обмежувався лише молочною продукцією, то на сьогодні (через 4 роки) споживачі можуть придбати ще й м'ясні вироби, крупи, овочі та зеленину. Популярними стають і хлібобулочні та кондитерські вироби з екологічно чистої сировини.

Таким чином, квінтесенцією сучасних прогресивних підходів до сільськогосподарського виробництва є його максимальна екологізація, зменшення негативних впливів на природу за сприяння підвищенню якості продовольства. Ініціативи, що виникли під впливом пермакультури, такі як «Рух переходу», сприяють підвищенню конкурентоздатності малих громад шляхом зміцнення зв'язків між членами цих спільнот, створенню нових робочих місць, поліпшенню якості продуктів харчування тощо.

Окрім того, у населення формується розуміння важливості

дотримання екологічних норм та правил, і неостаннє місце у цьому процесі має той факт, що виробництво органічної продукції є вигідним, а споживання – корисним. Це означає, що збереження довкілля набуло економічного значення на усіх рівнях: від виробництва – до споживання.

#### Перелік посилань

1. Steiner R. *Autobiography. Chapters in the Course of My Life: 1861-1907* // Rudolf Steiner, Christopher Bamford. NY: Anthroposophic Press, 2006. 400 p.
2. Howard A. *An Agricultural Testament*. Oxford: Benediction Classics, 2010. 266 p.
3. L'histoire de l'Agriculture Biologique. URL: [http://www.loalabouche.org/histoire\\_agribio\\_print.htm](http://www.loalabouche.org/histoire_agribio_print.htm) (дата звернення: 5.04.2018 р.).
4. Природное земледелие и причины его возникновения. URL: <http://www.activestudy.info/prirodnoe-zemledelie-i-prichiny-ego-vozniknoveniya> (дата звернення: 5.04.2018 р.).
5. Hopkins R., Lipman P. *Who we are and what we do*. TQ9 5HN, 2009. Version:1.0. Febr. 24 p.

### ОЦІНКА СТАНУ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ В КОНТЕКСТІ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНОГО БАГАТСТВА

*А.В. Кучер<sup>1,2</sup>, к.пед.н., докторант, чл.-кор. АЕНУ*

*Л. Ю. Кучер<sup>3</sup>, к.е.н., с.н.с.*

<sup>1</sup>ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського», м. Харків;

<sup>2</sup>ННЦ «Інститут аграрної економіки», м. Київ;

<sup>3</sup>Харківський національний аграрний університет ім. В.В. Докучаєва  
[anatoliy\\_kucher@ukr.net](mailto:anatoliy_kucher@ukr.net)

Проблема комплексного еколого-економічного оцінювання сучасного стану й ефективності природокористування регіонів України належить до числа тих, актуальність і значущість яких тривалий час не тільки не знижується, а й постійно зростає. Відповідно до чинного «Порядку й Методики проведення моніторингу та оцінки результативності реалізації державної регіональної політики» раціональність природокористування та якість довкілля визначають на основі п'яти показників [1]. Можливо, для цілей загальної оцінки ситуації цих показників достатньо, проте для комплексного оцінювання сучасного стану й ефективності природокористування регіонів їх недостатньо.

З огляду на це ми запропонували методику комплексного оцінювання сучасного стану й ефективності природокористування регіонів, що передбачає визначення еколого-економічного стану кожного окремого природного ресурсу за регіонами України з використанням відповідної системи показників (43), які відображають: стан забруднення й охорони атмосферного повітря; стан використання та забруднення водних ресурсів; стан утворення та поводження з відходами; стан використання й охорони лісових ресурсів; стан використання й охорони земельних ресурсів; стан інвестиційної діяльності в природокористуванні; стан й ефективність використання природного багатства.

Для приведення різновимірних показників до єдиного значення їх стандартизують, і на підставі цих величин обчислюють інтегральні показники та формують рейтинг регіонів. Визначення еталонів окремих показників у рамках цієї методики здійснюють за критерієм «міні-макс». Цей методичний підхід апробовано одним зі співавторів [2]. В основу інтерпретації результатів оцінювання покладено шкалу Харрінгтона.

Ключовими особливостями й перевагами цієї методики є те, що вона: по-перше, дає змогу оцінити й проаналізувати стан кожного природного ресурсу й природного багатства загалом; по-друге, дозволяє визначити не тільки стан використання, забруднення та/або охорони природних ресурсів, а й ефективність їх використання; по-третє, перелік показників ураховує Цілі сталого розвитку 2016 – 2030, зокрема в частині безпечного використання землі, води, протидії зміні клімату, відповідального споживання ресурсів, економічного зростання, чистої води й належної санітарії, подолання бідності й вирішення проблеми голоду; по-четверте, запропоновані показники ґрунтуються на наявній інформаційній базі й у достатній мірі описують фактичний стан.

Одна з інноваційних рис запропонованої методики полягає в тому, що в ній ураховано вартість природного багатства регіонів країни, яку визначили вчені ДУ «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України» за інноваційною методологією [3].

Представимо деякі результати оцінювання на прикладі земельних ресурсів регіонів України (рис. 1), стан використання й охорони яких визначено за такими показниками: коефіцієнт екологічної стабільності території, коеф.; коефіцієнт антропогенного навантаження на територію, коеф.; середньозважений вміст гумусу в ґрунті, %; еколого-агрохімічна оцінка якості ґрунтів, балів; валова продуктивність сільськогосподарських земель; землевіддача за валовою продукцією, коеф.; землемісткість економіки, коеф.

Результати виконаного дослідження дозволили за критерієм інтегральної еколого-економічної оцінки сучасного стану використання й охорони земельних ресурсів регіони України об'єднати в такі групи: 1) дуже низький рівень (до 20 балів) – Херсонська область; 2) низький рівень (20 – 37 балів) – Луганська, Запорізька, Миколаївська й Чернігівська області; 3) середній рівень (37 – 63 балів) – Донецька, Волинська, Хмельницька, Одеська, Сумська, Житомирська, Дніпропетровська, Кіровоградська, Рівненська, Полтавська, Вінницька, Тернопільська, Чернівецька, Черкаська, Харківська, Київська й Львівська області; 4) достатній рівень (63 – 80 балів) – Закарпатська й Івано-Франківська області.

Дуже високого рівня (80 – 100 балів) не досягнув жоден регіон. Розмах варіації інтегральних оцінок становить 55,5 бала, тобто найкраща оцінка перевищувала найгіршу в 4,1 раза. Отже, є істотні резерви для



Рис. 1 - Інтегральна еколого-економічна оцінка сучасного стану використання й охорони земельних ресурсів регіонів України у 2016 р., балів\*.

\*Примітка. Тут і далі дані наведено без урахування тимчасово окупованої території АРК, м. Севастополь та частини зони проведення антитерористичної операції.

Джерело: власна презентація на основі авторських розрахунків.

поліпшення ситуації, особливо в регіонах із низькими показниками.

Запропонована методика дозволяє виявити й кількісно оцінити ці резерви. Так, наприклад, за результатами економетричного моделювання здобуто поліноміальну регресійну модель залежності рівня землевіддачі від рівня екологічної стабільності території регіонів (рис. 2).

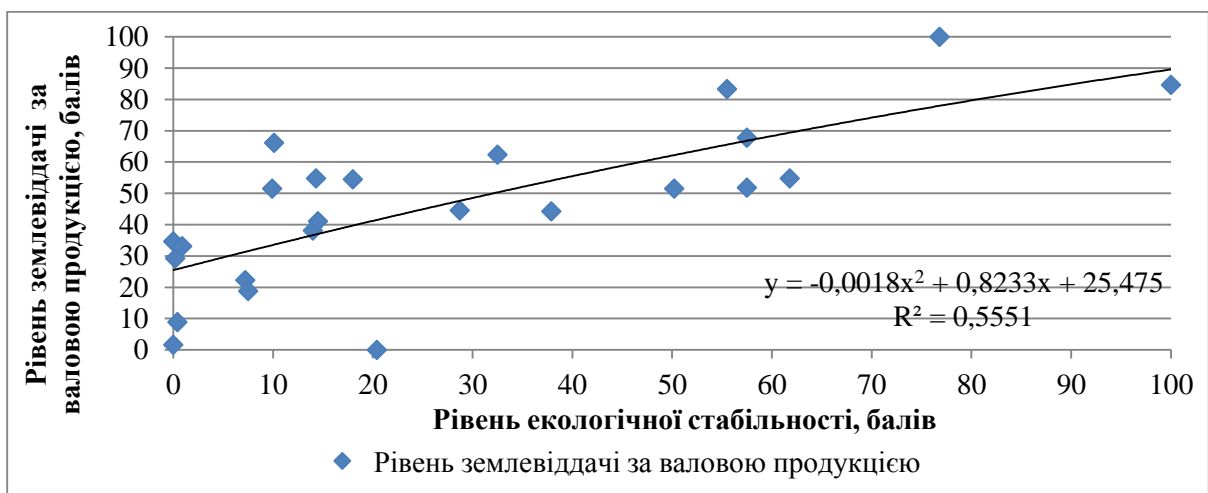


Рис. 2 - Графік залежності рівня землевіддачі від рівня екологічної стабільності території регіонів України, 2016 р.

Джерело: власна презентація на основі авторських розрахунків.

Графік і параметри рівняння свідчать, що в середньому підвищення рівня екологічної стабільності території на один бал сприяє збільшенню рівня землевіддачі за валовою продукцією на 0,82 бала, правда, темпи

цього зростання уповільнюються на 0,003 бала. Усі регіони, що виявилися нижче лінії тренда, мають резерви для підвищення землевіддачі. Так, наприклад, за фактичного рівня екологічної стабільності в Чернігівській області 44,3 бала теоретичне значення рівня землевіддачі дорівнює 54,1 бала, проте фактично він становив 37,9 бала (резерв – 16,2 бала).

Аналогічне оцінювання здійснено за кожною із раніше зазначених семи підсистем, і на підставі цього визначено комплексну еколого-економічну оцінку сучасного стану й ефективності природокористування регіонів України (рис. 3), результати якої засвідчили, що всім регіонам притаманний середній рівень оцінки з певною диференціацією: від 43,6 бала (Херсонська область) до 58,1 бала (Рівненська область), тобто найкраща оцінка перевищувала найгіршу на 33,3 %.



Рис. 3 - Комплексна еколого-економічна оцінка сучасного стану й ефективності природокористування регіонів України у 2016 р., балів.

Джерело: власна презентація на основі авторських розрахунків.

З'ясовано позитивний вплив територіального зосередження природного багатства на ефективність його використання в регіонах України (рис. 4), правда, тіснота цього зв'язку виявилася помірною, оскільки коефіцієнт кореляції становить 0,488. Параметри рівняння свідчать, що в середньому підвищення рівня територіального зосередження природного багатства на 1 тис. грн/км<sup>2</sup> сприяє збільшенню коефіцієнта ефективності його використання на 0,122, однак темпи цього зростання уповільнюються на 0,0007. Регіони, що розташовані нижче лінії тренда, мають резерви для підвищення ефективності.

Таким чином, запропонована й апробована методика комплексного оцінювання сучасного стану й ефективності природокористування регіонів передбачає визначення еколого-економічного стану довкілля за такими підсистемами: стан забруднення й охорони атмосферного повітря; стан використання та забруднення водних ресурсів; стан утворення



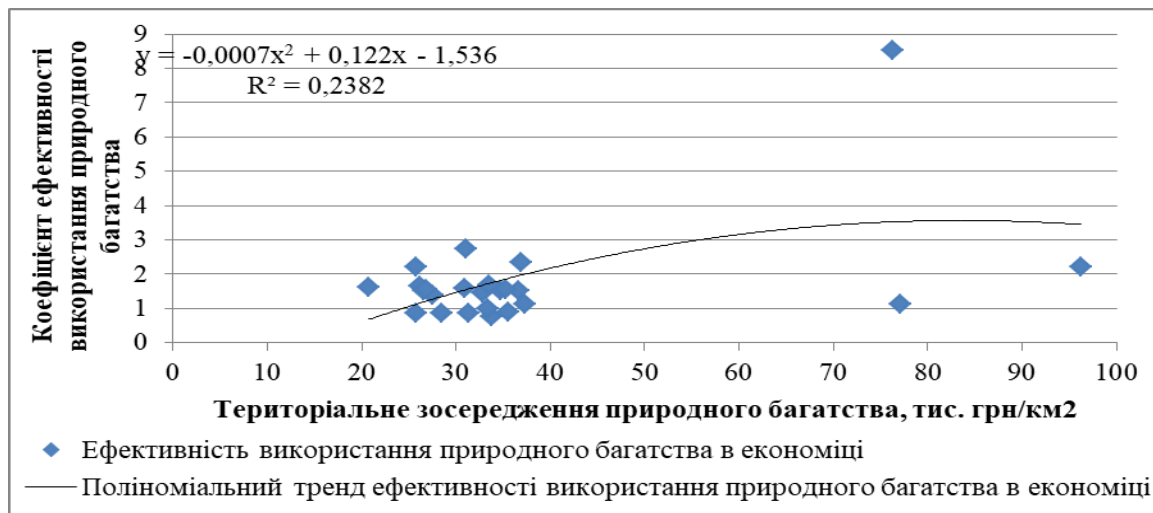


Рис. 4 - Графік залежності економічної ефективності використання природного багатства від рівня його територіального зосередження в регіонах України, 2016 р.  
Джерело: власна презентація на основі авторських розрахунків.

та поводження з відходами; стан використання й охорони лісових ресурсів; стан використання й охорони земельних ресурсів; стан інвестиційної діяльності в природокористуванні; стан й ефективність використання природного багатства.

Результати дослідження впроваджено у навчальний процес під час професійної підготовки майбутніх фахівців [4] й організації науково-дослідної діяльності здобувачів вищої освіти. Також результати дослідження можуть бути використані під час моніторингу реалізації регіональної екологічної політики й еколого-економічного оцінювання сучасного стану й ефективності природокористування регіонів України.

#### Перелік посилань

1. Порядок проведення моніторингу та оцінки результативності реалізації державної регіональної політики: Постанова КМУ № 856 від 21.10.2015 р. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/856-2015-%D0%BF>.
2. Kucher A. Development of rural areas based on rational agricultural land use: a case study of Ukraine. Strategies for the agri-food sector and rural areas – dilemmas of development: monograph; eds: M. Wigier, A. Kowalski. Warsaw: Institute of Agricultural and Food Economics – National Research Institute, 2017. Pp. 120–135.
3. Хвесик М.А. та ін. Економічна оцінка природного багатства України: монографія // За заг. ред. С.І. Пирожкова, М.А. Хвесика. НАН України, Держ. установа «Ін-т економіки природокористування та сталого розвитку НАН України». Київ: ДУ ІСПСР НАН України, 2015. 395 с.
4. Кучер Л.Ю., Кучер А.В. Економіка природокористування: робочий зошит для практ. занять студ. напряму підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування». Харків: ХНАУ, 2017. 40 с.

## ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ У РІЗНІ ЗА ВОДНІСТЮ РОКИ РІЧКИ РОСЬ

*В.О. Лавтар, маг., М.Є. Даус, к.геогр.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет  
vitalii94lavtar@gmail.com*

*Вступ.* Предметом вивчення є р. Рось, одна з найбільших правих приток Дніпра. На сучасному етапі басейн Росі можна охарактеризувати як господарський комплекс з високим рівнем освоєння території. Основний напрямок – сільськогосподарське виробництво. На екологічний стан річки значно впливають антропогенні чинники.

*Мета роботи.* Оцінити якість води р. Рось, використовуючи екологічну класифікацію та екологічний ризик на основі індикаторів та індексів якості в залежності від водності року. Такі дослідження актуальні та важливі для розуміння теперішнього стану вод річки, ступеню їх очищення і використання різними споживачами.

*Об'єктом дослідження* є р. Рось, яка бере початок із балки Дубина на північний захід від с. Ординці Погребищенського району Вінницької області на висоті 270 м над рівнем моря. Довжина річки становить 346 км, водозбірна площа басейну – 12,6 тис. км<sup>2</sup>. Басейн річки розташований на території чотирьох областей (Київської, Вінницької, Житомирської, Черкаської). Характерною особливістю його морфології у межах Українського щита є чергування розширених і звужених ділянок. Більшу частину басейну р. Рось займають чорноземи [1].

Розвинуті харчова, легка, нафтохімічна промисловості. Для задоволення потреб населення і галузей економіки в басейні р. Рось збудовано 1865 ставків і 60 водосховищ, де акумульовано 323,68 млн. м<sup>3</sup> води. За цими показниками басейн Росі відноситься до найбільш зарегульованих басейнів України [2].

*Вихідні дані.* В якості вихідних даних були використані дані спостережень гідрометеорологічної служби України за гідрохімічними показниками води на 6 стаціонарних постах: 1) р. Рось – м. Біла Церква, вище міста; 2) р. Рось – м. Богуслав, вище міста; 3) р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський, вище міста; 4) р. Рось – м. Біла Церква, нижче міста; 5) р. Рось – м. Богуслав, нижче міста; 6) р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський, нижче міста. Період спостережень з 1989 по 2010 рр.

*Методики досліджень.* Оцінка рівнів та динаміки забруднення води басейну р. Рось з екологічних позицій виконана на основі розрахунку екологічних показників якості води Іе за трьома блоками: сольовим – І1, трофо-сапробіологічним – І2 та блоком специфічних забруднюючих речовин токсичної дії – І3 [3].

Для визначення сучасного стану води р. Рось була використана методика індикаторно-екологічного підходу (екологічного ризику). Ця методика нам дозволяє кількісно оцінити екологічні ризики, які пов'язані з

різними видами людської діяльності. Екологічний ризик – ймовірність втрати якості компонента природного середовища внаслідок її забруднення господарською діяльністю людини [4].

Простий індикатор для води можна розрахувати за формулою [3]:

$$C_i / M_i = \alpha_i (M_i - F_i) / M_i, \quad (1)$$

де  $C_i$  – виміряна концентрація забруднювальної речовини (ЗР),  $i$  – її номер,  $M_i$  – значення концентрації конкретної ЗР, що впливає на здоров'я людини (так зване ефективне значення концентрації),  $F_i$  – фонове значення концентрації конкретної ЗР (можна взяти значення ГДК, але не обов'язково). Безрозмірний коефіцієнт  $\alpha_i$  показує, яку частину небезпечної зони становить відношення фактичної концентрації до ГДК.

Величина, зворотна  $\alpha_i$ , і що дорівнює  $\beta_i = \alpha_i$ , є екологічним індикатором. З формули (1) випливає:

$$\beta_i = (M_i - F_i) / C_i. \quad (2)$$

Екологічний індикатор у формулі (2) є простим. Для побудови агрегованого екологічного індикатора в простому випадку, коли ЗР не взаємодіють між собою, можна скористатися співвідношенням (модель адитивної небезпеки) [3]:

$$1 / \beta_{agr} = 1 / \beta_1 + 1 / \beta_2 + \dots + 1 / \beta_n, \quad (3)$$

в якому  $n$  – число ЗР, що підлягають контролю.

*Аналіз результатів.* За середніми значеннями Іе вода відповідає II класу у 100 % (м. Біла Церква, в.м.), 95 % (м. Біла Церква, н.м., Богуслав, в.м.), 90 % (Богуслав, н.м., Корсунь-Шевченківський), у решті випадків вода має III клас якості. Тобто добрі за станом і досить чисті за ступенем чистоти;  $\beta'$ -мезосапробні за сапробністю та мезо-евтрофні за трофністю.

За максимальними значеннями Іе вода відповідає III класу: м. Біла Церква – 85 % (в.м.), 90 % (н.м.); м. Богуслав – 67 %; м. Корсунь-Шевченківський – 40 % (в.м.), 55 % (н.м.). У решті випадків вода II класу якості, тобто води задовільні за станом і слабо забруднені за ступенем чистоти;  $\beta''$ -мезосапробні за сапробністю і евтрофні за трофністю.

Динаміка загальних індексів Іе за досліджувані роки показує незначне покращення стану вод, що, очевидно, пов'язано із зменшенням загальної кількості підприємств. В усіх випадках міста погіршують якість води. Це пов'язано з тим, що дані населені пункти є великими містами зі значною кількістю різноманітних підприємств, в т.ч. і водокомунальних. Найбільший внесок в сумарне забруднення переважної більшості досліджених вод належить специфічним речовинам токсичної дії (важким металам, нафтопродуктам) та речовинам органічного походження (сполуки азоту, фосфати, БО, БСК<sub>5</sub>).

Для виділення маловодних та багатоводних років була побудована різницева інтегральна крива річного стоку для створу р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський.

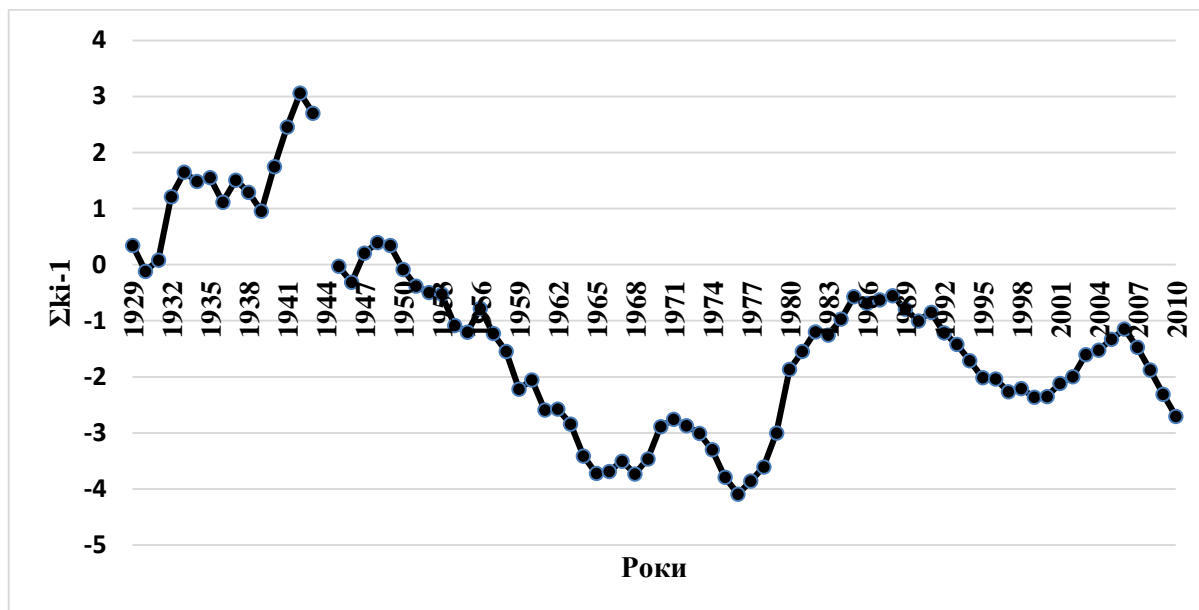


Рис. 1 – Різницева інтегральна крива річного стоку у створі р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський.

За період спостережень річка мала два повні цикли водності. Перший з 1949 по 1989 рр., другий – з 1989 по 2006 рр. Маловодні фази були у період 1949 – 1975 рр. та 1989 – 2000 рр. Багатоводні фази були в періоди 1976 – 1989 рр. та 2000 – 2006 рр.

Розрахунки показали, що числові значення узагальненого індикатора  $\beta_{agr}$  та якісна характеристика рівня екологічного ризику змінювалися від катастрофічного (0,01 – 0,1) до перехідної зони (0,4 – 0,8).

Як видно із табл. 1, рівень ризику на посту вище міста за максимальними та мінімальними значеннями, незалежно від водності, є меншим, ніж на посту нижче міста. Це пов'язано з великим антропогенним впливом міста на річку та її забруднення комунальними та промисловими стоками.

У пункті р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський, 1 км вище міста, збільшення водності покращує якість води за середніми значеннями до II класу у 95 % випадків у середні за водністю роки та до 100 % у багатоводні, в той час як у маловодні спостерігалися у 80 % випадків.

За максимальними значеннями у цьому пункті також відбувається зміна із збільшенням водності: від дуже добрих (60 %), добрих (20 %) і задовільних (20 %) у роки малої та середньої відності до добрих (100 %) у багатоводні роки. Такаж сама ситуація на посту р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський, 3 км нижче міста.

Таблиця 1. Найбільші та найменші значення рівня екологічного ризику у роки різної водності на посту р. Рось - м. Корсунь-Шевченківський, вище та нижче міста

Роки за водністю	Значення рівня екологічного ризику	Магній, мг/дм <sup>3</sup>	Хлориди, мг/дм <sup>3</sup>	Сульфати, мг/дм <sup>3</sup>	Сума іонів, мг/дм <sup>3</sup>	Натрій + Калій + Азот нітритний + Фосфати, мг/дм <sup>3</sup>	Жалюзі, мг/дм	Азот нітратний, мгN/дм <sup>3</sup>	$\Sigma\beta_{agr}$	Якісна характеристика рівня екологічного ризику
вище міста										
Середньоводні	найбільший	1,82	0,21	1,07	1,34	25,17	0,85	0,048	2,035	небезпечний
	найменший	0,39	0,06	0,05	0,79	3,04	0,42	0,001	0,036	катастрофічний
Маловодні	найбільший	3,56	0,27	1,23	1,50	2,22	1,01	0,052	0,313	небезпечний
	найменший	0,74	0,06	0,15	0,94	0,76	0,38	0,001	0,134	поза-межний
нижче міста										
Середньоводні	найбільший	2,33	0,25	1,20	1,36	15,59	0,93	0,910	0,433	перехідна зона
	найменший	0,11	0,06	0,10	0,67	1,44	0,03	0,001	0,052	катастрофічний
Маловодні	найбільший	3,25	0,28	1,21	1,45	1,18	0,97	0,051	0,346	небезпечний
	найменший	0,94	0,06	0,08	0,74	1,44	0,40	0,004	0,152	критичний

У роки малої водності числові значення узагальненого індикатора  $\beta_{agr}$  та якісна характеристика рівня екологічного ризику були гіршими, ніж у роки середньої водності. Хоча в середніх за водністю роках значення ризику, які відповідають катастрофічному (по 2 % на обох постах) та критичному (по 4 % на обох постах), є одиничними. Крім того, у роки середньої водності спостерігаються значення ризику, які відповідають перехідній зоні (9 % на посту вище міста та 7 % на посту нижче міста), а значення небезпечного рівня ризику спостерігаються у 85 та 87 % випадків на постах вище та нижче міста відповідно.

*Висновки:* за досліджуваний період спостерігається незначне покращення динаміки загальних індексів Іе на всіх досліджуваних постах, крім поста Богуслав нижче міста; найбільший внесок в сумарне забруднення переважної більшості досліджених вод належить специфічним речовинам токсичної дії (важким металам, нафтопродуктам) та речовинам органічного походження (сполуки азоту, фосфати, БО, БСК<sub>5</sub>); такий екологічний стан р. Рось зумовлений переважно антропогенними чинниками, їх вплив на формування якості води був і продовжує залишатися значним.

#### **Перелік посилань**

1. Екологічний паспорт Черкаської області (2008 – 2010 рр.). URL: <http://www.menr.gov.ua/protection/protection1/cherkaska> (дата звернення: 15.01.2018 р.).
2. Хільчевський В.К., Савицький В.М., Красова Л.А., Гончар О.М. Польові та лабораторні дослідження хімічного складу води річки Рось: навчальний посібник. Київ: Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2012. 143 с.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями // В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок. А.В. Яцик, А.П. Чернявська та ін. Київ: СИМВОЛ-Т, 1998.
4. Музалевский А.А., Карлин Л.Н. Экологические риски: теория и практика. Санкт-Петербург.: РГГМУ, ВВМ, 2011. 448 с.

#### **ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СНЕЖНОГО ПОКРОВА АММОНИЙНЫМ АЗОТОМ НА ТЕРРИТОРИИ ХАРЬКОВА**

*Е.Н. Масс, ас., В.А. Юрченко, д.т.н., проф.*

*Харьковский национальный университет строительства и архитектуры  
elena-mass@ukr.net*

Снежный покров является весьма информативным субстратом при изучении количественных характеристик загрязнения природной среды, так как он обладает высокой сорбционной способностью и депонирует большинство продуктов техногенеза из выбросов в атмосферу [1]. В течение характерного для г. Харьков зимнего периода (около 4 месяцев) аэрозольные и пылевые вещества, загрязняющие атмосферу, накапливаются в однородном по свойствам естественном субстрате – снежном покрове, который сохраняет геохимическую информацию до начала снеготаяния. Химический состав снежного покрова формируется за счет поступления различных химических элементов, связанных с твердым осадком техногенной пыли, а также за счет поглощения газов, паров и аэрозолей. В период таяния снегового покрова загрязняющие его вещества с поверхностным стоком по водосборным площадям попадают в водные объекты, создавая, тем самым, угрозу экологической безопасности для природных экосистем, а особенно гидросферы [2]. Традиционно в течение многих лет в загрязнениях поверхностного стока наиболее экологически опасными для водных объектов представлялись взвешенные вещества и

нефтепродукты. Концентрация биогенных элементов – азота и фосфора редко и незначительно превышала экологически безопасные уровни. Но с начала 2000-х годов стала отмечаться устойчивая тенденция повышения концентрации биогенных элементов в поверхностных сточных водах при попадании в них атмосферных осадков и таянии снежного покрова.

*Цель* данной работы – исследование влияния территориальных зон г. Харьков на содержание в снежном покрове аммонийного азота и визуализация этого загрязнения с помощью экологического картографирования [3]. *Объект исследований* – снежный покров с территории г. Харьков. Методы исследований: гидрохимическое определение концентрации в талой воде азота аммонийного ( $N-NH_4$ ) по методикам, рекомендуемым нормативными документами Украины [4].

Исследования состава снежного покрова с территории г. Харьков производили при анализе проб, отбираемых в характерных водосборных точках для бассейнов двух рек Харьков и Лопань (на основе полученных расчетных данных загрязнения поверхностных талых и дождевых сточных вод). Пробы снежного покрова отбирали через день после его выпадения, а затем – 1 раз в неделю до начала интенсивного снеготаяния (06.03, 14.03 и 21.03.2018). Для исключения влияния техногенных нагрузок, в частности автотранспорта (за исключением точки 11, пробу которой отбирали непосредственно у обочины), снег отбирали на расстоянии не менее 50 м от автодорог в относительно защищенных местах (парки, скверы, дворы домов). Было отобрано 42 пробы снежного покрова объемом 1 – 3 дм<sup>3</sup>. В качестве фоновых точек (точки 1, 3) были выбраны участки с минимальным антропогенным воздействием, расположенные при входе рек в город. Также отобрали 2 пробы атмосферного снега. Предварительная обработка проб включала в себя разделение жидкой и твердой фаз с помощью растапливания и фильтрования.

Расположение точек отбора проб представлено в табл. 1.

Таблица 1. Нумерация точек отбора проб снега по функциональным зонам Харькова

<b>Характеристика территорий</b>	<b>Обозначение территории</b>	<b>Номер проб</b>
вход реки в город	а	1, 3
частный сектор	б	2, 13, 14
многоэтажная застройка	в	4, 5, 9
промышленная зона	г	6, 10, 12
центр города	д	7, 8
край дорожного полотна	е	11

Экологическое картографирование является эффективным наглядным методом, широко используемым для непосредственной характеристики состояния среды, подвергающейся антропогенному воздействию. Анализ карт позволяет учитывать свойства урбанизированных ландшафтов (их пространственную и временную

изменчивость), воздействие на миграцию загрязняющих веществ и устойчивость экосистем.

Снег имеет более эффективную способность к вымыванию примесей из атмосферы по сравнению с дождем. Кроме этого, лежалый снег регистрирует не только влажные выпадения атмосферы, но и сухие, и, наконец, талые воды являются источником загрязнения для других сред географической оболочки [5]. Зима 2017 – 2018 гг. отличалась коротким периодом залегания снежного покрова (наиболее длительный период залегания снега установился на территории г. Харьков 5 марта, а полностью растаял 4 апреля).

Результаты гидрохимического исследования проб снежного покрова, выполненных в марте 2018 г., представлены на рис. 1. Как свидетельствуют полученные данные, существенные концентрации  $N-NH_4$  установлены в снеге во всех пробах, причем их значения на 2 – 3 порядка выше, чем показали наши исследования поверхностных дождевых и талых сточных вод [6]. В динамике экспозиции снежного покрова концентрация  $N-NH_4$  устойчиво повышалась, однако характер этого повышения в различных функциональных зонах г. Харьков существенно отличался. На территории жилой застройки, в центре города и на обочине дорожного полотна это повышение происходило более резко и в целом на 80 – 126 %, в промышленной зоне, частном секторе и при входе рек в город – более постепенно и в целом на 29 – 65 %.

В фоновых точках на территориях входа рек Харьков и Лопань в город концентрация  $N-NH_4$  в снежном покрове на протяжении всего периода экспозиции достоверно ниже, чем во всех точках на территории города, что свидетельствует о загрязнении снега этим соединением в границах города. На первые сутки экспозиции снежного покрова самые высокие концентрации  $N-NH_4$ , приближающиеся к  $ПДК$ , отмечены на территории многоэтажной застройки, центральной и промышленной частях города. Это обусловлено загрязнением атмосферного воздуха промышленными выбросами не только на территориях предприятий, но и на территориях прилегающих к ним жилых застроек. В центре города это обусловлено загрязнением атмосферного воздуха автотранспортом. В пробах снежного покрова на 8-й день экспозиции (14.03) превышение  $ПДК$   $N-NH_4$  отмечено на территориях частного сектора, многоэтажной жилой застройки, промышленной и центральной частей города (точки 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14). Самые высокие концентрации  $N-NH_4$  установлены в точках 6, 7 и 12 – центральной и промышленной частях города.

В атмосферном снеге, пробы которого собирали в двух точках на пр. Гагарина, 38-А и ул. 23 Августа, 53-А, концентрация аммонийного азота в каждой пробе составляла 0,45 мг/дм<sup>3</sup>. Это свидетельствует о том, что даже в атмосферном снеге присутствует значительная концентрация  $N-NH_4$ , которая существенно увеличивается при его выпадении на



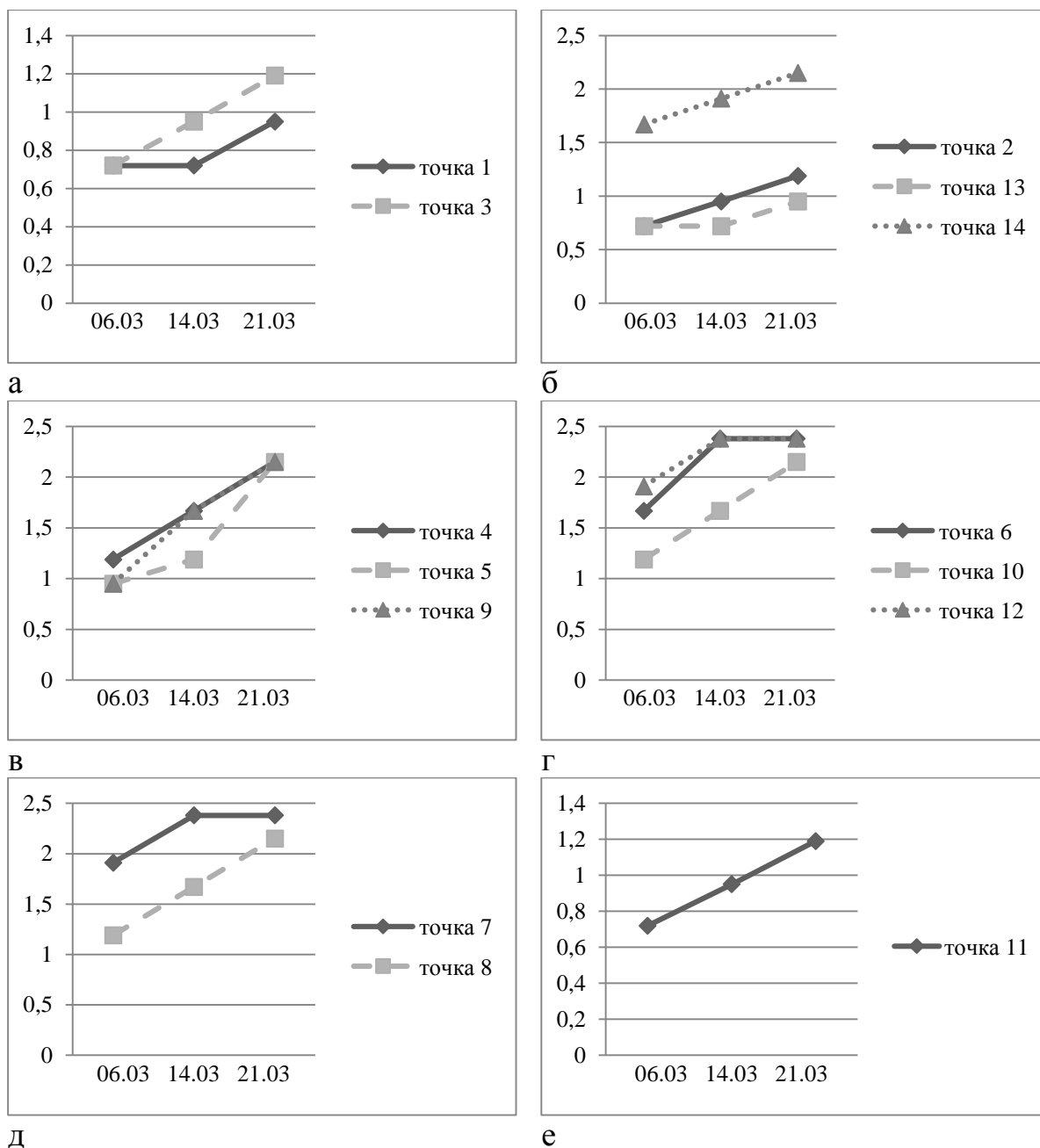


Рис. 1 – Динамика изменения концентрации азота аммонийного в снежном покрове на территории Харькова.

территории города и экспозиции до начала снеготаяния.

**Выводы:** экспериментальными исследованиями установлено, что в атмосферном снеге на территории г. Харьков концентрация аммонийного азота достигает  $0,45 \text{ мг/дм}^3$ ; в динамике экспозиции снежного покрова на территориях различных функциональных зон города концентрация  $N-NH_4$  возрастала, причем наиболее активно (более, чем в 2 раза) на территории жилой застройки, в центре города и на обочине дорожного полотна; абсолютные концентрации аммонийного азота в талой воде после 3-х недельной экспозиции к началу снеготаяния на территориях, не

испытывающих техногенных нагрузок, не превышали 1 мг/дм<sup>3</sup>, на территориях жилой застройки достигали 2,15 мг/дм<sup>3</sup>, на территориях промышленных предприятий – 2,38 мг/дм<sup>3</sup>, т.е. превышали ПДК, что послужит интенсивным источником загрязнения водных объектов Харькова.

#### Перечень ссылок

1. Рекомендації забезпечення ефективного відведення міських зливових стоків та визначення параметрів очисних споруд. Посібник до ДБН. Затверджений: Наказом Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 14.10.08, № 302.
2. ДБН В.2.5-75:2013 Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. Затверджений Наказом Мінрегіон від 08.04.2013 р. № 134.
3. Стурман В.И. Экологическое картографирование: учебное пособие. Москва: Аспект Пресс, 2003. 251с.
4. Улаштування поверхневого водовідведення на територіях міст і селищ СОУ ЖКГ 41.00-35077234. 0018:2009. Прийнято та надано чинності: наказ Міністерства з питань житлово-комунального господарства України від 19 серпня 2009 р., № 259. URL: <http://www.minjkg.gov.ua/activity/ni/ni-st> (дата звернення: 20.04.2018 р.).
5. Василенко В.Н. и др. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Ленинград: Гидрометеиздат, 1985.
6. Юрченко В.А., Масс Е.Н. Загрязнение талого и дождевого поверхностного стока аммонийным азотом в г. Харькове // Науковий вісник будівництва. Збірник наукових праць. 2013. Вип. 72. С. 354-359.

#### ФІТОТОКСИЧНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТІВ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ

*А.Ю. Масікевич\**, к.т.н., доц. *М.П. Колотило\*\**, здобувач,  
*В.М. Яремчук\*\**, здобувач, *Ю.Г. Масікевич\**, д.б.н., проф.

*\*Буковинський державний медичний університет, м. Чернівці*

*\*\*Національний природний парк «Вижницький», смт. Берегомет  
yumasik@meta.ua*

Надмірний антропогенний вплив впродовж останніх десятиріч призвів до відчутної деградації ґрунтів. Заповідання територій стало важливим кроком збереження ландшафтного різноманіття та екологічного стану педосфери. Саме тому території природно-заповідного фонду (ПЗФ) можуть слугувати сьогодні в якості еталону для здійснення фонових моніторингу. Об'єктом наших досліджень служили ґрунти різних функціональних зон (заповідна зона, зони стаціонарної та регульованої рекреації, господарська зона) національного природного парку «Вижницький» (НПП), що в силу свого призначення зазнають різного антропогенного навантаження. Метою наших досліджень було вивчення фітотоксичного ефекту ґрунтів різних за функціональним призначенням зон вищезазначеного об'єкту ПЗФ. Фітотоксичний ефект ґрунтів визначали відповідно до методики (Горова та ін., 2007) у відсотках до довжини

кореневої системи *Allium cepa L.* Оцінку токсичності ґрунтових субстратів проводили згідно шкали запропонованої (Джура та ін., 2006). Отримані результати показали, що найвищою фітотоксичністю (92,4 %) характеризувалися проби ґрунтів, відібраних на відстані 5 м від автомобільних доріг із твердим покриттям на території господарських ландшафтів, прилеглих до НПП. Практично не відрізнялися за показниками фітотоксичності ґрунти господарської зони самого НПП (90,1 %). В мірі віддалення від автомобільних доріг на 50 та 100 м показники фітотоксичності ґрунтів зменшувалися у рекреаційній та господарській зоні в середньому на 15 та 60 % відповідно. Незважаючи на існуючі законодавчі обмеження щодо господарського впливу на дані території, дотримати екологічно безпечного режиму на них практично не можливо. В зоні стаціонарної рекреації показники фітотоксичної активності становили в межах 75 %, тоді як в заповідній зоні в межах 19,5 %. Спостерігається пряма залежність пригнічення ростових процесів коренів *A. Cepa* від рівня токсичності ґрунтів різних за статусом функціональних зон заповідного об'єкту. Так, ґрунти заповідної зони характеризуються слабким, зони стаціонарної рекреації – вище середнього, господарської – високим рівнем токсичності. Раніше нами було показано вплив різного режиму заповідання на стан ґрунтового біоценозу НПП «Вижницький», а отже підтверджено взаємозумовленість даних процесів.

**ЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА БЕЗПЕКИ  
ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ УКРАЇНИ**

*Г.Є. Мацкевич, асп., Н.В. Внукова, д.т.н., проф.*

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет*

*njutta0208@gmail.com*

Сучасний етап розвитку суспільства характеризується різким погіршенням стану навколишнього природного середовища (НПС). Це змушує більшість держав, у т.ч. і Україну, приділяти значну увагу проблемам екології, а також необхідності їх вирішення. При цьому особлива роль відводиться саме екологічній безпеці, як фактору стабільного розвитку суспільства та забезпечення конкурентоспроможності економіки України на світовому ринку. З часом розвитку технологій навантаження на біосферу зростало і зараз досягло критичної точки, тому саме тепер, гостріше, ніж інколи, постає питання про вирішення проблеми забруднення НПС [1].

Сучасні умови розвитку людства потребують постановки нових завдань – пошуку основ, принципів та цінностей, які б сприяли виживанню та подальшому динамічному та безперервному розвитку суспільства. Такий новий підхід до взаємодії людини та природи отримав назву концепції сталого розвитку (СР). Для того, щоб розвиток був сталим,

необхідно врахувати не тільки його економічні аспекти, а і соціальні, екологічні та політичні.

В загальному плані СР передбачає вирішення наступних найважливіших проблем [6]: збереження якості НПС; поступальний економічний розвиток; вирішення соціальних та демографічних проблем суспільства; збереження політичної стабільності й миру.

Метою нашого дослідження є аналіз та висвітлення важливості екологічної безпеки промислових підприємств, яка є умовою СР України, у розрізі Харківської області та країни в цілому.

Слід зазначити, що підприємства виробничої та невиробничої сфери є основними суб'єктами, від результатів діяльності яких залежить рівень екологічної безпеки. Ступінь впливу на НПС при цьому залежить від вибору технології виробництва (ресурсномісткої або, навпаки, екологічно чистої, маловідходної), видів своєї продукції і наданих послуг.

Харківська область має розвинену ринкову інфраструктуру, промисловість, паливно-енергетичний комплекс, сільське господарство. За обсягом валового регіонального продукту область посідає одне з провідних місць серед регіонів України. В області сконцентровано понад 700 промислових підприємств. Потенційно екологічно небезпечні об'єкти, раптове виникнення надзвичайних ситуацій, які можуть завдати істотну екологічну шкоду, складають значну питому вагу в структурі промисловості України. Понад 20 % території України перебуває у незадовільному стані через перенасичення ґрунтів різними токсичними сполуками. Також обмеження асигнувань на запобіжні заходи безпеки підвищує рівень ризику виникнення аварій з екологічними наслідками. Існуюча відомча розпорошеність та дублювання контролюючих функцій знижує їх ефективність і створює додаткові перешкоди у діяльності суб'єктів підприємництва [3].

Але процес забруднення атмосфери, водних і земельних ресурсів стає все інтенсивнішим, у т.ч. і в результаті дії гірничодобувної промисловості. Промисловість і вироблювана нею продукція чинять вирішальний негативний вплив на природно-ресурсну базу, що виявляється в повному циклі, який включає [2]: розвідувальні роботи і видобування сировинних матеріалів; переробку сировинних матеріалів в готові вироби; споживання енергії; утворення відходів; використання виробів споживачем; видалення відходів.

Зниження такого впливу промислового виробництва на НПС регіону може бути досягнуто: мінімізацією викидів, скидів, відходів; раціональним використанням сировини і енергетичних ресурсів; створенням маловідходних ресурсозберігаючих технологічних процесів.

Що стосується країни в цілому, то у законодавчому порядку визначено, що антропогенне і техногенне навантаження на НПС в Україні у кілька разів перевищує відповідні показники у розвинутих країнах світу.

Тривалість життя в Україні становить у середньому близько 66 років (у Швеції – 80, у Польщі – 74). Значною мірою це зумовлено забрудненням НПС внаслідок провадження виробничої діяльності підприємствами гірничодобувної, металургійної, хімічної промисловості та паливно-енергетичного комплексу [4]. Саме тому екологізація виробництва та раціональне використання природних ресурсів, як в регіоні, так і в країні в цілому, мають стати пріоритетними напрямками державної політики в здійсненні соціально-економічних реформ [3]. Відсутність ефективної системи управління в сфері охорони НПС та повільне проведення структурних реформ і модернізації технологічних процесів в умовах зростання національної економіки призводить до збільшення рівня забруднення та зумовлює підтримку старих, неефективних підходів до використання енергетичних і природних ресурсів [5].

Заміна технологій і технічне переоснащення підприємств потребує значних капіталовкладень. Нажаль, це є мало реальним на найближчу перспективу у зв'язку зі спадом виробництва та несприятливим інвестиційним кліматом. Саме тому на даному етапі слід розглядати здійснення некапіталомісткої, самоокупної модернізації із застосуванням системно-екологічного підходу. Такий підхід має передбачати комплекс технологічних, управлінських і господарських удосконалень і нововведень.

Удосконалення системи забезпечення екологічної безпеки, яка існує в Україні, повинна стати одним із пріоритетних напрямів державної політики. Це повинно діяти на основі системного аналізу та враховуючи процеси трансформації в економіці та державному управлінні. А також беззаперечним є те, що до реалізації заходів, спрямованих на досягнення, підтримку і контроль за дотриманням вимог екологічної безпеки, повинні залучатися різні міністерства, відомства, установи й організації держави.

#### **Перелік посилань**

1. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2015 році. URL: <http://menr.gov.ua> (дата звернення: 10.04.18 р.).
2. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2016 році. URL: <http://menr.gov.ua> (дата звернення: 10.04.18 р.).
3. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ: ФОП Грінь Д.С., 2017. 308 с.
4. Про основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua> (дата звернення: 10.04.18 р.).
5. Про схвалення Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua> (дата звернення: 10.04.18 р.).
6. Сталый розвиток: еколого-економічна оптимізація територіально-виробничих систем: навчальний посібник // За заг. ред. І.В. Недіна. Суми: ВТД «Університетська книга», 2008. 384 с.

## ОЦІНКА ЗБАЛАНСОВАНОСТІ МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ ПИТНИХ ВОД ОКРЕМИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

*О.О. Миленька, маг., Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.*

*Одеський державний екологічний університет*

*look.and.buy777@gmail.com*

Збалансованість мінерального складу питних вод є не тільки показником якості питних вод, але й важливим фактором формування здоров'я населення, тому дослідження регіональних особливостей питного водопостачання та з'ясування ролі водного чинника при формуванні захворюваності населення є вкрай актуальною задачею.

Показники фізіологічної повноцінності мінерального складу (ФПМС) питної води визначають адекватність її мінерального складу біологічним (фізіологічним) потребам організму. Вони ґрунтуються на доцільності ряду біогенних елементів бути наявних не тільки в оптимальних концентраціях, а й мають мінімально необхідні рівні їх вмісту у воді. У ДСанПін 2.2.4-171-10 [1] діапазон оптимальних значень визначений для таких показників: загальна жорсткість (1,5 – 7,0 ммоль/дм<sup>3</sup>), загальна лужність (0,5 – 6,5 ммоль/дм<sup>3</sup>), *I* (20 – 30 мкг/дм<sup>3</sup>), *K*<sup>+</sup> (2 – 20 мг/дм<sup>3</sup>), *Ca*<sup>2+</sup> (25 – 75 мг/дм<sup>3</sup>), *Mg*<sup>2+</sup> (10 – 50 мг/дм<sup>3</sup>), *Na*<sup>+</sup> (2 – 20 мг/дм<sup>3</sup>), сухий залишок (200 – 500 мг/дм<sup>3</sup>), *F*<sup>-</sup> (0,7 – 1,2 мг/дм<sup>3</sup>).

У ДСТУ 7525:2014 [2], який набув чинності з 01.02.2015 р., визначення показників ФПМС у воді централізованого водопостачання не передбачено, а рекомендовано контролювати ці показники лише для води нецентралізованого водопостачання (нефасованої, фасованої) і використовується поняття «хімічні показники якості, що впливають на органолептичні властивості». У [2] наведені нормативні значення для загальної жорсткості – 7 (10) ммоль/дм<sup>3</sup>, натрію – 200 мг/дм<sup>3</sup>, сухого залишку – 1000 (1500) мг/дм<sup>3</sup>, які відрізняються від оптимальних значень цих показників у [1]. Наприклад, якщо у питних водах вміст *Na*<sup>+</sup> і *F*<sup>-</sup> розглядати як санітарно-токсикологічні показники безпечності та якості питної води, то діапазон встановлених концентрацій *Na*<sup>+</sup> знаходиться в межах нормативних вимог, а ось *F*<sup>-</sup> не відповідає нормативним вимогам.

Оцінка збалансованості мінерального складу питних вод базується на дослідженнях організацій, що забезпечують водопостачання окремих промислово-міських агломерацій (ПМА) України. При проведенні дослідження були використані опубліковані дані, а також матеріали власних розробок, присвячених оцінці збалансованості мінерального складу питних вод із поверхневих і підземних джерел питного водопостачання окремих ПМА України. Отриманні значення мінеральних компонентів питних вод порівнювалися з оптимальними значеннями цього показника [1]. Таким чином, визначались значення мінералізації, які вищі або нижчі за нормативні значення.

Одним із важливих показників ФПМС питної води є величина її мінералізації, тобто загального вмісту мінеральних речовин, яка виражається у вигляді суми іонів, всіх мінеральних компонентів або сухого залишку (кількість органічних речовин у сухому залишку звичайно не більше 10 %, тому цей показник характеризує загальну мінералізацію питних вод).

За результатами досліджень мінерального складу питних вод Одеської, Миколаївської, Херсонської, Дніпровської, Харківської та Львівської ПМА [3, 4, 5] визначено, що нормативні значення показників ФПМС, рекомендованих [1], є важливими критеріями оцінки якості питної води, але вони не відображують всю різноманітність мінеральних сполук у питних водах; якщо ж окремі хімічні елементи розглядати як санітарно-токсикологічні показники безпечності та якості питної води, то діапазон їх оптимальних значень не завжди відповідає нормативним значенням показників ФПМС.

Основним джерелом централізованого водопостачання багатьох ПМА є води річок Дністер, Дніпро та Сіверський Донець. Мінералізація цих річкових вод за даними багаторічних спостережень коливається в широкому інтервалі: Дністер (Галич) – 138,1 – 783,3 мг/дм<sup>3</sup>, Дністер (Залецики) – 278,5 – 799,3 мг/дм<sup>3</sup>, Дністер (Маяки) – 338,3 – 596,2 мг/дм<sup>3</sup>; Верхній Дніпро (Київське водосховище) – 127 – 374 мг/дм<sup>3</sup>, Середній Дніпро (Кременчуцьке водосховище) – 182 – 361 мг/дм<sup>3</sup>, Нижній Дніпро (Каховське водосховище) – 163 – 335 мг/дм<sup>3</sup>; Сіверський Донець (Ізюм) – 593 – 1023,9 мг/дм<sup>3</sup>, Сіверський Донець (Лисичанськ) – 915,4 – 1469,8↑ мг/дм<sup>3</sup> [6].

У питних водах систем централізованого водопостачання окремих ПМА (Одеська, Миколаївська, Дніпровська, Запорізька) величина сухого залишку не перевищує значень відповідних ГДК, а також знаходяться у межах оптимального діапазону. Виняток складають водозабори Харківської ПМА, де значення сухого залишку виходять за межі оптимального діапазону.

За даними 2006 – 2007 рр. значення сухого залишку у ПВ верхньосарматського водоносного горизонту (ВГ) Одеської ПМА коливалися від 363,6 до 4096,6 мг/дм<sup>3</sup> (показники 2006 – 2007 рр.), а за відомостями 2010 – 2011 рр. – від 652,2 до 1203 мг/дм<sup>3</sup>. Але після процесу очищення у б'юветних комплексах діапазон значень сухого залишку істотно зменшував і складав відповідно 21,8 – 742,0 та 141,0 – 858,0 мг/дм<sup>3</sup> [5]. Можливо, що характер розподілу значень сухого залишку у ПВ багато в чому залежить від складових масиву інформації, тобто від даних по конкретному показнику з різних б'юветних комплексів.

Основним джерелом централізованого водопостачання Миколаївської ПМА є поверхневі води р. Дніпро. Значення сухого залишку у воді із р. Дніпро і водопровідної води Миколаївської ПМА

відповідають нормативним вимогам. На території міста експлуатуються також артезіанські свердловини, воду яких використовує для господарсько-питних цілей незначна частина населення. За значенням сухого залишку ПВ окремих районів міста перевищують максимальну норму (1976 – 6073 мг/дм<sup>3</sup>) [14].

Показники сухого залишку в ПВ верхньосарматського ВГ коливаються від 1026,6 мг/дм<sup>3</sup> (вул. Комсомольська, 66-а) до 4815,5 мг/дм<sup>3</sup> (вул. Червоноармійська, 2-а), середнє значення ( $n = 15$ ) – 2260,0 мг/дм<sup>3</sup>, тобто воно набагато перевищує за максимальну фізіологічну норму (500,0 мг/дм<sup>3</sup>). Але в окремих свердловинах значення сухого залишку коливається у межах 1026,6 – 1246,8 мг/дм<sup>3</sup>, що дещо нижче за норматив, встановлений для питної води з колодязів та каптажів ( $\leq 1500,0$  мг/дм<sup>3</sup>).

Водопостачання Львівської ПМА здійснюється з підземних джерел, які знаходяться на відстані 20 – 110 км по всій території Львівської області. Одним із основних є ВГ верхньокрейдяних відкладів. Результати аналізу води, що подається в централізовану систему водопостачання Львівської ПМА (за 2011 – 2012 рр., за даними ЛМКП «Львівводоканал»), показали, що в деяких водозаборах значення сухого залишку в межах 515,49 – 649,42 мг/дм<sup>3</sup>, що є вище за нормативні значення цих показників ФПМС. У пробах води, відібраних на насосних станціях («межа міста»), також зафіксовано перевищення нормативних значень сухого залишку (591,07 – 632,13 мг/дм<sup>3</sup>) [7].

У питних водах, які споживають мешканці окремих ПМА України, спостерігається не тільки дисбаланс показників ФПМС, але й дисбаланс деяких мікроелементів (МЕ), що може бути безпосереднім фактором впливу на здоров'я населення. Мікроелементний склад питних вод залежить, насамперед, від регіональних природних (надто, геохімічних) особливостей, але й від техногенних факторів (обробки коагулянтами, флокулянтами, протикорозійними реагентами; забруднення водних об'єктів зворотними водами; незадовільний стан водопровідної мережі тощо).

Дані щодо нормативного вмісту МЕ у різних джерелах інформації різняться. Тому при оцінці мікроелементного складу питних вод окремих урбанізованих територій України автори орієнтувалися на нормативи [1].

Для приблизної оцінки мінерального складу питних вод також можна використовувати значення «біологічно значимої концентрації» (БЗК), тобто такого вмісту МЕ, який може впливати на загальний мікроелементний баланс людини і гомеостаз організму в цілому при постійному і тривалому вживанні питної води [8]. БЗК елемента розраховується з уявлення, що при щодобовому споживанні 2 дм<sup>3</sup> питної води в організм людини потрапляє 5 % від його загального середньостатистичного надходження.



Єдиного твердження щодо ролі питної води в забезпеченні організму людини МЕ немає. Так, А.В. Горбунов та ін. [9] за літературними даними наводять показники щодо величини фізіологічно необхідного щодобового надходження МЕ з питною водою (мг/добу): *Cr* – 0,5 – 0,20; *Mn* – 2 – 9; *Fe* – 10 – 30; *Co* – 0,04 – 0,07; *Ni* – 0,3 – 0,6; *Cu* – 2 – 5; *Zn* – 6 – 30; *Se* – 0,06 – 0,15; *Mo* – 0,3; *I* – 0,06 – 0,20. Для токсичних мікроелементів виділені безпечна та токсична (у дужках) дози щодобового надходження: *As* – 0,049 (10 – 50); *Cd* – 0,66 (3 – 5); *Sb* – 0,049 (100); *Hg* – 0,049 (0,4); *Pb* – 0,43 (1 – 8). Зокрема, зазначена найбільш висока частка надходження з питною водою в організм людини таких мікроелементів: *Al* (54,4 %), *Cr* (40 %), *Mn* (14,75 %), *I* (12,5 %), *Cu* (12,44 %) [8].

Середньорічні показники ряду МЕ (*Al, Co, Cu, Zn, Mn, Cr, Mo, As, Pb, Cd, Be, Se, Sr, Hg, Si, Sb, Cr*), визначених в питних водах окремих урбанізованих територій України (див. табл. 1), як правило, менші за нормативи [1] та відповідні значення нижньої межі БЗК (НМБЗК) [8]. Концентрації окремих МЕ недостатні для повноцінного функціонування організму людини. Виняток складають, наприклад, *Cu* і *Sr*, середньорічні концентрації яких в питних водах Одеської агломерації дещо вищі за НМБЗК, але нижчі за норми санітарно-токсикологічних показників безпечності та якості питної води ( $Cu \leq 1,0$  мг/дм<sup>3</sup>,  $Sr \leq 7,0$  мг/дм<sup>3</sup>). Можливо, що значення БЗК мінеральних компонентів питної води та їх нижньої межі недостатньо обґрунтовані, однак вони розширюють перелік критеріїв оцінки рівня збалансованості мінерального складу питних вод.

Вміст *F* у питних водах, що споживає населення урбанізованих територій України, зазвичай, не досягає рівня мінімальної норми (0,7 мг/дм<sup>3</sup>), що може провокувати розвиток карієсу зубів у населення.

Наприклад, у ПВ на території Одеської ПМА зафіксовані підвищені концентрації *Fe* і *B*. Від надлишку *Fe* позбавляються шляхом механіко-каталітичного фільтрування. До очищення у ПВ вміст *B* варіює від 0,64 до 5,22 мг/дм<sup>3</sup>, а після їх очищення вміст *B* нижчий за ГДК ( $\leq 0,5$  мг/дм<sup>3</sup>), але періодично спостерігаються наднормативні значення, оскільки ефективність видалення *B* складає усього 20 – 65,42 %.

У питних ПВ Київського мегаполісу виділена низка МЕ, цікавих з точки зору впливу на здоров'я населення. У цих водах деякі есенціальні МЕ (*Zn, Cu, Co, F*) присутні в недостатній концентрації. На основі розрахунку БЗК і аналізу хімічного складу питних ПВ встановлено, що вміст *Mn, Fe, Sc, Y* достатній, щоб впливати на мікроелементний баланс організму людини при постійному споживанні питних ПВ [10].

Таким чином, для питних вод характерні відхилення від діапазону оптимальних значень мінералізації та інших показників збалансованості мінерального складу. Після очищення ПВ у бюветних комплексах їх мінералізація звичайно знижуються до оптимального значення, але істотно знижуються також і концентрації  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  та інших есенціальних

елементів. У питних водах окремих ПМА вміст визначених МЕ, як правило, не перевищує значень відповідних ГДК, але кількість деяких МЕ нижча за нижню межу БЗК. Споживання питних вод, які характеризуються дисбалансом їх мінерального складу, може бути одним із негативних факторів впливу на здоров'я населення урбанізованих територій України.

#### Перелік посилань

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДсанПіН 2.2.4-171-10). Київ, 2010.
2. ДСТУ 7525:2014. «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості». Київ: Мінекономрозвитку України, 2014. 25 с.
3. Сафранов Т.А., Поліщук А.А., Юрченко В.О., Яришкіна Л.О. Оцінка оптимального мінерального складу питних вод систем централізованого водопостачання окремих міських агломерацій України // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2016. № 3 - 4 (26). С. 51-61.
4. Safranov T., Husieva K. Balanced Mineral Composition of Drinking Water as an Influence on the Public Health at the Urban Agglomerations of the Northwestern Black Sea Region. Water Security: Monograph. Editors; prof. Olena Mitryasova & prof. Chad Staddon. – Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. PP.192 – 207.
5. Сафранов Т.А., Грабко Н.В., Поліщук А.А., Трохименко Г.Г. Збалансованість мінерального складу питних вод як чинник впливу на здоров'я населення міських агломерацій Північно-Західного Причорномор'я // Вісник Одеського державного екологічного університету. 2016. № 20. С. 5-17.
6. Справочник по водным ресурсам // Под ред. Б.И. Стрельца. Киев: Урожай, 1987. 302 с.
7. Мацієвська О.О. Оцінювання якості питної води м. Львів та дослідження впливу води різної якості на показники крові людини. Медико-гідрогеохімічні чинники геологічного середовища України: монографія // За ред. проф. Г.І. Рудька. Київ – Чернівці: Букрек, 2015. Розділ 12. С. 495-535.
8. Барвиш М.В., Шварц А.А. Новый подход к оценке микрокомпонентного состава подземных вод, используемых для питьевого водоснабжения // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2000. № 5. С. 467–473.
9. Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Окينا О.И., Серегина И.Ф. Роль питьевой воды в обеспечении организма человека микроэлементами // Экология человека. 2012. № 2. С. 3-8.
9. Злобина Е.С., Тугай А.В. Биогеохимические особенности питьевых артезианских вод г. Киев // Екологічна геохімія. Пошукова та екологічна геохімія. 2014. № 1–2 (14–15). С. 13-18.

#### ВПЛИВ СУПЕРЕКОТОКСИКАНТІВ НА ТОКСИЧНІСТЬ ВИХЛОПНИХ ГАЗІВ

*В.І. Михайленко, маг., Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет  
vladislav.mykhailenko@gmail.com*

У світі спостерігається тенденція відмови від дизельного палива на користь бензину як більш безпечного виду палива. Це пов'язано, перш за все, з тим, що при спалюванні дизельного палива утворюється велика

кількість сажі, яка призводить до помітного забруднення навколишнього середовища. Але при цьому майже не береться до уваги утворення суперекотоксикантів, які можуть вносити значно більший внесок у токсичність викидів автотранспорту та вплив на здоров'я людини.

Поняття «суперекотоксиканти» в масиві забруднюючих речовин (ЗР) стали виділяти порівняно нещодавно. Суперекотоксиканти – це речовини, які в малих дозах здатні надавати виражену підсилюючу або пригнічуючу дію на ферменти. Вони характеризуються надзвичайною стійкістю в навколишньому середовищі і практичною відсутністю межі токсичності (надкумуляцією) [1].

Головними суперекотоксикантами, які неавтоматично утворюються при спалюванні органічного палива пересувними джерелами, є поліхлоровані дибензено-п-діоксини та дибензофурані (які, у свою чергу, відносяться до стійких органічних забруднювальних речовин), а також бенз(а)пірен.

В Україні у більшості міст відсутні ліцензовані лабораторії, які можуть провести аналіз проб на СОЗР. Таким чином провести комплексний аналіз проб повітря на предмет виявлення СОЗР неавтоматичного утворення є фактично нездійсненним, що унеможлиблює проведення моніторингу СОЗР на державному рівні.

Можна виділити такий вплив СОЗР на здоров'я людини: 1) шкірні прояви (хлоракне, гіперпігментація тощо); 2) системні ефекти (фіброз печінки, втрата апетиту і схуднення); 3) вторинна імунна недостатність; 4) гонадотоксичний, ембріотоксичний і мутагенний ефекти (відзначено вплив діоксину на генетичному рівні; так, у батьків – ветеранів армії США, які брали участь у війні у В'єтнамі, виявлено значну кількість дітей з вираженими вродженими каліцтвами); 5) неврологічні ефекти; вади у фізичному та розумовому розвитку (особливо у дітей); прискорене старіння організму [2, 3].

Головна небезпека діоксинів в їхньому впливі на імуноферментну систему людини. Пригнічуючи імунну систему, діоксини посилюють дію радіації, алергенів, токсинів, провокують розвиток онкологічних захворювань, хворіб крові та кровотворної системи, ендокринної системи, вроджених каліцтв. Зміни передаються у спадок. Накопичуючись в організмі людини і тварин, діоксини викликають, в основному, віддалені ефекти: онкологічні захворювання, порушення розвитку, репродуктивні та імунологічні розлади, ендокринні порушення, які в сукупності позначають як «діоксинову патологію» [4].

Не дивлячись те, що Україна є однією зі сторін Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднюючі речовини, на сьогоднішній день в Україні відсутні відокремлена законодавча база та система моніторингу СОЗР, що суперечить вимогам конвенції. В існуючому законодавстві СОЗР згадуються опосередковано в законах щодо хімічної безпеки та поводження з хімічними речовинами, але, на жаль, розглядання

СОЗР в рамках загальних нормативних документів дає загальні, досить розмиті вимоги, яких недостатньо для організації системи поводження з СОЗР в Україні. Так як у світі велика увага приділяється проблемі СОЗР, що пов'язано із їх супертоксичними властивостями, а також враховуючи, що спалювання органічного палива є одним з основних джерел надходження СОЗР у атмосферне повітря, то при виборі виду палива доцільно оцінити вплив СОЗР на токсичність вихлопних газів автомобільного транспорту, працюючого на різних видах органічного палива.

Нами, на прикладі м. Одеса, з використанням величин коефіцієнту відносної небезпеки (А) та приведеної маси, було проаналізовано утворення ЗР при спалюванні органічного палива пересувними джерелами з врахуванням СОЗР, отримані результати представлено у [5].

З отриманих даних видно, що у випадку спалювання бензинового палива доля приведеної маси суперекотоксикантів у викидах складає 88 % (85 % – ПХДД/Ф, 3 % – бенз(а)пірен), а у випадку дизельного палива – 14,3 % (13 % – ПХДД/Ф, 1,3 % – бенз(а)пірен).

Таким чином, саме суперекотоксиканти, зокрема – ПХДД/Ф – мають бути пріоритетними ЗР при розробці державних методик по контролю за викидами при спалюванні органічного палива транспортними засобами. Нажаль, поки що ці речовини навіть не враховуються при оцінці впливу на навколишнє середовище від цього типу джерел.

Користуючись ставкою екологічного податку, нами була розрахована відносна шкода навколишньому середовищу, яка наноситься емісією суперекотоксикантів від пересувних джерел у м. Одеса.

Результати, представлені у табл. 1, наочно демонструють, що, не дивлячись на значний внесок ПХДД/Ф та бенз(а)пірену у токсичність викидів автотранспорту, економічний збиток від даних ЗР є непорівнювальним із їх токсичністю і складає менше однієї гривні.

Таблиця 1. Відносний економічний збиток від суперекотоксикантів, які входять до складу вихлопних газів, виражений через ставку екологічного податку за забруднення атмосферного повітря

ЗР	ГДК <sub>сд</sub> , мг/м <sup>3</sup>	А	Ставка екол. податку, грн./т	Економічний збиток, грн.	
				Бензин	Дизель
C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	1,0*10 <sup>-6</sup>	1,0*10 <sup>6</sup>	2506116,5	0,1	0,1
ПХДД/Ф	5,0*10 <sup>-10</sup>	2,0*10 <sup>9</sup>	14080,5	0,04	0,0001

Більш того, якщо для бенз(а)пірену ще визначено окрему ставку екологічного податку, то для ПХДД/Ф використовується значення ставки речовин І класу небезпеки, яке є значно меншим, ніж для бенз(а)пірену, і абсолютно не враховує специфіку цих речовин. Враховуючи вищесказане, необхідно встановити нові, більш жорсткі ставки екологічного податку на

забруднення навколишнього середовища суперекотоксикантами, зокрема – ПХДД/Ф.

Також варто зазначити, що цей розрахунок носить відносний характер, який наочно демонструє збиток навколишньому середовищу. В той самий час Законом України від 28 грудня 2014 р. № 71-VIII «Про внесення змін до Податкового кодексу України та деяких законодавчих актів України щодо податкової реформи», який набрав чинності з 01.01.2015 р., припинено оподаткування викидів забруднюючих речовин в атмосферу пересувними джерелами забруднення екологічним податком.

#### **Перелік посилань**

1. Суперекотоксикант. Экология. Всё об экологии. URL: [goo.gl/SJk5VT](http://goo.gl/SJk5VT) (дата звернення: 18.04.2018 р.).
2. Ревич Б. А. Стойкие органические загрязнители в местных продуктах питания: риски для здоровья населения. Самара: «Издательство Ас Гард», 2014. 48 с.
3. СОЗ: В опасности наше будущее. Центр по проблемам окружающей среды и устойчивого развития «Эко-согласие». URL: <http://www.ecoaccord.org/pop/2003/0202.htm> (дата звернення: 18.04.2018 р.).
4. Епифанцев А.В. Диоксины и здоровье населения. Сов. проблемы токсикологии. URL: [http://www.medved.kiev.ua/web\\_journals/arhiv/toxicology/2006/1\\_2006/str14.pdf](http://www.medved.kiev.ua/web_journals/arhiv/toxicology/2006/1_2006/str14.pdf) (дата звернення: 18.04.2018 р.).
5. Михайленко В.І., Шаніна Т.П. Вплив стійких органічних забруднювальних речовин на токсичність вихлопних газів // Збірка матеріалів підсумкової конференції II туру Всеукраїнського конкурсу студентських наукових робіт за напрямком «Екологічна безпека комплексу «автомобіль-навколишнє середовище», спеціальність «Автомобільний транспорт». Харків: ХНАДУ, 2018. С. 8-10.

### **ОЦІНКА СТАНУ ҐРУНТІВ В РАЙОНІ РОЗМІЩЕННЯ ПОЛІГОНУ ТПВ (М. КУП'ЯНСЬК)**

*І.С. Мікоткін, ст.*

*Національний університет цивільного захисту, м. Харків  
mikotkin1996@gmail.com*

Зростання економіки, населення й сфери споживання супроводжується наростанням негативного антропогенного впливу на довкілля через збільшення обсягів відходів й їх видів. Економічні потреби людства виявилися більш сильним визначальним фактором для генерування відходів, ніж ініціативи й заходи щодо його попередження.

Проблема перероблення відходів стає все гострішою з ростом населення Землі і частки людей, які живуть в містах. У 1900 р. в світі проживало 220 млн. людей, що становило 13 % від загального числа людей, які виробляли менше 300 тис. т сміття на день. До 2000 р. 2,9 млрд. людей, що живуть в містах (49 % населення Землі), виробляли понад 3 млн. т твердих відходів на день. За попередніми прогнозами вчених до 2025 р. обсяги утворених відходів збільшаться у два рази.

Побутові відходи є одним з найбільш вагомих факторів забруднення довкілля і негативного впливу фактично на всі його компоненти. Інфільтрація сховищ, горіння териконів, пилоутворення, інші фактори, що зумовлюють міграцію токсичних речовин, призводять до забруднення підземних та поверхневих вод, погіршення стану атмосферного повітря, земельних ресурсів тощо [1].

Наразі діяльність житлово-комунального господарства м. Куп'янськ у сфері поводження з твердими побутовими відходами характеризується збільшенням рівня забруднення довкілля, а також значними втратами ресурсів. Норми накопичення твердих побутових відходів в упорядкованих будинках населених пунктів Куп'янського району встановлені в межах 1,2...1,4 м<sup>3</sup>/(люд•рік). Значною проблемою для міста є низький рівень охоплення послугами з організованого збирання й вивезення побутових відходів. В цій сфері все більш має місце несанкціонована діяльність окремих категорій малозабезпечених громадян із збору, сортування й заготівлі вторсировини (макулатура, скло, полімери). Наразі площа земельної ділянки 8,8 га, з них 4 га під нове проєктоване звалище й 4,8 га під існуюче. Земельна ділянка надана у постійне користування управління житлово-комунального господарства, архітектури та містобудування Куп'янської міської ради. На міський полігон надходять тверді побутові відходи та промислові відходи 3...4 класу небезпеки. Враховуючи вищезазначене, дослідження поводження з відходами є актуальним питанням сьогодення [2].

*Метою роботи* є проаналізувати вплив полігону ТПВ на стан ґрунту та визначення обсягів утворення фільтрату.

Для досягнення цієї мети потрібно вирішити наступні *завдання*: дослідити процеси розкладання в тілі полігона; проаналізувати кількість опадів за зимово-весняний та літньо-осінній періоди року у Куп'янському районі; розробити критерії для визначити найбільш раціонального способу захисту ґрунтів на полігоні (м. Куп'янськ).

Ґрунти, що під звалищем відходів, зазнають токсичної дії інфільтрату й значного тиску товстого шару сміття, що сприяє вертикальному й горизонтальному поширенню забруднення. Незважаючи на це через нестачу вільних земельних ділянок під нові полігони, відсутність коштів на їх будівництво й впровадження прогресивних технологій поводження з відходами, звалище все ще експлуатується. Фільтрат утворюється на ділянці складування відходів впродовж усього року: у теплий період через опади та процеси розкладання в тілі полігона; у холодну пору року через танення снігу на поверхні відходів від тепла, що утворюється при розкладанні органічної речовини в товщі тіла полігона.

Кількість фільтрату, що утворюється на полігонах, визначається різницею між величиною опадів, які випадають, й обсягом вологи, яка

витрачається на випаровування й поверхневий стік. Отже, застосовуючи відомі методики розрахунку обсягів утворення фільтрату, видно що при збільшенні кількості опадів збільшується кількість фільтрату. Таким чином, річна величина інфільтруючих опадів за кожною чергою експлуатації полігона вище величини водонасичення відходів, тому необхідно передбачити системи відкачування фільтрату із прийомних колодязів у резервуар-накопичувач.

На полігонні ТПВ у м. Куп'янськ планується провести масштабне реконструювання полігону для зменшення впливу відходів на довкілля. У зв'язку з цим можна виділити 3 перспективні варіанти реконструкції полігону:

- зменшення впливу на ґрунтові води при створенні на полігоні захисного екрану для утримання фільтрату; фільтрат, який утворився, збирати у відстійники для подальшого очищення;

- зменшення впливу відходів полігону на атмосферне повітря та ґрунтові води; створення установок для збирання газу й фільтрату; цей варіант дає змогу зменшити вплив на атмосферне повітря й ґрунтові води;

- створення поблизу полігону заводу з перероблення відходів; цей захід потребує значного фінансування, хоча й є найбільш ефективний серед інших.

Під час вибору варіанту захисту від негативного впливу полігону відходів можна рекомендувати врахування таких критеріїв, як: вплив на підземні води; вплив на атмосферу; вплив на рослини і тварин; аварії на сміттєпереробному заводі; вплив на ґрунт; займання великої території; вплив на здоров'я населення.

Вибір найбільш раціонального способу захисту ґрунтів на звалищі ТПВ (м. Куп'янськ) потребує детального опрацювання і може стати розвитком цього дослідження.

Для цього розроблена ієрархічна схема (рис. 1).

Ця схема демонструє взаємозв'язок критеріїв з переліком розглянутих альтернатив захисту ґрунтів. На практиці при проведенні експертного оцінювання вибору раціонального варіанта експертам дуже важко одночасно зіставити властивості всієї групи порівнюваних критеріїв і призначити їм відповідні вагові коефіцієнти.

Схема попарного порівняння об'єктів широко використовується в різних методах експертного оцінювання і дає змогу порівнювати варіанти попарно, характеризуючи за допомогою будь-якої шкали оцінок ступінь переваги одного варіанту над іншим.

Саме використання методу попарного порівняння для визначення прийняттого варіанту захисту ґрунтів і є метою подальших досліджень.

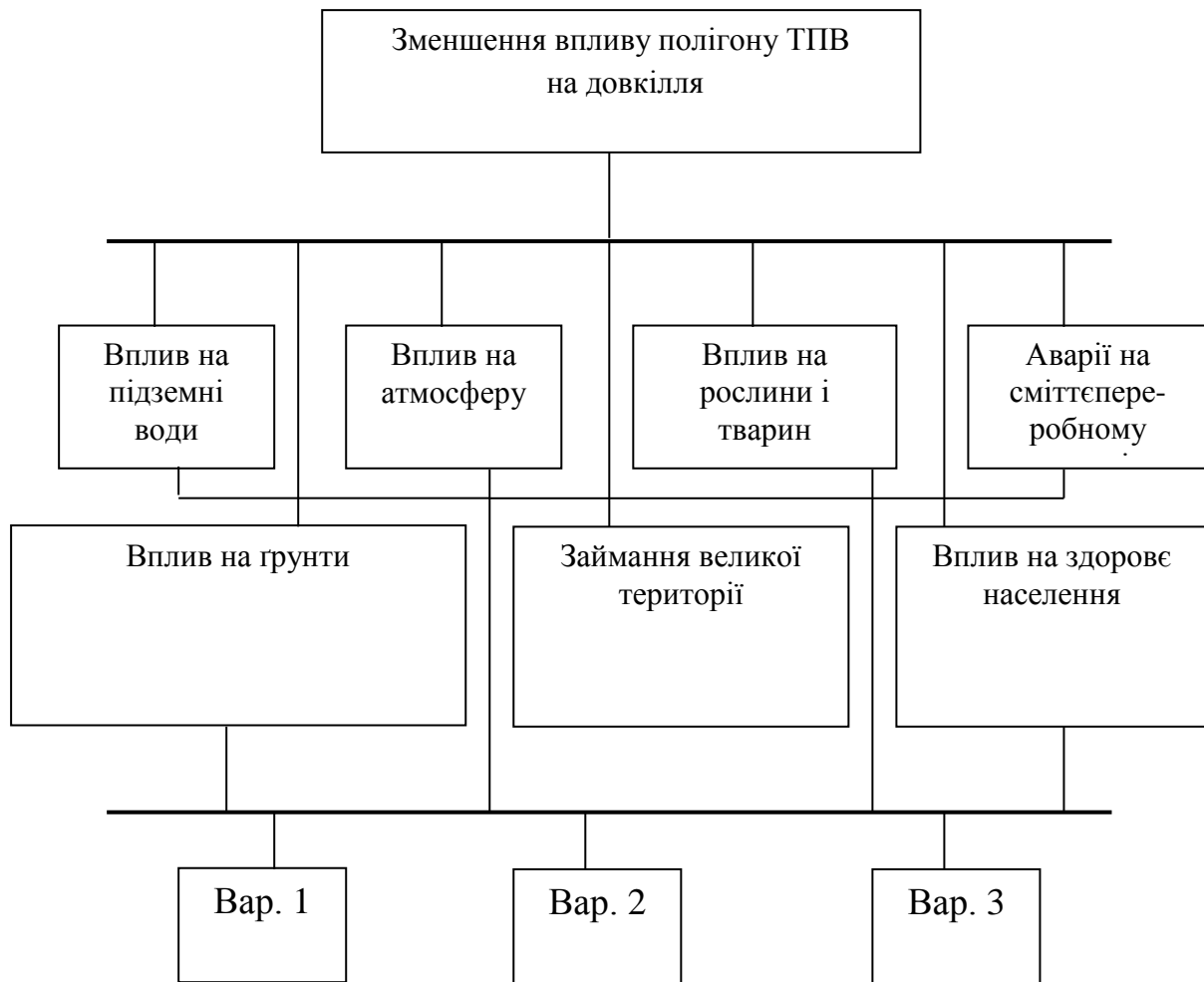


Рис. 1 – Ієрархічна схема для вибору найбільш раціонального способу захисту ґрунтів на звалищі ТПВ (м. Куп'янськ).

#### Перелік посилань

1. Світ відходів і Україна в ньому. URL: <http://ukranews.com/uk/article/2012/08/01/436> (дата звернення: 20.04.2018 р.).
2. Схема санітарної очистки м. Куп'янськ, рішення № 323-VI Куп'янської міської ради.
3. Саати Т. Принятие решений. 1993. 278 с.

### ПРОБЛЕМИ ТА ВЕКТОРИ ІНТЕГРАЛЬНОГО ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ У МІСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ

*Н.В. Мірошник, к.б.н., І.К. Тесленко*

*ДУ «Інститут еволюційної екології НАН України», м. Київ  
miroshnik\_n\_v@mail.ru*

Глобальне антропогенне навантаження є причиною зменшення площ та умовності поняття «природні екосистеми». Але при певному наближенні природними можна вважати лісовкриті площі та природоохоронні території [2], які є непоповнюваним ресурсом планети. Використання будь-якої ділянки земної поверхні в процесі реалізації технологій призводить до порушення зв'язків та кругообігу речовин на цій



ділянці і, як наслідок, до повного або часткового знищення екосистем. Пріоритетним є оцінювання масштабів антропогенного навантаження через співвідношення порушених і непорушених господарською діяльністю територій, стани екосистем у часі і просторі, їх відповідь на збудуючі чинники. Все частіше індикаторами стану середовища є не види рослин (елементи), а їх ознаки, властивості (тобто структури елементів); найточнішими індикаторами стану екосистем є кількісні співвідношення між різними показниками, а не абсолютні їх дані, наприклад, метод рангового розподілу таксонів [4] тощо. Таке поглиблене вивчення організації, взаємозв'язку і залежності екосистем від довкілля через структуру їх елементів є методологічною основою для інтегрального оцінювання стану екосистем у зміненому людиною середовищі, зокрема у межах мегаполісів, умовою підтримання стійкості яких є наявність природних або частин природних екосистем у їх складі. Паркова лісова екосистема (ПЛЕ), як стабілізуюча ланка урбоекосистеми, – це природна чи природно-антропогенна неповночленна, субсидована людиною екосистема із деревостаном чи деревно-чагарниковим фітоценозом, у межах якої просторово організовані і гармонізовані в систему природні компоненти, ландшафтні комплекси та малі архітектурні форми і споруди, поєднані дорожньо-транспортною мережею, що разом створюють певний архітектурний ландшафтний об'єкт, природна стійкість і структура якого підтримуються людиною. Парки знаходяться під значним антропогенним навантаженням, що призводить до їх дестабілізації та загибелі (рис. 1).

Методологічною основою нашого підходу до проблеми є інтегральне оцінювання ПЛЕ з урахуванням основних чинників, що деформують навколишнє природне середовище внаслідок впливу людини. Для цього необхідно: 1) сформулювати систему базових і похідних показників, що характеризують рівень антропогенного навантаження на територію та відповідь ПЛЕ на збудуючі чинники на різних рівнях організації життя (організм, популяція, угруповання, екосистема) та за структурно-функціональною організацією; 2) обґрунтувати алгоритми розрахунку інтегральних індексів антропогенного навантаження та оцінки ризику для визначення напряму деградаційних процесів та рівня дестабілізації ПЛЕ; 3) верифікувати запропоновані алгоритми та ризик-оцінку на об'єктах НПС у межах урбоекосистеми мегаполіса; 4) здійснити зонування і картування зелених зон міста за результатами статистичного аналізу даних.

Перші два пункти ми висвітлили у наших роботах. Зокрема автори обґрунтували використання модифікованого нами індекса структурного різноманіття ( $H_{str}$ ) (за [1]) та навели алгоритм його використання для досліджень ПЛЕ. Ми навели спосіб розрахунку індексів антропогенного навантаження та розвитку деградаційних процесів як характеристик явищ, що відбуваються в ПЛЕ в умовах комплексного антропогенного навантаження. Розроблено систему інтегрального оцінювання стану



$H_{str}$  – індекс структурного різноманіття [1];  $J_{an}$  – індекс антропогенного навантаження на ПЛЕ [1];  $I_{deg}$  – інтегральний індекс розвитку деградаційних процесів; КК – клас Крафта; СКК – середньозважений клас Крафта [6];  $I_c$  – індекс стану деревостану [6]

Рис. 1 - Вектори інтегрального оцінювання стану ПЛЕ в умовах комплексного антропогенного навантаження.

паркових екосистем, що включає розрахунок індексу антропогенного навантаження ( $J_{an}$ ) на основі 17 базових показників, Індексів розвитку деградаційних процесів, структурного різноманіття (модифікованого), оцінку ризику для визначення напряму процесів та рівня дестабілізації екосистем. Показники інтегрального оцінювання стану ПЛЕ повинні відповідати таким вимогам: *змістовність* – описувати суть явищ, бути не складними у визначенні, логічно зрозумілими; *універсальність* – повинні підходити для оцінювання різних ПЛЕ у межах будь-якої урбоекосистеми, піддаватися автоматизованому накопиченню і обробці; *інформативність* – мінімальна кількість показників має забезпечувати максимально повний і надійний опис стану ПЛЕ; *порівнюваність* – всі характеристики ПЛЕ мають бути порівнюваними. Для вивчення стану ПЛЕ доцільно застосовувати міждисциплінарний підхід, а саме, екосистемний і

структурний, із включенням трьох векторів організації складних систем (структурно-функціональний, рівні організації живого, диференціація за екологічними нішами), з наступним аналізом ризику дестабілізації екосистем (див. рис. 1).

Таким чином, для інтегрального оцінювання стану та рівня дестабілізації ПЛЕ у міському середовищі доцільно використовувати системний і структурний підходи із включенням трьох векторів організації складних систем (структурно-функціональний, рівні організації живого, диференціація за екологічними нішами), з наступним аналізом ризику дестабілізації екосистем та внесення параметрів стану парків до екологічних карт.

#### Перелік посилань

1. Беднова О.В. Структурное разнообразие лесных экосистем как индикатор их нарушенности и основа для природоохранного планирования пространства городских ООПТ // Лесной вестник. 2012. № 9. С. 16–29.
2. Гелашвили Д.Б., Басуров В.А., Розенберг Г.С. и др. Экологическое зонирование территорий с учетом роли сохранившихся естественных экосистем (на примере Нижегородской области) // Поволжский экологич. журн. 2003. № 2. С. 99–108.
3. Гончаренко І.В. Фітоіндикація антропогенного навантаження: монографія. Дніпро: Середняк Т.К., 2017. 127 с.
4. Дідух Я.П. Основи біоіндикації. Київ: Наук. думка, 2012. 343 с.
5. Дідух Я.П. Сучасні уявлення про еконішу і підходи до її оцінки // Наукові записки НаУКМА. 2012. Т. 132, Біологія та екологія. С. 41–48.
6. Лавров В.В. Повышение устойчивости лесных экосистем в условиях Черкасской промышленной агломерации: автореф. дис. к.б.н.: спец. 03.00.16 «Экология». Днепропетровск, 1994. 19 с.

### МОДЕЛЮВАННЯ ШВИДКОСТІ ПОГЛИНАННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИМИ РОСЛИНАМИ В УМОВАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*А.Я. Мороз, маг., В.Г. Ільїна, к.геогр.н., доц.  
Одеський державний екологічний університет*

Волинська область є однією з найнавантажених областей стосовно вмісту у ґрунтовому покриві важких металів (ВМ). Господарська діяльність людини, особливо інтенсифікація сільськогосподарського виробництва, призводить до забруднення довкілля. Зростання вживання добрив може давати побічний негативний результат, пов'язаний із збільшенням вмісту в ґрунті ВМ [1].

Стосовно ґрунтів Волинської області вивчався вміст рухливих форм основних ВМ (на прикладі *Cu, Zn, Cd, Pb* та інших) під однією з основних технічних культур – цукрового буряку. Накопичення ВМ рослиною розглядається в залежності від утримання рухомих форм ВМ у ґрунті. Швидкість надходження ВМ у рослину описується формулою [2]:

$$\frac{\Delta A_q^{\text{погл(о)}}}{\Delta t} = \frac{86,4 \alpha_q^{\text{погл}} \bar{A}_q^{\text{гр}} m_r^j}{a_r} \quad (1)$$

де  $\frac{\Delta A_q^{\text{погл}}}{\Delta t}$  – швидкість поглинання ВМ корінням рослини,  $\text{мгм}^{-2}\text{доб}^{-1}$ ;

$\alpha_q^{\text{погл}}$  – поглинальна здібність кореню,  $\text{мс}^{-1}$ ;  $\bar{A}_q^{\text{гр}}$  – концентрація рухомих форм  $g$ -го виду ВМ у ґрунті,  $\text{мгкг}^{-1}$ ;  $a_r$  – радіус кореню,  $\text{см}$ ;  $q$  – вид ВМ.

На рис. 1 – 3 представлені данні про забруднення ґрунтів розглянутих районів Волинської області свинцем, ртуттю, кадмієм.

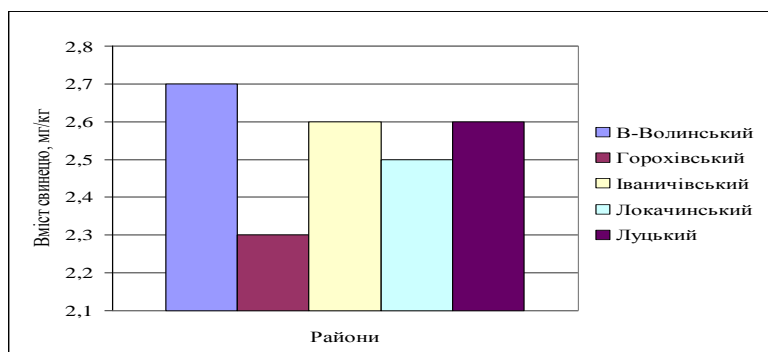


Рис. 1 - Забруднення ґрунтів Волинської області свинцем.

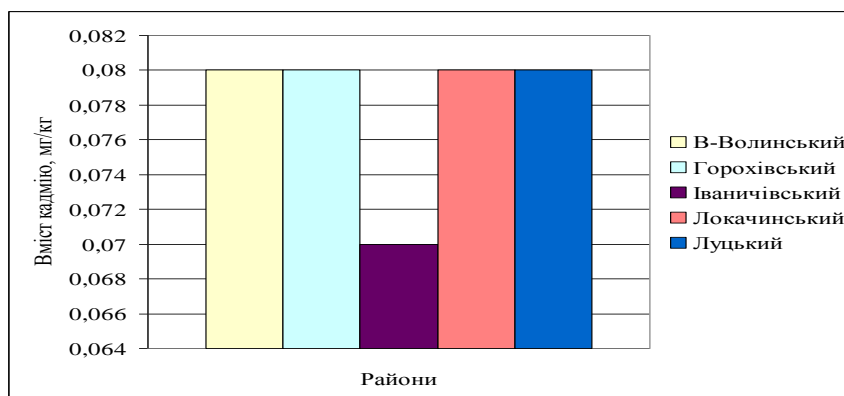


Рис. 2 - Забруднення ґрунтів Волинської області кадмієм.

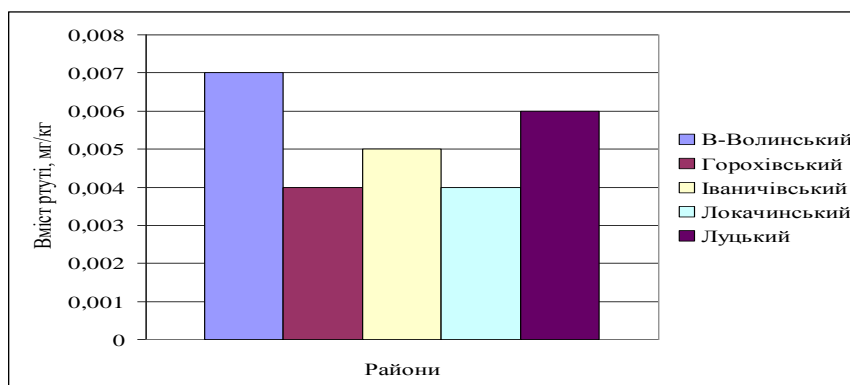


Рис. 3 - Забруднення ґрунтів Волинської області ртуттю.

Вміст свинцю в наведених районах коливається від 2,3 мг/кг (Горохівський район) до 2,7 мг/кг (Володимир-Волинський район). Ці значення не перевищують ГДК.

Вміст кадмію в розглянутих районах однаковий (0,08 мг/кг), лише в Іваничівському районі він складає 0,07 мг/кг. Ці значення не перевищують ГДК, що складає 0,7 мг/кг.

Вміст ртуті у ґрунті коливається від 0,004 мг/кг (Горохівський, Локачинський район) до 0,007 мг/кг (Володимир-Волинський район). Ці значення не перевищують ГДК, що складає 2,1 мг/кг.

На основі наведених даних про забруднення ґрунтів Волинської області ВМ виконано оцінку забруднення цукрового буряку ВМ.

На рис. 4 представлена швидкість поглинання рухомих форм  $Cu$  корінням цукрового буряку у період з 1992 по 2013 рр.

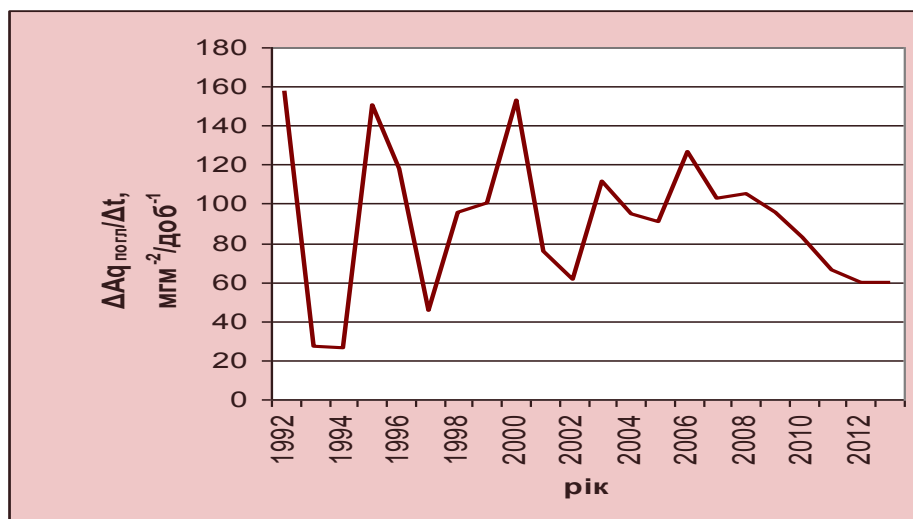


Рис. 4 – Швидкість поглинання рухомих форм  $Cu$  корінням.

Аналізуючи графік, видно, що максимальне значення швидкості поглинання рухомих форм  $Cu$  корінням цукрового буряку спостерігалось у 1992 р. і становить 157,48 мгм<sup>-2</sup>/доб<sup>-1</sup>, мінімальне значення спостерігалось у 1994 р. – 26,04 мгм<sup>-2</sup>/доб<sup>-1</sup>. Середнє значення дорівнює 91,14 мгм<sup>-2</sup>/доб<sup>-1</sup>. Не зважаючи на присутність цих забруднювачів у ґрунтах області, перевищень їх ГДК не виявлено.

#### Перелік посилань

1. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Волинській області за 2011 рік.
2. Полевой А.Н. Моделирование процесса формирования продуктивности зерновых культур в условиях радиоактивного загрязнения агроэкосистем // Метеорология и гидрология. 1993, № 3. С. 97–105.
3. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення // За ред. С.М. Рижук, М.В. Лісового, Д.М. Бенцаровського. Київ, 2003. 64 с.

## НЕБЕЗПЕЧНА СКЛАДОВА ЗАГАЛЬНОГО ПОТОКУ МЕДИЧНИХ ВІДХОДІВ МІСТА ОДЕСА

*А.-М.В. Назарова, маг., Т.П. Шаніна, к.х.н., доц.*

*Одеський державний екологічний університет*

*ffogob66@gmail.com*

У міжнародній практиці поводження з відходами медичні відходи (МВ) лікарень, поліклінік та інших медичних закладів виділені в окрему групу і за Базельською конвенцією (1998 р.) визначаються як небезпечні. До числа МВ відносять всі відходи, які утворюються на території лікувально-профілактичних установ (ЛПУ). Головна причина зростання МВ відходів полягає у відсутності системи управління та поводження з таким типом відходів та у нестачі на території України установок для знезараження і термічного їх знищення. Більшість лікувально-профілактичних установ керується прийнятими правилами поводження з МВ. Забруднення навколишнього середовища несе в собі загрозу безпечному існуванню людини. Необхідно проводити заходи, спрямовані на зниження екологічних ризиків, оскільки МВ представляють значний ступінь небезпеки.

Зараз в більшості медичних установ через брак коштів спостерігаються порушення правил безпечного зберігання використаного матеріалу, використовуються застарілі методи збору та утилізації МВ, що збільшує ризик зараження інфекціями для медичного персоналу і населення, а також завдає шкоди навколишньому середовищу.

Значна частина відходів ЛПУ не є небезпечними і може бути віднесена до твердих побутових відходів. Але 20 % від загальної кількості МВ становлять серйозну небезпеку.

На основі літературних даних з утворення відходів в медичних установах та даних медичної статистики по ЛПУ м. Одеса за 2014 та 2017 рр. нами були визначені якісні та кількісні характеристики МВ, які утворилися у ЛПУ, розташованих у м.Одеса (рис. 1).

До небезпечних відходів ЛПУ відносяться: патологоанатомічні відходи, перев'язувальний матеріал, полімерні відходи, які контактують з кров'ю та біологічними рідинами хворих, металеві голки, одноразові скальпелі, відходи лабораторій, одноразові рукавички.

Нами було визначено, що за 2014 р. загальна кількість медичних відходів в Одесі становила 8157,7 т/рік, з яких 1631,55 т/рік небезпечних, а за 2017 р. – 6110,8 т/рік та 1222,2 т/рік, відповідно.

У табл. 1 відображено розподіл морфологічного складу небезпечних відходів за ці роки, динаміка їх накопичення з урахуванням кількості відходу, що припадає на 1 людину, і загальна динаміка накопичення медичних відходів.

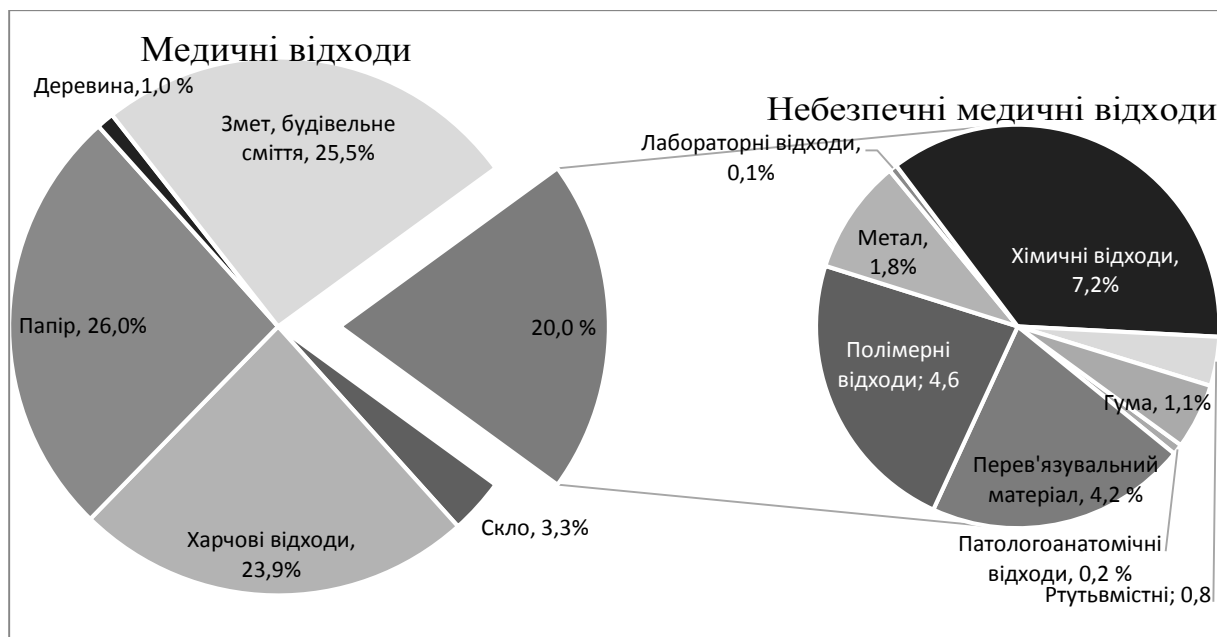


Рис. 1 – Склад медичних відходів.

Таблиця 1. Динаміка накопичення небезпечних медичних відходів

Морфологічний склад	%	2014 кг/люд	2017 кг/люд	2014 кг/рік	2017 кг/рік
Патологоанатомічні відходи	0,9	0,123	0,087	13,93	10,43
Перев'язувальний матеріал	21,0	3,026	2,141	342,80	256,79
Полімерні відходи	23,0	3,309	2,342	374,94	280,87
Метал	9,2	1,324	0,937	149,97	112,35
Лабораторні відходи	0,7	0,095	0,067	10,71	8,02
Хімічні відходи	36,1	5,200	3,680	589,19	441,36
Гума	5,3	0,756	0,535	85,70	64,20
Ртутьвмістні	3,9	0,567	0,401	64,27	48,15

На теперішній час також спостерігається збільшення звернень населення до ЛПУ на пізніх термінах захворювання, що пов'язано з погіршенням матеріального стану, а також самолікуванням на дому. Ці випадки потребують більш складнішого і тривалішого лікування, отже кількість МВ також буде зростати.

На теперішній час в Одесі існує біля 10 установ, які займаються транспортуванням і видаленням МВ, та 2 заводи, які виготовляють контейнери та мішки для збору МВ. На основі розробленої в країні нормативно-правовій базі та цих підприємств у м. Одеса потрібно створювати систему поводження з МВ.

## МАКСИМАЛЬНИЙ СТІК РІЧОК В МЕЖАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЧАСТИНИ БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ ПІД ЧАС ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ

*В.А. Овчарук, к.геогр.н., доц., А.О. Ярошенко*  
*Одеський державний екологічний університет*  
*yaroshenko1313@ukr.net*

Верхня течія Сіверського Дінця і басейни його лівобережних приток, які розташовані у лісостеповій зоні України, знаходяться в зоні відносно стійкого зимового режиму. Тверді опади, що випали в зимові місяці, поступово накопичуються без значних втрат на інфільтрацію і в дні із стійким переходом від негативних до позитивних температур формують стік схилу.

Весняне водопілля на малих річках формується дружно. Тривалість підйому весною з високими максимальними витратами визначається тривалістю водовіддачі або, точніше, тривалістю стоку схилу, характеру гідрографічної мережі, неодночасності і неоднаковості ходу водовіддачі в окремих частинах басейну[1].

Максимальні витрати на малих річках в роки з дружною весною встановлюються на нетривалий час (менше доби), але на річках зі значним часом добігання (понад 5 – 7 діб) вплив нерівномірності внутрішньодобової водовіддачі на максимальних витратах позначається дуже мало, і максимуми можуть тривати добу і більше (рис. 1).

*Метою даної роботи є статистична обробка початкової інформації по максимальному стоку весняного водопілля та оцінка можливих трендів у часових рядах максимальних витрат води та шарів стоку за період весняного водопілля.*

*Вихідні дані.* В досліджуваному басейні р. Сіверський Донець – м. Зміїв використані дані 17 гідрологічних постів. Найдовший період спостережень (84 роки) існує на р. Сіверський Донець – м. Зміїв ( $F = 16600 \text{ км}^2$ ), а найменший – 31 рік на р. Нежеголь – Большетроїцьке ( $F = 274 \text{ км}^2$ ).

*Результати розрахунків.* Статистична обробка вихідної інформації по максимальному стоку весняного водопілля проводилась по двох методах: моментів і найбільшої правдоподібності [3].

У результаті отримано такі характеристики: середні багаторічні максимальні витрати та шари стоку, їх коефіцієнт варіації та співвідношення  $C_s/C_v$ .

За методом найбільшої правдоподібності для витрат води мінімальне значення коефіцієнту варіації  $C_v$  складає 0,75 (р. Сіверський Донець – с. Дальні Піски), а максимальне – 1,58 (р. Болховець – м. Білгород); за методом моментів  $C_v$  змінюється від 0,55 (р. Осколець – м. Старій Оскіл) до 1,6 (р. Болховець – м. Белгород);  $C_s$  – від 0,2 (р. Сіверський Донець – с. Дальні Піски) до 2,9 (р. Болховець – м. Белгород), середнє значення відношення  $C_s/C_v$  приймається рівним 2.0.



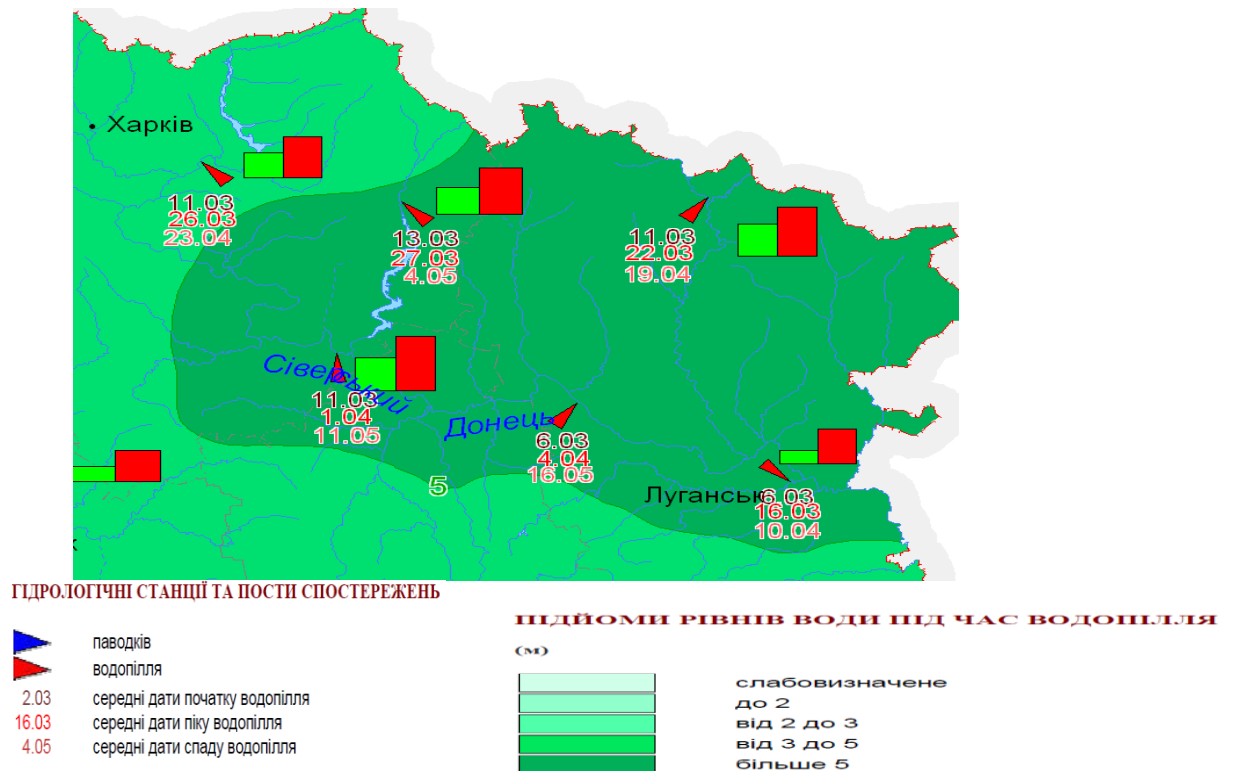


Рис. 1 - Весняне водопілля у лісостеповій частині басейну Сівєрського Донця [2].

Для шарів стоку весняного водопілля отримані такі величини: за методом моментів параметр  $C_v$  змінюється від 0,53 (р. Уди – м. Безлюдівка) до 0,90 (р. Сівєрський Донець – м. Чугуїв); коефіцієнт асиметрії  $C_s$  – від 0,59 (р. Оскіл – с. Ніновка) до 2,17 (р. Сівєрський Донець – м. Чугуїв). За методом найбільшої правдоподібності мінімальне значення  $C_v$  – 0,53 (р. Уди – смт. Безлюдівка), максимальне 0,97 (Харків – с. Циркуни),  $C_s/C_v$  осереднене на рівні 2.0.

На базі отриманих характеристик розраховані величини стоку заданої забезпеченості (1, 3, 5, 10 %).

#### Перелік посилань

1. Ресурси поверхневих вод СРСР. Т.6. Україна и Молдавия. Вып. 3. Бассейн Северского Донца и реки Приазовья // Под ред. М.С. Каганера. Ленинград: Гидрометеиздат, 1967. 492 с.
2. Атлас України // Кер. проекту Л.Г. Руденко, В.С. Чабанюк, А.І. Бочковська. Інститут географії Національної академії наук України і Товариство з обмеженою відповідальністю «Інтелектуальні системи ГЕО», Інтелектуальні Системи ГЕО, 1999–2000. URL: <http://www.isgeo.kiev.ua> (дата звернення: 11.01.2018 р.).
3. Пособие по определению расчётных гидрологических характеристик. Ленинград: Гидрометеиздат, 1984. 448 с.

## ВИКОРИСТАННЯ РЕГРЕСІЙНОГО АНАЛІЗУ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В КОМБІНОВАНОМУ МОДУЛЬНОМУ АПАРАТІ

*Н.Г. Онищенко, ас., А.І. Самохвалова, к.т.н., доц.*

*Харківський національний університет будівництва та архітектури  
onishchenkonata33@gmail.com*

В даний час актуальною проблемою є очистка стічних вод (СВ), які містять грубо- та дрібнодисперговані нафтопродукти (НП) і завислі речовини. Тому є необхідність подальшого удосконалення обладнання для очистки СВ, розробка і впровадження ефективних компактних установок невеликої і великої продуктивності. Підвищення ефективності очистки води від НП можна вирішити за допомогою комбінованого методу очистки СВ, забруднених НП, який передбачає послідовну обробку стічних вод в електричному апараті та в модернізованому модульному пристрої. Такий метод попереджує утворення біозростань за допомогою електрообробки. Після неї проводиться доочистка в модульному пристрої, де суміщаються процеси тонкошарового відстоювання більш великих нафтових краплинок в тонкому шарі і сепарації з ефектом коалесценції більш дрібних, в т.ч. частини емульгованих, нафтових умовних краплин при фільтрації води через плаваюче завантаження [1, 2, 3].

Одним з основних етапів регресійного аналізу є обчислення математичної залежності між факторами і функцією відгуку, яка дозволяє кількісно оцінити існуючий між ними взаємозв'язок.

Для визначення ефективності очищення СВ в комбінованому модульному пристрої розраховане регресійне рівняння за допомогою комп'ютерної програми *Mathcad*.

Для визначення ефективності очищення СВ в комбінованому модульному апараті було прийнято такі параметри: швидкість фільтрації  $u$  ( $u = 0,9 - 3$  м/год.); щільність струму  $j$  ( $j = 4 - 10$  А/м<sup>2</sup>); концентрація нафтопродуктів  $C$  ( $C = 60 - 90$  мг/дм<sup>3</sup>).

Склали план трьохфакторного експерименту для досліджень на дослідно-промисловій установці. Особливістю плану експерименту є те, що незалежні змінні, які мають в загальному випадку фізичну розмірність, представляються у вигляді безрозмірних нормованих змінних. Для випадку, коли розглядаються функції відгуку у вигляді лінійного регресійного рівняння з урахуванням ефекту парної взаємодії, значення нової безрозмірної нормованої незалежної змінної змінюються в діапазоні від -1 до 1 [4, 5].

План трьохфакторного експерименту при зазначених вище параметрах наведено в табл. 1.

Регресійне рівняння ефективності роботи комбінованого модульного апарату має вигляд [6]:

Таблиця 1. План експерименту

Характеристика	$u$ , м/год	$j$ , А/м <sup>2</sup>	$C$ , мг/дм <sup>3</sup>
Основний рівень	6,95	7	75
Інтервал варіювання	6,05	3	15
Верхній рівень	13	10	90
Нижній рівень	0,9	4	60

$$\mathcal{E} = b_0 + b_1 X_1 + b_2 X_2 + b_3 X_3 + b_{12} X_1 X_2 + b_{13} X_1 X_3 + b_{23} X_2 X_3, \quad (1)$$

де  $b_i$  – невідомі коефіцієнти регресійного рівняння;  $X_1, X_2, X_3$  – безрозмірні кодовані змінні, які приймають значення  $\pm 1$ .

Коефіцієнти регресійного рівняння в основному знаходяться по методу найменших квадратів і у матричній формі вони мають наступний вигляд:

$$b = (X^T X)^{-1} X^T Y. \quad (2)$$

Експеримент проводили трьома серіями. В процесі експерименту була встановлена ефективність процесу очистки стічних вод при різних значеннях параметрів варіювання  $u, j, C$ .

Для проведення регресійного аналізу [6, 7] необхідно перевірити результати експериментальних досліджень на відтворюваність, розрахувати коефіцієнти регресії та перевірити їх на значущість, а також перевірити дане рівняння регресії на адекватність.

Результати експериментальних досліджень на відтворюваність проводяться у відповідності з критерієм Кохрена [4, 6, 8], який показує, яку частину в загальній сумі порядкових дисперсій займає максимальна з них. У випадку ідеальної однорідності порядкових дисперсій коефіцієнт  $G_p$  наближається до значення  $1/N$ , де  $N$  – кількість експериментальних досліджень (кількість рядків в матриці планування).

Розрахункове значення коефіцієнта Кохрена порівнюють з табличним значенням  $G$  – критерію, яке вибирається з таблиці для прийнятого рівня значущості  $\alpha$  і для чисел ступеня вільності відповідно чисельника  $f_1$  і знаменника  $f_2$ :

$$f_1 = m-1; f_2 = N. \quad (3)$$

Якщо виконується вимога  $G_p < G$ , то з вибраним рівнем статистичної значущості  $\alpha$  всі порядкові дисперсії визнаються однорідними. В іншому випадку гіпотезу не підтверджують.

Коефіцієнти регресії необхідно оцінити на статистичну значущість. Оцінка проводиться за  $t$ -критерієм Стьюдента [4, 5, 6, 7].

При врахуванні параметрів варіювання і враховуючи значимі коефіцієнти, остаточно регресійне рівняння має вигляд:

$$\mathcal{E} = 61,292 + 3,542X_1 + 22,125X_2 - 6,542X_3 - 1,292X_1X_3. \quad (4)$$

Як видно з рівняння (4), найбільший вплив на ефект очищення стічних вод від нафтозабруднень здійснює щільність струму ( $X_2$ ).

Після відкидання незначимих коефіцієнтів отримане рівняння необхідно перевірити на адекватність досліджуваному об'єкту. Для цього необхідно оцінити, наскільки відрізняються середні значення  $y_i$  вихідної величини, яку отримали в точках факторного простору, та значення  $y_i$ , отриманого з рівняння регресії в тих самих точках факторного простору.

Адекватність моделі перевіряємо за  $F$ -критерієм Фішера [4, 5, 6]:

$$F_p = S_{ad}^2 / S_B^2, \quad (5)$$

де  $S_{ad}^2$  – дисперсія адекватності,  $S_B^2$  – дисперсія параметру оптимізації.

Знайдене розрахунковим шляхом  $F_p$  порівнюємо з табличним значенням  $F_T$ , яке визначається при рівні значущості  $\alpha$  і числі ступенів вільності  $f_{ад} = N - l$  та  $f_B = N(m - 1)$ . Якщо  $F_p \leq F$ , то отримана математична модель з прийнятим рівнем статистичної значущості  $\alpha$  адекватна експериментальним даним.

$$F_p = 2,868; F = 3,01; (2,868 < 3,01).$$

Таким чином, регресійні рівняння є адекватним.

Отже, отримане рівняння дозволяє простим інженерним розрахунком визначити ефективність споруд при проектуванні і відомих допустимих значеннях наступних параметрів: питомих витратах; швидкості фільтрації; щільності струму; концентрації нафтопродуктів.

#### Перелік посилань

1. Нікулін С.Ю., Онищенко Н.Г. Промислові випробування модульного пристрою комбінованої очистки стічних вод // Коммунальное хозяйство городов. 2010. Вып. 93. С. 120-125.
2. Нікулін С.Ю., Онищенко Н.Г. Експериментальні дослідження комбінованого методу очистки стічних вод // Науковий вісник будівництва. 2010. Вип. 57. С. 355 – 361.
3. Модульний пристрій комбінованої очистки стічних вод від завислих речовин та диспергованих нафтових забруднень: пат. 94302 Україна. МКИ С 02 F 1/40, 3/06., від 06.07.2009; опубл. 26.04.2011, Бюл. № 8.
4. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології. Київ: Фітосоціоцентр, 1998. 132 с.
5. Лаврик В.І., Боголюбов В.М., Полетаєва Л.М. та ін. Моделювання і прогнозування стану довкілля: підручник. Київ: ВЦ «Академія», 2010. 400 с.
6. Самохвалова А.И. Повышение эффективности работы и компактности циркуляционных окислительных каналов: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Харьков, 2015. 20 с.
7. Богобоящий В.В., Курбанов К.Р., Палій П.Б., Шмандій В.М. Принципи моделювання та прогнозування в екології: підручник. Київ: Центр навчальної літератури, 2004. 216 с.

**ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛУЧНИХ РОСЛИН ОКОЛИЦЬ  
С. ВЕСЕЛА ДОЛИНА ГЛОБИНСЬКОГО РАЙОНУ  
ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*Л.Д. Орлова, д.б.н., проф., М.В. Жук, маг., О.В. Коваль, асп.*

*Полтавський національний педагогічний університет ім. В.Г. Короленка  
orlova-ld@rambler.ru*

Природні лучні угіддя є важливим осередком біологічного різноманіття. Вони відіграють помітну роль в житті людини, оскільки виконують низку екосистемних, господарських та соціальних функцій. Луки є одним із головних утворювачів органічної речовини і накопичувачів енергії, завдяки яким існують гетеротрофні організми й відбувається більшість фізичних і хімічних реакцій у ґрунті та обмінних процесів у біогеоценозах, вони попереджують вітрову і водну ерозію, затримують опади і виступають природним фільтратором води. Так, луки є цінним ресурсом для отримання високоякісних і дешевих природних кормів, лікарських препаратів, створюють певний мікроклімат у населених пунктах, очищують повітря від викидів транспорту та інших забруднювачів атмосфери, послаблюють звукові хвилі (шум). Лучні фітоценози є місцем рекреації, вони згладжують контраст між природними і урбаністичними ландшафтами [3 – 5].

Від впливу абіотичних факторів, а також антропогенезу території (головним чином, кліматичних ґрунтово-гідрологічних умов) в значній мірі залежать видовий склад, будова лучних травостоїв та їх сезонна динаміка [6]. Оцінка флористичного складу лучної рослинності за екологічними показниками дозволяє ідентифікувати екологічні фактори екотопу, виявляти основні етапи та напрями сукцесійних змін [10].

Метою нашого дослідження було вивчення екологічних особливостей рослин заплавлених лук околиць с. Весела Долина Глобинського району Полтавської області. У завдання роботи входило з'ясування відношення виявлених видів лучної флори до зволоження, родючості ґрунту, освітленості та температури. У дослідженнях лучних угідь застосувались традиційні прямі й опосередковані фітоценотичні методи: маршрутні, закладання пробних площ. Ідентифікацію видового складу здійснювали за «Определителем ...» [8]. Встановлення типів екоморф проводили за О.Л. Бельгардом [1]. Лучна квіткова флора району дослідження за нашими даними нараховує 68 видів, які належать до 64 родів та 27 родин.

*Відношення лучних рослин до освітлення.* Світло – один із найважливіших для життя рослин абіотичних факторів. Світло сприяє утворенню органічної речовини – рослинної біомаси, тобто первинної біологічної продукції, від трансформації і використання якої залежить життя на Землі. Крім того, світло для рослин має значення як формоутворююче і визначає такі особливості будови рослин як форма

росту, структура тканин листка, величина хлоропластів та їх розташування в клітинах. Світло відіграє також значну роль у поширенні рослин на Землі. Сонячне випромінювання є основним джерелом енергії для усіх процесів, що відбуваються на Землі [9]. По відношенню до освітленості рослини поділять на три основні екологічні групи: геліофіти, сціофіти та сціогеліофіти. На дослідженій лучній території найчастіше зустрічаються геліофіти (рис. 1), які займають перше місце серед усіх геліоморф, нараховуючи 55 видів. Другу позицію займають сціогеліофіти. Ця група представлена меншою часткою лучної флори, оскільки нараховує 8 представників. Сціофіти займають останнє місце (5 видів).

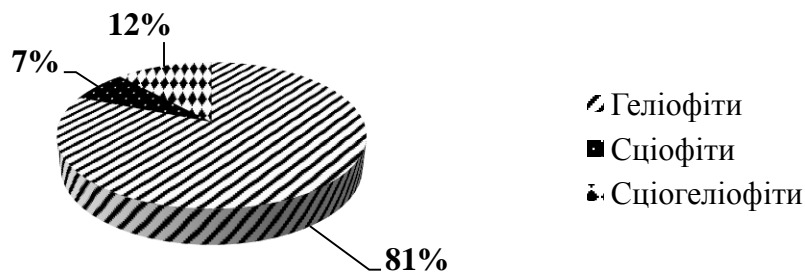


Рис. 1 - Розподіл лучних рослин за відношенням до освітленості.

*Відношення лучних рослин до зволоження.* Значення води для рослини велике. Вона є основним компонентом усього живого, у середньому складає 80 – 90 % маси рослин. Вода необхідна для підтримання структурної цілісності клітин, тканин, всього організму. Всі життєві процеси у рослин, як і у інших організмів, протікають у водному середовищі. Вода відіграє роль розчинника. Мінеральні речовини надходять у рослину і переміщуються по ній найчастіше у вигляді розчинів. Вона приймає безпосередню участь в утворенні первинних продуктів фотосинтезу. Кількість води, яка потрапляє в рослину, впливає на весь хід обміну речовин, визначає не тільки кількість маси, що наростає, але і вигляд, життєвий стан [7]. За пристосуванням рослин до різних умов місцезростання і реакції на вологу їх поділяють на такі основні екологічні типи: гігрофіти, ксерофіти, мезофіти. Перше місце серед лучних гігроморф займають мезофіти (рис. 2).

Вони нараховують 51 вид. Належать до категорії середовище-формуєвальних та ценозоутворюєвальних компонентів травостою. До ксерофітів можна віднести 10 видів. Цій групі відводиться друга позиція. Третє місце займають гігрофіти, які представлені невеликою кількістю (7 видів).

*Відношення лучних рослин до родючості ґрунту.* Ґрунт – важлива складова частина біогеоценозу, що виконує безліч функцій. Всі екологічні функції ґрунтів взаємопов'язані і всі разом багато в чому визначають умови існування організмів [2, 5]. Ґрунт є зосередженням (депо)

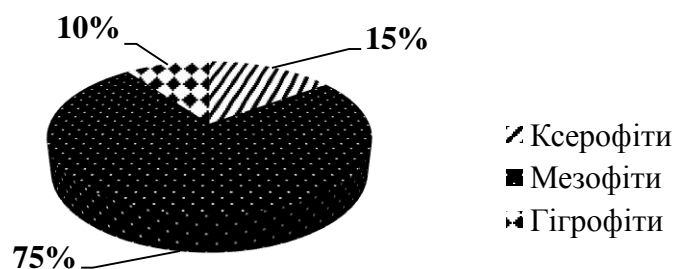


Рис. 2 - Розподіл лучних рослин за відношенням до зволоження.

організмів, їхніх зачатків, вологи, енергії, хімічних елементів; життєвим простором, притулком, або тимчасовим житлом; сорбентом речовин; стимулятором або стримувачем життєвих процесів; дзеркалом ландшафту, що відображає його екологічну сутність та історію; субстратом і механічною опорою для рослин; сигнальним чинником багатьох екологічних явищ і процесів. Поширення й розвиток рослин тісно пов'язані з родючістю ґрунту, із його трофністю. Залежно від рівня забезпеченості місцезростання поживними речовинами та від потреби рослин у їх наявності в ґрунті виділяють основні екогрупи з трофністю: евтрофи, мезотрофи та оліготрофи [5, 10]. Пануючою групою серед вивченого фітоценозу виявились мезотрофи (рис. 3). За таких умов зростають 44 лучних видів. Дана група рослин потребує наявності в ґрунті  $N$  до 2 %;  $P$  – 0,2 – 0,5 %;  $K$  – 0,2–0,4 %, враховуючи це, умови зростання рослин можна охарактеризувати як помірнозабезпечені мінеральними речовинами [10]. Менша частка, але також досить велика, евтрофних видів на луках. Вони є найбільш вибагливі до трофності (вміст  $N$  до 2 – 4 %;  $P$  від 0,6 – 0,8 %;  $K$  – 0,5 – 0,8 %), тому представлені 18 видами. Останнє місце серед усіх трофоморф займають оліготрофи. Дана група рослин є менш вибагливою до умов місцезростання. Їх на луках виявилось 6 видів.

*Відношення лучних рослин до температурного режиму.* Роль тепла в житті рослин різноманітна. Воно впливає практично на всі процеси життєдіяльності – фотосинтез, дихання, транспірацію, проростання насіння, ріст, його напрямок та розміщення пагонів, формоутворення, ступінь сформованості бруньок відновлення, цвітіння, кореневе живлення [2, 7].

Необхідність тепла у житті рослин, в першу чергу, зумовлена тим, що процеси життєдіяльності рослин можливі при певному тепловому фоні, який визначається кількістю тепла і тривалістю його дії. Головним регулятором обміну речовин у живих організмах є ферментні системи, які працюють у вузькому діапазоні температурного режиму. Різні групи рослин за відношенням до температури мають ферментні системи, що активують процеси обміну речовин у відповідних умовах температурного режиму [9].

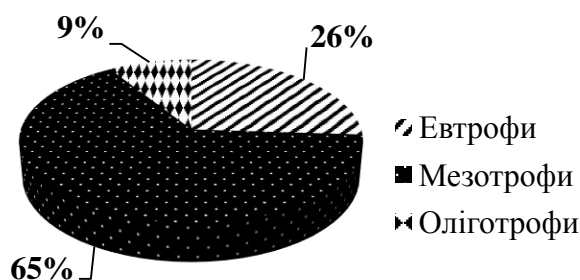


Рис. 3 - Розподіл лучних рослин за відношенням до родючості ґрунту.

За відношенням до температури як екологічного факту рослини поділяються на мегатермні, мікротермні та мезотермні.

Першу позицію займає група мікротермних лучних рослин (рис. 4). Вони виявились пануючою групою, їх налічується 44 види. Решта екогруп виявились малочисельними: мезотермні представлені 13 видами, а мегатермні – 11 видами.

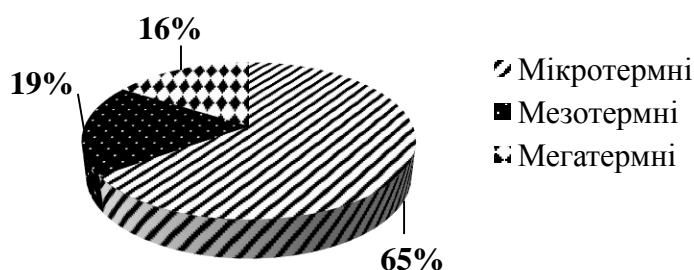


Рис. 4 - Розподіл лучних рослин за відношенням до температурного режиму.

Таким чином, на обстежених заплавах луках околиць с. Весела Долина Глобинського району Полтавської області виявлено, що за вимогливістю до освітлення переважають геліофіти, максимальна кількість видів за зволоженням входить до групи мезофітів, серед рослин за трофністю переважають мезотрофи, а за відношенням до температурного режиму домінують мікротерми.

#### Перелік посилань

1. Бельгард А.Л. Лесная растительность юго-востока УССР. Киев: Издательство Киев. ун-та, 1950. 264 с.
2. Березина Н.А. Экология растений. Москва: Изд.центр «Академия», 2009. 400 с.
3. Козир М.С. Луки заплавных комплексов м. Київ // Чорноморський ботанічний журнал. 2017. Том 13. № 1. С. 57–71.
4. Коровякова Т.О. Оцінка можливості використання фіторізноманіття заплачних лук р. Псел (Сумська обл.) в ландшафтному дизайні // Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агронімія і біологія. 2014. Вип. 3. С. 10–19.
5. Орлова Л.Д. Біоекологічні особливості лучних фітоценозів Лівобережного Лісостепу України (продуктивність та раціональне використання). Полтава: ПНПУ ім. В.Г. Короленка, 2011. 278 с.



6. Оценка состояния луговых экосистем поймы р. Днепр приграничных территорий Гомельской и Черниговской областей. Чернигов: Изд. Лозовой В.М., 2014. 132 с.
7. Пономарева И.Н. Экология растений с основами биогеоценологии. Пособие для учителей. Москва: Просвещение, 1978. 207 с.
8. Прокудин Ю.Н. Определитель высших растений Украины. Киев: Наук. думка, 1987. 548 с.
9. Слободян Т.О. Екологія рослин у лекціях. Навчальний посібник. Кіровоград, 2006. 161 с.
10. Якубенко Б.Є. Екологічна оцінка флори відновлюваної лучної рослинності Лісостепу України на прикладі Київської області // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2014. Вип. 204. С. 7–15.

## **ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ РІЧКИ СИНЮХА ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ**

*Л.В. Петренко, маг., О.П. Мітрясова, д.пед.н., проф.*

*Чорноморський національний університет ім. Петра Могили, м. Миколаїв  
eco-terra@ukr.net*

Вода є найважливішим ресурсом на планеті, що забезпечує існування усіх живих організмів на планеті. У процесі оцінювання екологічного стану водних ресурсів визначальними вважаються якісні показники складу води. Для Миколаївської області України проблема забезпечення чистою водою, як для інших регіонів, є актуальною, передусім важливим є комплексна оцінка її якості.

За об'єкт дослідження було обрано р. Синюха (в межах м. Первомайськ Миколаївської області).

Мета роботи полягала в комплексній оцінці екологічного стану поверхневих вод р. Синюха за гідрохімічними характеристиками.

Предметом дослідження є гідрохімічні показники р. Синюха, що належать до факторів ризику.

У процесі аналізу та прогнозування стану р. Синюха побудовано графіки трендів, де показано перевищення *ГДК* елементів, які потрапили в зону ризику. Графіки було розроблено за допомогою програмного пакету *MSExcel*. Розрахунки проводились на основі даних Південно-Бузького басейнового управління водних ресурсів у Миколаївській області.

Узагальнена таблиця містить тільки ті показники, що входять до зони ризику упродовж 2007 – 2017 рр. (табл. 1).

Аналізуючи вміст компонентів у воді та співставляючи з відповідними значеннями *ГДК*, сформовано та відображено середні місячні значення показників упродовж 2007 – 2017 рр. На основі поданих значень було побудовано лінії трендів, наприклад, як це подано на рис. 1 і 2.

З рис. 1 видно, що величина показника *ХСК* значно перевищує *ГДК*. Значення показника знаходиться у діапазоні від 21,63 – 34,15 мг  $O_2/дм^3$  та має тенденцію до зменшення. Найбільше значення *ХСК* було зафіксовано

Таблиця 1. Середні значення показників за період 2007 – 2017 рр.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
$BCK_{20}$	2,89	3,21	2,72	2,52	3,17	2,92	2,27	2,8	3,48	4,06	4,08
ХСК	27,53	34,15	31,27	29,89	27,47	27,91	21,63	21,88	25,15	25,17	25,18
Магній	41,69	41,84	40,03	38,27	38,19	38,4	38,55	38,41	41,8	41,04	41,2
Фосфати	0,34	0,32	0,42	0,45	0,25	0,31	0,35	0,25	0,22	0,38	0,4
Лужність	6,16	6,43	6,68	6,48	6,63	6,57	6,65	6,61	6,74	6,68	6,7
Залізо загальне	0,17	0,25	0,32	0,25	0,22	0,25	0,21	0,23	0,17	0,19	0,18

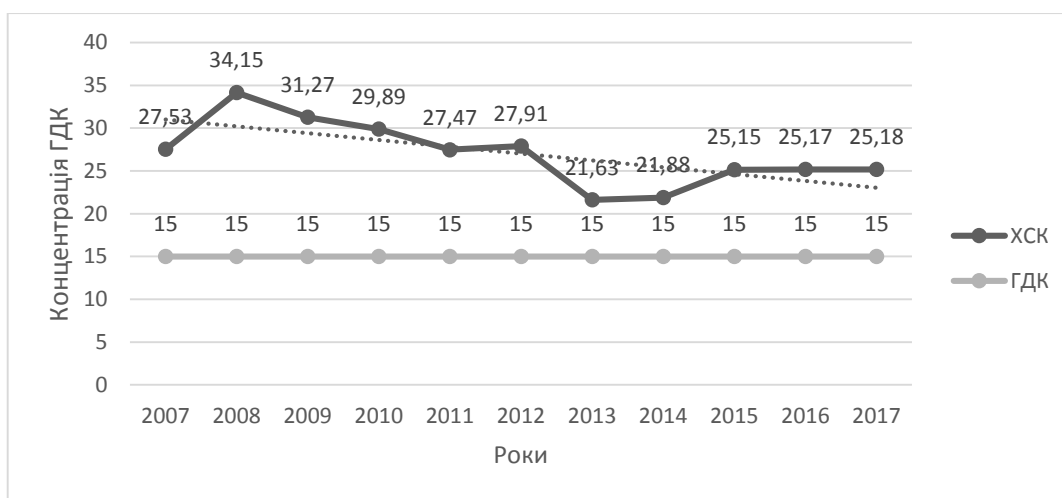


Рис. 1 – Динаміка зміни ХСК у р. Синюха.

у 2008 р, найменше – у 2013 р. відповідно.

Загалом, кисневий режим був задовільним; динаміка зміни його концентрацій відповідала сезонним закономірностям.

Іншим показником, який перевищував норму за нормами ГДК, є значення біохімічного споживання кисню ( $BCK_{20}$ ).

На рис. 2 подано лінію тренду фосфатів, що значно перевищують значення ГДК. Очевидно, що перевищення вмісту фосфатів пов'язано із вимиванням останніх з полів, як залишків фосфорних добрив, а також з побутовими скидами стічних вод, вмістом ПАР, що містять фосфати.

Далі у роботі здійснювався розрахунок екологічного індексу якості води ( $I_E$ ), як середньоарифметичне індексів забруднення компонентами сольового складу ( $I_C$ ), трофо-сапробіологічних ( $I_{TC}$ ) і специфічних показників токсичної та радіаційної дії ( $I_T$ ), зокрема – Стронцію-90 (А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін., 2012).

Екологічні індекси якості води було систематизовано і зведено до узагальнюючої табл. 2.

Аналізуючи екологічний індекс якості води, а саме ( $I_{BP}$ ) – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів, було окремо виділено фосфати. За цим показником вода належить до V класу якості і 7 категорія

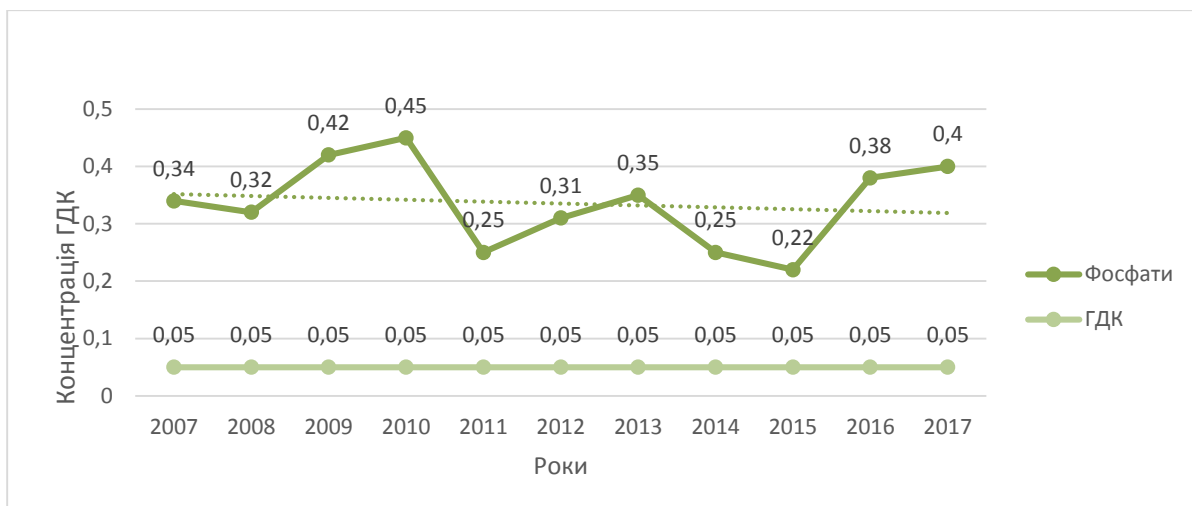


Рис. 2 – Динамка вмісту фосфатів у р. Синюха.

Таблиця 2. Екологічні індекси якості води р. Синюха

Рік	$I_C$	$I_{TC}$	$I_T$	$I_E$
2007	1	4,375	1	2,13
2008	1	4,75	1	2,25
2009	1	4,875	1	2,29
2010	1	4,5	4	3,17
2011	1	4,25	5	3,42
2012	1	4,5	5	3,50
2013	1	4,25	5	3,42
2014	1	4	5	3,33
2015	1	4	5	3,33
2016	1	4,5	5	3,50
2017	1	4,5	5	3,50

якості (дуже брудна). Вміст фосфатів є одним з показників, що належать до факторів ризику, особливо упродовж останніх двох років.

На рис. 3 подано узагальнюючу схему розрахунку екологічних індексів якості води р. Синюха, де  $I_E$  – екологічний індекс якості води;  $I_{KC}$  – індекс показників кисневого режиму;  $I_{OP}$  – індекс показників вмісту органічних речовин (БСК);  $I_{ЗП}$  – індекс загальних показників;  $I_{БР}$  – індекс показників вмісту сполук біогенних елементів;  $I_C$  – індекс забруднення компонентами сольового складу;  $I_{TC}$  – індекс забруднення трофо-сапробіологічних показників;  $I_T$  – індекс забруднення специфічних показників токсичної та радіаційної дії.

Отже, оцінка екологічного стану природних вод р. Синюха свідчить, що якість води загалом є «доброю» і відповідає 2 класу якості. Проте встановлено, що найбільшими забруднювачами, що входять до факторів ризику є: ХСК, БСК<sub>20</sub>, фосфати, рН. Радіаційний стан поверхневих вод можна вважати, як задовільний. Кисневий режим також є задовільним. Мінералізація води є оптимальною. Усі інші показники знаходяться у

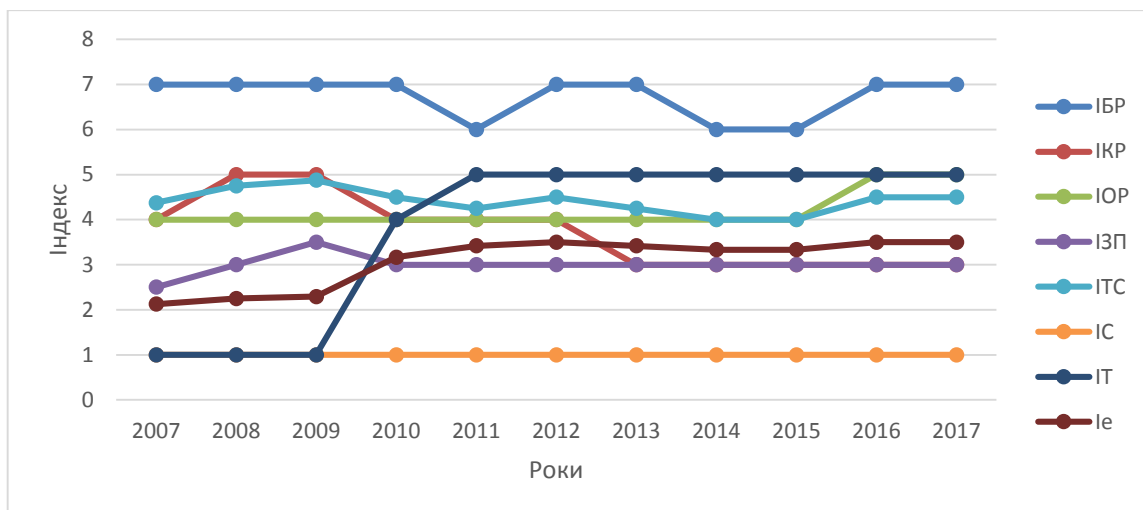


Рис. 3 – Екологічні індекси якості води р. Синюха.

межах ГДК.

Таким чином, можна зробити висновок, що вода у р. Синюха у межах м. Первомайськ є придатною для господарсько-питного водопостачання.

### УСТАНОВЛЕНИЕ РАЗМЕРА ПЛАТЫ ЗА РАЗМЕЩЕНИЕ ОТХОДА НА САНКЦИОНИРОВАННОЙ СВАЛКЕ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ КЛАССА ОПАСНОСТИ ОТХОДА

*Е.В. Порожнюк, асп., К.И. Топал, маг., Л.А. Порожнюк, к.т.н., доц.  
Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова,  
Россия  
lporozhnyuk@yandex.ru*

В соответствии с законодательством РФ природопользователями вне зависимости от форм собственности производится плата за загрязнение окружающей природной среды вследствие выбросов, сбросов загрязняющих веществ и размещение отходов.

Норматив платы за размещение отходов производства и потребления зависит от ряда факторов, одним из которых является класс опасности отхода для окружающей среды.

Для многих предприятий актуальным является возможность понижения класса опасности отхода и уменьшение, соответственно, размера платы за загрязнение. Процедура перевода некоторых отходов четвертого класса в класс пятый является весьма трудоемкой и дорогостоящей. Однако в условиях постоянно ужесточающегося законодательства затраты на ее проведение вполне оправданны и необходимы.

Объектом исследования являлся шлам производства по выращиванию искусственных монокристаллов корунда. Шлам образуется в результате шлифования заготовок различных форм и размеров и

содержит, согласно «Протокол анализа компонентного состава», мелкие частицы корунда ( $Al_2O_3$ ) – 99,8 %, частицы медной связки – 0,16 %, отработанные алмазные зерна – 0,04 % (углерод).

Отход вывозится на муниципальный полигон для захоронения отходов как отход IV класса опасности согласно «Паспорт опасного отхода» и «Протокол расчета класса опасности отхода».

В соответствие с паспортом отход характеризуется: твердым агрегатным состоянием; данные по опасным свойствам не установлены; временное хранение отхода (до образования товарной массы) рекомендуется на специально оборудованной площадке с бетонированным покрытием и бетонным ограждением, не допуская пыления.

Расчет класса опасности отхода выполнен в соответствии с «Критериями отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей природной среды», утвержденными приказом МПР России от 15 июня 2001 г. № 511 с помощью разработанной НПП «ЛОГУС» программы «Определение класса опасности отходов. Справочник отходов», имеющей сертификат соответствия № 05-10-СС-СПР-003 от 12.10.2015 г. (в составе «Унифицированной системы поддержки принятия решений в области природоохранной деятельности») и сертификат соответствия № 05-10-СС-СПР-006 от 12.10.2015 г (в составе ПК «Stalker»).

В соответствие с протоколом расчета класса опасности шлам относится к IV классу.

Норматив платы за размещение отходов IV класса опасности составляет 248,4 руб. за т.

Исходные данные и результаты расчета платы представлены в табл. 1.

Таблица 1. Расчет величины платы за размещение шлама (IV класс опасности)

Расчётные формулы	Исходные данные	Результаты расчетов
$P_{л\ отх} = C_{ли\ отх} \cdot M_{i\ отх}$ (при $M_{ли\ отх} < M_{ли\ отх}$ )	$M = 1000$ т./г	$C_{ли\ отх} = 695,5$ руб./т
	$H = 248,4$ руб./т	
$C_{ли\ отх} = H \cdot k_{эj} \cdot k_t^{инд}$	$k_{эj} = 2$	$P_{л\ отх} = 695,5$ тыс.руб./т
	$k_t^{инд} = 1,4$	

Таким образом, в результате проведенных расчетов установлено, что плата за размещение шлама, относящегося к IV классу опасности, составляет 695,5 тыс. руб./т.

В результате понижения класса опасности отхода с IV на V возможно снижение норматива платы за размещение отхода с 248,4 до 15 руб/т., т.е. 16,5 раз (табл. 2).

Предприятие заинтересовано в понижении класса опасности шлама с IV на V, чем и были вызваны дальнейшие исследования.

Для подтверждения V класса опасности отхода необходимо провести процедуру биотестирования с использованием тестов, относящихся к

Таблица 2. Расчет платы за размещение отхода V класса опасности

Расчётные формулы	Исходные данные	Результаты расчетов
$P_{л\ отх} = C_{ли\ отх} \cdot M_{i\ отх}$ (при $M_{ли\ отх} < M_{ли\ отх}$ )	$M = 1000 \text{ т./г}$	$C_{ли\ отх} = 42,0 \text{ руб./т}$
	$H = 15 \text{ руб./т}$	
$C_{ли\ отх} = H \cdot k_{эj} \cdot k_t^{инд}$	$k_{эj} = 2$	$P_{л\ отх} = 42 \text{ тыс.руб./т}$
	$k_t^{инд} = 1,4$	

различным систематическим группам организмов. Результат является положительным, если все использованные биотесты в течение эксперимента не испытывают острого токсического действия.

Для установления класса опасности отхода экспериментальным методом (методом биотестирования) оценивали острую токсичность водной вытяжки с использованием в качестве биотеста:

– высшего растения *AlliumcepaL.*, отличающегося чувствительностью к токсикантам и несложным культивированием (в качестве ответной реакции была выбрана усредненная длина корневого пучка);

– низшего ракообразного *DafniaMagnaS.* (тест-реакцией являлась потеря подвижности и гибель гидробионтов).

Данные исследований по влиянию компонентов шлама на длину корней лука приведены в табл. 3.

Как следует из полученной зависимости, растворимые компоненты шлама не оказывают острого токсического действия на тест-объект по сравнению с контролем.

Таблица 3. Результаты биотестирования

Тест-объект	Тест-реакция			
	Усредненная длина корневого пучка, см		Гибель, %	
	контроль	опыт	контроль	опыт
<i>AlliumcepaL.</i>	8,2	8,5	–	–
<i>DafniaMagnaS</i>	–	–	2,0	10,3

На основании полученных результатов рекомендуется продолжить работы по отнесению шлама от раскрытия монокристаллов корунда к V классу опасности (практически не опасные).

В этом случае степень вредного воздействия отхода на окружающую природную среду будет низкая. Период восстановления нарушенной экологической системы после снижения вредного воздействия от существующего источника составит менее 3 лет. Плата за размещение отхода V класса шлама от раскрытия монокристаллов корунда снизится в 16,5 раз.

### Перечень ссылок

1. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. Москва: Протектор, 1995. 624 с.
2. Лупандина Н.С. Утилизация осадков водоочистки в производстве керамических изделий // Вестник БГТУ им. В.Г. Шухова. 2012. № 1. С. 153-157.
3. Порожнюк Л.А., Василенко Т.А., Порожнюк Е.В. Роль экологического аудита в обращении с отходами в Белгородской области // Вестник БГТУ им. В.Г. Шухова. 2012. № 4. С. 177–180.

### ОЦІНКА ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ ЗА РІЗНИХ МЕТОДІВ ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ

*В.Ю. Приходько, к.геогр.н., доц., В.Є. Кіріяк, маг.*

*Одеський державний екологічний університет*

*vks26@ua.fm*

Проблема неефективного поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ) та екологічні наслідки їх розміщення у навколишньому середовищі привертають увагу суспільства. «Сміттева криза» сягнула значних масштабів через низку причин: зростання кількості населення; підвищення рівня добробуту, отже, споживання; незначне використання ресурсного потенціалу відходів через економічні причини тощо. В Україні 94 % ТПВ захоронюють на звалищах і полігонах, яких, станом на 2016 р., налічувалося 5470 [1]. Практично всі місця видалення відходів експлуатуються з порушенням термінів експлуатації (15 – 20 років) і гранично допустимих обсягів розміщення відходів, не відповідають вимогам національного та європейського природоохоронного законодавства. При захороненні відходів не тільки втрачається їх ресурсний потенціал. Це також призводить до екологічних наслідків, серед яких: 1) вилучення земельних ділянок під місця захоронення; 2) забруднення довкілля фільтратом та газоподібними сполуками при горінні та анаеробній деструкції органічної речовини; 3) зниження природно-рекреаційного потенціалу прилеглих територій, соціальна напруга тощо. Одним із напрямків впливу місць захоронення на довкілля є надходження до атмосфери біогазу, який утворюється за анаеробних умов при деструкції органічної речовини. Він складається, в основному, з метану (50 – 60 %) і вуглекислого газу (30 – 40 %), які є парниковими газами (ПГ). Але ПГ утворюються не лише при захороненні відходів на звалищах і полігонах, а за інших методів поводження з відходами, зокрема, при спалюванні і компостуванні. Отже, визначення утворення ПГ за різних методів поводження з ТПВ є актуальним та може виступати критерієм для порівняльної оцінки та обґрунтування вибору.

Оцінка емісії ПГ за різних методів поводження з відходами визначається в Національному Кадастрі антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні (за різні роки),

наприклад [2]. Основні процеси в секторі «Відходи», для яких проводиться інвентаризація викидів ПГ [2]: видалення відходів, біологічна обробка відходів, інсинерація і відкрите спалювання відходів, очищення і скид стічних вод.

За даними Національного Кадастру [2], у 2015 р. на частку сектору «Відходи» припало 4 % від загальних викидів ПГ і 19,3 % – метану. Сектор «Відходи» – єдиний, що зберігає позитивну динаміку збільшення обсягів викидів. Наприклад, за 1990 – 2015 рр. викиди ПГ зросли на 2 %.

Проаналізуємо викиди окремих ПГ при захороненні, компостуванні та спалюванні відходів (за матеріалами Кадастру [2]). Результати представлені в табл. 1.

Таблиця 1. Викиди ПГ за різних методів поводження з відходами

Метод поводження з відходами	Утворення ПГ	Динаміка 1990 - 2015 рр.
Видалення	<u>CH<sub>4</sub></u> , CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, НЛОС	74 % від сектору, викиди метану зросли на 24,6 % .
Спалювання	<u>CO<sub>2</sub></u> , <u>N<sub>2</sub>O</u> , <u>CH<sub>4</sub></u> , C <sub>m</sub> H <sub>n</sub>	викиди ПГ скоротилися на 70,5 %
Компостування	CO <sub>2</sub> , <u>N<sub>2</sub>O</u> , <u>CH<sub>4</sub></u> , H <sub>2</sub> O, C <sub>m</sub> H <sub>n</sub>	викиди від сектору зросли на 45,4 %

Примітка: підкреслені речовини, викид яких розраховується у Кадастрі.

Як бачимо з табл. 1, при поводженні з відходами утворюються різні ПГ, які відрізняються парниковим потенціалом. Наприклад, 1 т CH<sub>4</sub> еквівалентна 21 т CO<sub>2</sub>, а 1 т N<sub>2</sub>O – 298 т CO<sub>2</sub>. Зазначимо, що 99,5 % викидів ПГ припадає на видалення відходів, утворення ПГ від спалювання та компостування досить незначне через малу поширеність цих методів поводження з ТПВ.

Проаналізуємо утворення метану при захороненні ТПВ, оскільки це основний метод поводження з ними. Оцінка емісії метану з місць захоронення ТПВ при складанні Національного Кадастру проводиться за Національною багатокомпонентною моделлю на основі методу згасання першого порядку третього рівня деталізації (далі – Національна модель). Утворення метану при захороненні ТПВ за поточний та минулі роки ( $Q(t)$ ) визначається за формулою:

$$Q(t) = \sum_{j=1}^m \sum_{i=1}^n A \cdot k_j \cdot MWS_i \cdot MWS_{i,j} \cdot L_{0i,j} \cdot e^{-k_j \cdot (t-x)}, \quad (1)$$

де  $k_j$  – постійна темпів утворення метану для  $j$ -го компоненту ТПВ, рік<sup>-1</sup>;  $MWS_i$  – загальна маса ТПВ, захоронених в рік  $i$ , т/рік;  $MWS_{j,i}$  – вміст  $j$ -го компонента в ТПВ в  $i$ -му році, %;  $t$  – розрахунковий рік;  $x$  – період, за який



вносяться дані, рік;  $L_{0,j,i}$  – потенціал утворення метану за рік  $i$ , т $CH_4$ /тТПВ [2].

Як бачимо, кількість метану, який утворюється при захороненні ТПВ, залежить від ряду чинників: морфологічний склад і вміст вуглецю, який здатний до біорозкладання, а також умови захоронення ТПВ (природні і технічні). Всі ці фактори, отже, і показники, що їх враховують, розрізняють в залежності від рівня деталізації (національного та регіонального) [3].

Альтернативним методом поводження з ТПВ є біологічна обробка, що охоплює такі методи, як компостування та анаеробне зброджування. Маса метану та закису азоту (в т), що утворюються при цьому, визначається за формулами (2) та (3):

$$Q_{CH_4} = M \cdot EF_{CH_4} \cdot 10^{-3} - R, \quad (2)$$

$$Q_{N_2O} = M \cdot EF_{N_2O} \cdot 10^{-3}, \quad (3)$$

де  $M$  – маса відходів, що подається на біологічну обробку, т;  $EF_{CH_4}$  та  $EF_{N_2O}$  – коефіцієнти викидів метану та закису азоту відповідно, г/кг відходів,  $R$  – маса рекуперованого метану, т.

Отже, кількість ПГ, що утворюються при компостуванні, визначаються масою відходів, видом відходів, наявністю допоміжних речовин, температурою, вмістом вологи, аерацією тощо [4]. Питоме утворення метану та закису азоту варіює в широких межах. Наприклад, при компостуванні вологих відходів  $EF_{CH_4}$  змінюється від 0,03 до 8 г/кг відходів, а  $EF_{N_2O}$  – 0,06 – 0,6 г/кг відходів. Керівними принципами (2006) визначаються значення параметрів за замовчуванням, якими користуються при розрахунках емісії ПГ в Україні.

Проведемо оцінку утворення ПГ при поводженні з відходами в умовах Одеської області. Проблема відходів є актуальною для Одеської області, де щорічно утворюється близько 6,1 млн. м<sup>3</sup> ТПВ, а це близько 9 % від загального об'єму по Україні. Основним методом поводження з відходами є їх видалення у спеціально відведені місця, тобто захоронення. Загальна кількість полігонів і звалищ в 2016 р. склала 608 площею 1274,9 га [5]. Попри низку природоохоронних ініціатив, в найближчій перспективі захоронення буде залишатися основним методом вирішення проблеми відходів.

Проведемо розрахунок утворення метану від річної маси відходів, що утворилися в Одеській області (922 тис. т). Дані щодо морфологічного складу відходів взяті зі Звіту [5]. При розрахунку нами прийняті регіональні значення параметру  $k_j$ , що приведені в адаптованому варіанті

моделі UkraineLFGModel, а також уточнений параметр  $MCF_i = 0,63$  [3], що визначає потенціал метаноутворення і залежить від розподілу загального потоку ТПВ по звалищам і полігонам.

Розглянемо інший варіант поводження з ТПВ, коли деяка частина з них компостується. За даними [2], визначили, що компостується лише 0,03 % від загальної кількості ТПВ в Україні. Припустимо, що це, в основному, садово-паркові відходи. За формулами (2) та (3) визначимо емісії ПГ при відкритому компостуванні для умов Одеської області. Результати розрахунків представимо в табл. 2.

Таблиця 2. Емісія ПГ за різних методів поводження з ТПВ  
(на прикладі Одеської області)

Захоронення	Захоронення + компостування	
1658,9 т $CH_4$	1595,2 т $CH_4$	$CH_4$ – 1,11 т $N_2O$ – 0,08 т
34837 т $CO_2$ -екв.	33546 т $CO_2$ -екв.	

Як бачимо, відкрите компостування навіть незначної частини відходів приведе до зменшення емісії ПГ в атмосферу. Це не враховуючи того факту, що розрахунок метаноутворення проводився лише на перший рік розміщення, але сам процес буде тривати понад 50 років, отже, сумарна емісія буде на порядок вищою. У порівнянні з метаноутворенням під час захоронення ТПВ компостування триває не більше 6 місяців. Але необхідно уточнювати значення питомих викидів ПГ при компостуванні, що значно впливають на результат.

#### Перелік посилань

1. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року // Розпорядження Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. № 820. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p>.
2. The Ukraine's Greenhouse Gas Inventory Report 1990-2015 (draft) // Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine. Kyiv, 2017. 518 p. URL: [http://www.menr.gov.ua/docs/klimatychna-polityka/UKR\\_NIR\\_2017\\_final.pdf](http://www.menr.gov.ua/docs/klimatychna-polityka/UKR_NIR_2017_final.pdf).
3. Сафранов Т.А., Приходько В.Ю., Шанина Т.П. Оценка эмиссии парниковых газов из мест захоронения ТБО: критический анализ методик и адаптация к условиям Одесской области // Вісник ОДЕКУ. 2017. № 21. С.5-14.
4. Руководящие принципы национальных инвентаризаций парниковых газов. МГЭИК, 2006. Т.5 Отходы. URL: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/russian/vol5.html>.
5. Звіт з аналізу існуючого стану системи поводження з ТПВ в Одеській області за 2013-2017 рр. // ТОВ ЕСКО «Екологічні системи». 2017. 37 с.

## ОЦІНКА ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ ВІД МІСЦЬ ЗАХОРОНЕННЯ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД

*В.Ю. Приходько, к.геогр.н., доц., І.О. Просянюк, маг.*

*Одеський державний екологічний університет*

*vks26@ua.fm*

Основним напрямком поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ) на сьогодні є їх видалення у спеціально відведені для цього місця. Екологічні проблеми, пов'язані з місцями видалення ТПВ, щороку посилюються через збільшення обсягів утворення ТПВ, значні терміни експлуатації існуючих місць захоронення, та, найголовніше, через відсутність утилізації окремих складових ТПВ. Одним із напрямків негативного впливу на довкілля об'єктів, на яких відбувається остаточне видалення ТПВ, є надходження до атмосфери біогазу, основними компонентами якого є метан та вуглекислий газ, тобто парникові гази (ПГ). Зазначимо, що наявність у складі біогазу метану (до 60 %) дозволяє розглядати його як альтернативний енергоносіє. Якщо ж не використовувати енергетичний потенціал біогазу від місць захоронення відходів, то він стає джерелом ПГ. Видалення відходів розглядається як одне з джерел ПГ при складанні Національного Кадастру антропогенних викидів із джерел та абсорбції поглиначами парникових газів в Україні.

Метою дослідження є розробка алгоритму оцінки емісії ПГ за багаторічний період та апробація на прикладі Вінницької області.

Кількість утвореного біогазу та/або його компонентів можна визначати за рік або за багаторічний період. Але навіть при визначенні річного обсягу біогазу необхідно користуватися даними щодо кількості захоронених відходів, їх складу, умов захоронення тощо за попередні роки. Необхідно розрізняти емісію метану від річного обсягу захоронених відходів та річну емісію метану від місць захоронення відходів.

Отже, першим параметром, який треба вибрати для визначення емісії метану від місць захоронення відходів, є період формування масиву даних.

У випадку конкретного місця захоронення відходів максимальний період для визначення емісії метану відповідає часу існування. Виділення часового періоду для визначення емісії метану від місць захоронення відходів на певній території має свої особливості. Відповідно до рекомендацій МГЕЗК [1], для отримання задовільних результатів розрахунку емісії метану від місць захоронення ТПВ, розрахунки треба проводити за період, що дорівнює 3 – 5 періодів напіврозпаду ( $t_{1/2}$ ), тобто часу, який необхідний для того, щоб вуглець, який біорозкладається, розклався до половини своєї початкової маси. Для України типовим значенням параметру  $k$  є 0,05, що відповідає періоду напіврозпаду 14 років. Отже, формування масиву вихідних даних треба проводити за період від 42 до 70 років від початку реального розрахунку.

На другому етапі роботи необхідно сформувати масив вихідних даних, що буде містити таку інформацію: 1) маса відходів, що вивозяться на звалища і полігони; 2) морфологічний склад відходів; 3) умови захоронення відходів (типи звалищ). Розглянемо ці показники та особливості їх визначення на основі методичних рекомендацій з [2].

Маса відходів, що вивозяться на звалища і полігони ТПВ: визначається за фактичними даними або розрахунковим методом в залежності від норми накопичення (довідкова або фактична інформація) та кількості населення (міського) з урахуванням частки вивезених ТПВ, що приймається рівною 85 % (до 1988 р.) та 90 % (1990 р.). Норми накопичення ТПВ визначаються періодично, тому для відновлення ряду даних необхідно скористатися методом лінійної інтерполяції. Норми накопичення приймаються за даними фактичних спостережень або за довідковими даними.

Морфологічний склад відходів має визначатися за даними фактичних спостережень, адже зазначається, що він характеризується значною варіабельністю. Але у випадку відсутності конкретних даних можна користуватися довідковою інформацією та методом лінійної інтерполяції.

Умови захоронення ТПВ впливають на вибір показників корекції маси утвореного метану. Початок існування звалищ ТПВ припадає на 60 – 70-і роки ХХ ст., коли відходи вивозилися на стихійно утворені звалища – колишні кар'єри, яри тощо. З 1986 р. починається будівництво полігонів ТПВ, в яких більш сприятливі умови для анаеробної деструкції органічної речовини, отже, утворення біогазу. Для визначення фактору корекції викидів з огляду на умови захоронення (для територій) необхідно знати рік початку роботи полігону і частку відходів, що були розміщені. Формування розподілу загального потоку ТПВ по звалищах дозволяє визначити середньозважене значення корегуючого коефіцієнту  $MCF$ . За період 1948 – 1989 рр. приймається значення  $MCF = 0,67$ . Доречі, для України цей показник надалі збільшується відповідно до покращення умов захоронення ТПВ (але кращі умови захоронення сприяють підвищенню емісії метану від місць захоронення).

Існує багато моделей для визначення емісії ПГ від місць захоронення відходів, але є дві моделі, на основі яких розроблені електронні таблиці Excel, що дозволяють автоматизувати розрахунки, що дуже актуально у випадку проведення оцінок за багаторічний період – це модель IPCC; модель Landfill Emission Gas Model – LandGEM. Для складання Національного Кадастру в Україні користуються Національною багатокомпонентною моделлю, в основі якої лежить модель IPCC.

Для оцінки емісії метану від місць захоронення ТПВ за багаторічний період необхідно визначити утворення метану від річної маси та сумувати з аналогічними результатами, що отримані за попередні роки, адже утворення метану відбувається щонайменше на протязі 50 років, а

розрахункові методики орієнтовані на період 80 років. Таким чином при визначенні емісії метану протягом мінімально необхідного періоду відбувається поступове збільшення загальної маси газу.

З метою визначення емісії метану від місць захоронення ТПВ на території Вінницької області за багаторічний період нами була вибрана модель IPCC та автоматизований інструмент для розрахунків у вигляді електронної таблиці Excel – IPCC\_Waste\_Model.xls. Як показано в роботі [3], розрахунки за IPCC моделлю та Національною моделлю дають близькі результати.

Нами виконано формування масиву даних про місця захоронення ТПВ на території Вінницької області за період з 1973 по 2014 рр. Вінницька область розташована у Центральній Україні, має площу 26,5 км<sup>2</sup> та населення 1,6 млн. осіб. Проблема полігонів та звалищ є однією з найгостріших екологічних проблем області. Хоча відходів утворюється відносно небагато (у порівнянні із середньоукраїнськими значеннями), а видалається на полігони та сміттєзвалища 62 % від всього обсягу утворених ТПВ, тим не менш, місця їх захоронення займають значні площі. До найбільших місць видалення відходів на території Вінницької області відносяться Стадницький, Ладигенський, Немирівський, Хмільницький та Крижопільській полігони, відкриті в 1980-х роках. Найгостріше проблема поводження з ТПВ стоїть для обласного центру. Експлуатацію звалища ТПВ м. Вінниця, що розташовано поблизу с. М. Стадниця, заборонено ще у 1994 р., проте звалище експлуатуються по сьогодні. Але на звалищі працює когенераційна установка з утилізації біогазу.

При відновленні масивів даних користувалися довідковою інформацією, статистичними даними, інформацією з Кадастру [2], результатами власних розрахунків.

Нижче наведемо фрагмент таблиці масиву даних щодо місць захоронення ТПВ на території Вінницької області (табл. 1).

Результати розрахунків емісії метану за період 1973 – 2014 рр. виконана за допомогою автоматизованої таблиці розрахунків IPCC\_Waste\_Model.xls.

В результаті виконаних розрахунків отримали, що на початок 2015 р. загальна емісія метану від місць захоронення відходів на території Вінницької області склала біля 6 тис. т на рік. Маса ТПВ, що утворилися за 2014 р., в наступному 2015 р. зproduкує 347 т метану, а це приблизно 5 % від загальної емісії метану на 2015 р. Отже, урахування емісії метану від місць захоронення ТПВ за попередні роки дозволяє охарактеризувати реальну ситуацію.

Таблиця 1. Історія місць захоронення ТПВ на території Вінницької області

Рік	Маса захоронених відходів		Умови захоронення ТПВ		Вміст відходів
	тис. т	джерело інформації	розподіл за місцями	параметр МСФ	
1977	151,34	кількість населення 2065,3*0,85 = 1755,5 тис. люд 0,261 т/люд норма накопичення	н/д	0,67	Папір та текстиль – 0,304. Садово-паркові відходи – 0,04. Харчові відходи – 0,470. Відходи деревини та соломи – 0,020
2014	238,02	кількість населення 0,9* 1610,6 = 1449,5 тис. люд. 0,377 т/люд норма накопичення	38 % ТПВ на полігони, решта – звалища	0,423	Папір – 0,15. Харчові та органічні відходи – 0,371. Дерево – 0,028. Текстиль – 0,036. Гума – 0,024.

#### Перелік посилань

1. Руководящие указания по эффективной практике и учету факторов неопределенности в национальных кадастрах парниковых газов. МГЭИК, 2000. Гл. 5 Отходы. URL: [https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/russian/5\\_Waste\\_RU.pdf](https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/russian/5_Waste_RU.pdf).
2. Национальный Кадастр антропогенных выбросов из источников и абсорбции поглотителями парниковых газов в Украине за 1990-2009 гг. 334 с. // Міністерство екології та природних ресурсів України. URL: <http://www.seia.gov.ua/seia/doccatalog/document?id=138881>.
3. Сафранов Т.А., Приходько В.Ю., Шанина Т.П. Оценка эмиссии парниковых газов из мест захоронения ТБО: критический анализ методик и адаптация к условиям Одесской области // Вісник ОДЕКУ. 2017. № 21. С.5-14.
4. Приходько В.Ю., Присянюк І.О. Особливості використання земель для захоронення твердих побутових відходів у Вінницькій області // Вестник Гидрометцентра Чёрного и Азовского морей. 2017. № 1 (20). С. 154-161.

#### ОЦІНКА ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД ЯК ДЖЕРЕЛА ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ М. ІЗМАЇЛ

*В.Ю. Приходько, к.геогр.н., доц., А.О. Таран, маг.*

*Одеський державний екологічний університет*

*vks26@ua.fm*

Одним з показників, що формують якісне міське середовище, є задовільний стан системи господарсько-питного водопостачання та якісна питна вода. Питна вода – це вода, що відповідає по своїй якості встановленим нормам і призначена для задоволення питних та побутових потреб людини. Однак проблема забезпечення якісною питною водою є одною з актуальних проблем більшості міст Одеської області.

Метою даної роботи є оцінка якості підземних вод як джерела питного водопостачання м. Ізмаїл (Одеська область) за 2017 р.

З точки зору джерел водопостачання м. Ізмаїл є унікальним містом, що розташоване на березі р. Дунай, однак водопостачання здійснюється за рахунок підземних вод. Перевагою підземних джерел водопостачання є більша захищеність від забруднення, постійний температурний режим, більша прозорість тощо. Про відмінну якість підземних вод в районі міста свідчить і те, що вона використовувалася в якості товарного продукту під назвою «Ізмаїльська». Тим не менш, відмінна якість підземних вод значною мірою погіршується зношеністю та незадовільним станом систем водопостачання. Обсяги постачання води постійно зменшуються, і місто, фактично розташоване на березі крупного джерела води – р. Дунай – потерпає від її нестачі. І це в умовах, коли всі інші населені пункти району споживають воду з р. Дунай. Все це і обумовило актуальність розробки муніципальної програми «Питна вода Ізмаїла» на 2011 – 2020 роки. Метою даної Програми є забезпечення населення міста питною водою, що «необхідно для збереження здоров'я населення, поліпшення умов проживання та підвищення рівня життя населення міста».

Водопостачання м. Ізмаїл здійснюється за рахунок підземних вод Ізмаїльського родовища, яке гідравлічно не пов'язане з р. Дунай. Ізмаїльське родовище експлуатується міською системою водопостачання, яка поділена на три райони водопостачання: водозабір «Матроська» (25 артезіанських свердловин проектною потужністю 33,3 тис. м<sup>3</sup>/добу), водозабір «Фортеця» (12 артезіанських свердловин проектною потужністю 18,8 тис. м<sup>3</sup>/добу), водозабір «Консервний завод» (6 артезіанських свердловин проектною потужністю 17,1 тис. м<sup>3</sup>/добу) та декілька окремих артезіанських свердловин. 50 % артезіанських свердловин були введені в експлуатацію в 80-і роки, 32 % – в 90-і роки, інші – в 2000 р. Нормативний строк експлуатації артезіанської свердловини складає 25 років. У 50 % артезіанських свердловин строк експлуатації закінчився, з них непрацюючих – 11 шт., працюючих, у яких дебіт знизився в 5 разів від проектного, – теж 11 шт. Основною причиною зниження дебіту та виходу з експлуатації є кальматація прифільтрового простору, руйнування фільтрів, що призводить до опісковування свердловин. Як бачимо, проблема зниження запасів підземних вод є досить актуальною.

Забір води з р. Дунай для господарчо-питних потреб міста не здійснюється з 1996 р. Проте, аналізуючи гідрохімічні показники підземних вод та р. Дунай, можна сказати, що підземна вода є більш жорсткою та солоною з жорсткістю 4,5 – 5,0 мг/дм<sup>3</sup> та сухим залишком 400 – 500 мг/дм<sup>3</sup> в середньому проти 4,3 та 337 мг/дм<sup>3</sup> для Дунаю відповідно.

Нами були проаналізовані зміни нормативів, що регламентують (або регламентували) якість питної води та вибір джерел централізованого господарсько-питного водопостачання. Вимоги щодо якості питної води постійно вдосконалювалися. Так, за ГОСТом 2874-82 контролювалися 30

параметрів якості води, а в ДержСанПіНі 2.2.4-400-10 [1] вже містяться вимоги для 92 показників складу та властивостей води. Змінювалися вимоги і по окремих показниках. Так, наприклад за ГОСТом 2874-82 такий показник, як число бактерій групи кишкової палички в 1 дм<sup>3</sup> води, не більше 3, а за вимогами ДержСанПіНу 2.2.4-400-10 [1] кишкова паличка повинна бути відсутня. Наприклад, за вимогами ГОСТу 2874-82 концентрація цинку ( $Zn^{2+}$ ) повинна бути не більше 5,0 мг/дм<sup>3</sup>, тоді як за ДержСанПіНом 2.2.4-400-10 – 1,0 мг/дм<sup>3</sup>. Тобто спостерігається посилення нормативів якості питної води.

Для виконання оцінки якості питної води м. Ізмаїл нами були використані результати хімічного та мікробіологічного аналізів проб води по 43 артезіанським свердловинам та резервуарам чистої води за 2017 р. Миською СЕС контролюються наступні показники: запах, мутність, кольоровість, *pH*, окислюваність, нітрати та нітроти, азот амонійний, *Mo*, *Mn*, *Cu*, *F*, *Fe*, хлориди, сульфати, сухий залишок, жорсткість, *Ca*, *Mg*, *Na+K*, *As*, *Zn*, *Pb*, колі-індекс та загальне мікробне число. Порівняння показників складу та властивостей води, яка зберігається у резервуарах чистої води з вимогами ДержСанПіНу 2.2.4-400-10 [1] показало, що вода за своєю якістю відповідає нормативним гігієнічним вимогам.

Три райони водопостачання м. Ізмаїл (водозабір «Матроська», «Крепость» та «Консервний завод») були порівняні за показниками, що застосовуються для оцінювання якості питної води. Для оцінки якості підземних вод як джерел господарсько-питного водопостачання нами застосовувалась методика ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» [2].

В результаті проведеного аналізу можна зробити висновок, що всі три райони відповідають нормативним вимогам та відносяться до 1 класу – відмінна, бажана якість води, так як значення показників складу та властивостей загалом відповідають діапазонам, які характеризує 1 клас. Лише на водозаборі «Консервний завод» спостерігається концентрація сухого залишку, яка характерна для 2-го класу якості вод. Жорсткість на всіх трьох водозаборах відповідає другому класу якості. Тобто виявлені такі «проблемні» показники – жорсткість та сухий залишок.

Для проведення оцінки якості підземних вод як джерела господарсько-питного водопостачання в м. Ізмаїл був використаний узагальнений інтегральний індекс якості води, який визначають за формулою:

$$I_{\text{інтегр.}} = \frac{I_I + I_{II} + I_{III} + I_{IV} + I_V + I_{VI} + I_{VII}}{7}, \quad (1)$$

де  $I_I - I_{VII}$  – величини групових індексів, виражених у класах; 7 – кількість групових індексів [2, 3].



За розрахованими значеннями узагальненого інтегрального індексу якості води найкраща якість води характерна для водозабору «Матроська» ( $I = 1,28$ ), а найгірша – для водозабору «Консервний завод» ( $I = 1,46$ ). Значення інтегрального індексу  $I_{\text{інтегр}}$  для водозабору «Фортеця» дорівнює 1,32.

Загалом, всі три район водопостачання м. Ізмаїл відповідають 1 класу якості води, тобто «відмінна», дуже чиста вода з ухилом класу «доброї», чистої води бажаної якості з середнім значенням блокових індексів якості води 1,26 – 1,50.

Можна зробити загальний висновок про те, що питна вода м. Ізмаїл відповідає санітарним вимогам, а якість води підземних джерел оцінюється як відмінна за комплексом органолептичних, мікробіологічних та токсикологічних показників. Якість води з резервуарів чистої води відповідає вимогам, що висуваються до якості питної води. Тим не менш, необхідно розглянути альтернативну можливість використання води з р. Дунай через проблему дефіциту питної води у місті та зниження експлуатаційних запасів підземних вод.

#### Перелік посилань

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-400-10). Київ: МОЗ України, 2010. 46 с.
2. ДСТУ 4808:2007 Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні і екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ: Держспоживстандарт України, 2007. 36 с.
3. Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса: Екологія. 2012. 168 с.

### ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА НІТРИФІКАЦІЇ В СИСТЕМАХ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

<sup>1</sup>М.П. Радіонов, асп., <sup>2</sup>В.О. Юрченко, д.т.н., проф.

<sup>1</sup>Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків

<sup>2</sup>Харківський національний університет будівництва та архітектури  
radionov.nikita@ukr.net

Присутність у природних водах неорганічних сполук азоту в окиснених формах свідчить про те, що у водному середовищі йдуть процеси «самоочищення» шляхом нітрифікації (окиснювання амонійних сполук у нітриту й нітрату). Нітрифікація – дві унікальні реакції циклу азоту в біосфері, які здійснюються хемолітоавотрофними нітрифікуючими бактеріями, які не утворюють токсини та не мають патогенних властивостей [1, 2]. Амонійокислюючі бактерії (нітрифікатори I фази) здійснюють першу фазу нітрифікації, окислюючи амоній до нітриту, нітритокислюючі бактерії (нітрифікатори II фази) здійснюють другу фазу нітрифікації, окислюючи нітриту до нітратів. Активність нітрифікації зумовлює активність «самоочищення» природних водойм від сполук

органічного та амонійного азоту, причому, екологічно безпечніше за умови рівності швидкостей першої та другої фаз нітрифікації. На деяких ділянках водойм швидкість II фази нітрифікації нижча, ніж I фази, що спричиняє накопичення нітритів. Підтримання низьких концентрацій нітритів у водних системах є серйозною проблемою, бо нітрит являється дуже токсичною речовиною для біоти [3, 4, 5].

Потрапляючи разом з водою в системи водопідготовки, нітрифікуючі бактерії одержують певні переваги для активного розвитку: наявність носіїв з розвинутою поверхнею для іммобілізації (засипка фільтрів), сприятливі кисневі умови та постійне надходження живильних речовин ( $NH_4^+$ ). На деяких спорудах водопідготовки (особливо при використанні хлорамонізації) активність реакцій нітрифікації, що супроводжується утворенням нітритів, здатна кардинально знизити безпеку води (підвищити ризик метгемоглобінії), вплинути на ефективність роботи технологічного обладнання та його експлуатаційну довговічність. Хлорамонізація – це метод знезараження води шляхом введення в оброблювану воду реагентів, що містять амоній і хлор. Знезаражувальним агентом, що утворюється після такої обробки, є хлораміни. В системах підготовки (з хлорамонізацією) та розподілення водопровідної води одного з штатів США було зазначено масовий розвиток нітрифікуючих бактерій (головним чином амонійокислюючих). Життєдіяльність цих бактерій обумовила цілий ряд негативних явищ: вторинне забруднення води питного призначення нітритами до екологічно небезпечних концентрацій; підвищення концентрації гетеротрофних бактерій, у тому числі і БГКП (бактерій групи кишківникової палички); розкладення хлораміну і, таким чином, зниження ефекту пролонгованої дії цього дезінфектанту [6, 7, 8].

Мета роботи – виявлення процесів нітрифікації в системах водопідготовки та в розподільчих водопровідних мережах м. Харків.

Централізоване водопостачання м. Харків використовує поверхневі води р. Сів. Дінець (74,1 % загальної подачі води) і каналу Дніпро-Донбас з Краснопавлівським водосховищем (23,5 %). Об'єкт дослідження – вода з Краснопавлівського водосховища та р. Сів. Дінець на наступних етапах: 1) безпосередньо на водозаборі; 2) після систем водопідготовки на цих об'єктах (комплекс водопідготовки (КВ) «Дніпро», КВ «Дінець»); 3) у відповідних водорозподільчих мережах.

У роботі використані матеріали регулярного технологічного контролю складу води (концентрації  $N-NH_4$ ,  $N-NO_2$ ,  $N-NO_3$  та  $pH$ ) з р. Сів. Дінець, Краснопавлівського водосховища, систем водопідготовки та водопровідних мереж. Всі визначення виконані відповідно до нормативних вимог України в лабораторії, акредитованій на даний вид аналізу.

Нітрифікацію в системах водопідготовки можливо виявити як прямо за допомогою мікробіологічних досліджень, так і опосередковано за динамікою концентрації  $N-NH_4$ ,  $N-NO_2$ ,  $N-NO_3$  та  $pH$ . Оскільки

нітрифікація супроводжується утворенням неорганічних кислот (особливо друга фаза нітрифікації спричиняє накопичення сильної неорганічної кислоти –  $HNO_3$ ), то  $pH$  середовища стало знижується [1 – 3].

Середньорічна динаміка концентрації амонійного азоту в воді з р. Сів. Дінець на етапах водозабір – водопідготовка – водопровідна розподільча мережа представлена на рис.1, 2.

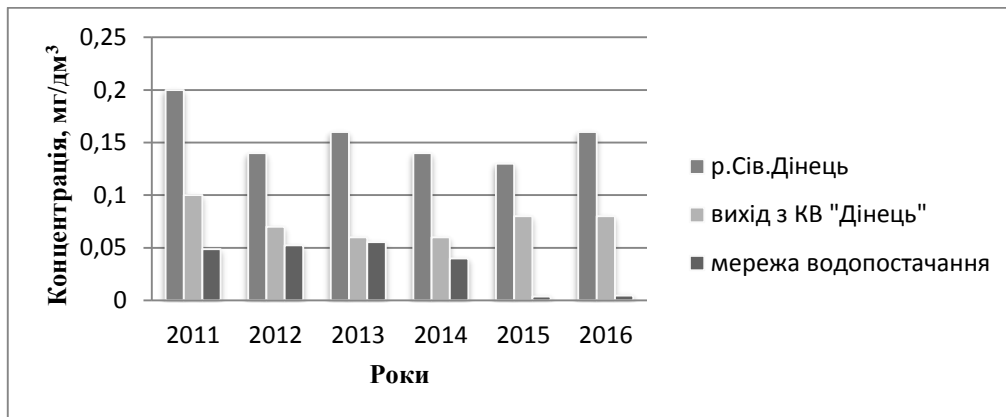


Рис. 1 - Концентрація амонійного азоту в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Дінець»).

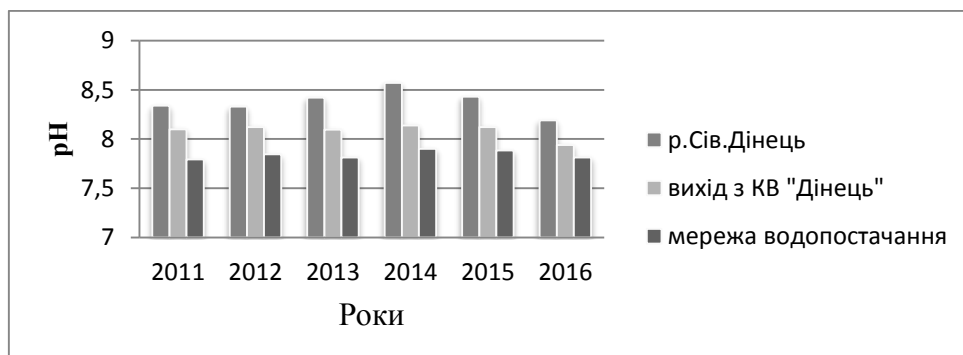


Рис. 2 – Динаміка  $pH$  води по етапах питного водопостачання (КВ «Дінець»).

Як свідчать представлені дані, в процесі водопідготовки концентрація амонійного азоту у воді стало зменшується. Можливо припустити, що цей процес зумовлений видаленням амонію при фільтрації крізь цеолітові фільтри (здатні до іонообміну), які застосовуються на комплексі. Але динаміка  $pH$  на цих етапах свідчить про стале підкислення середовища. До того ж встановлено слабке зростання концентрації азоту нітратів. Ці два чинники доводять, що в спорудах КВ «Дінець» відбувається нітрифікація води. Проте концентрація нітритів в воді на етапі водопідготовки не перевищує  $0,004 \text{ мг/дм}^3$ , тобто є екологічно безпечною.

Нітрифікація продовжується і в водорозподільчих мережах, про що свідчать дані динаміки концентрації амонійного азоту та  $pH$  води на ділянці водопідготовка – розподільчі мережі. Проте концентрація нітритів

в воді в розподільчій мережі не перевищує  $0,004 \text{ мг/дм}^3$ . Це свідчить про те, що швидкість першої фази нітрифікації не перевищує швидкість другої фази нітрифікації.

Інша ситуація складається на комплексі водопідготовки, де при водопідготовці використовують хлорамонізацію води (КВ «Дніпро») – рис. 3.

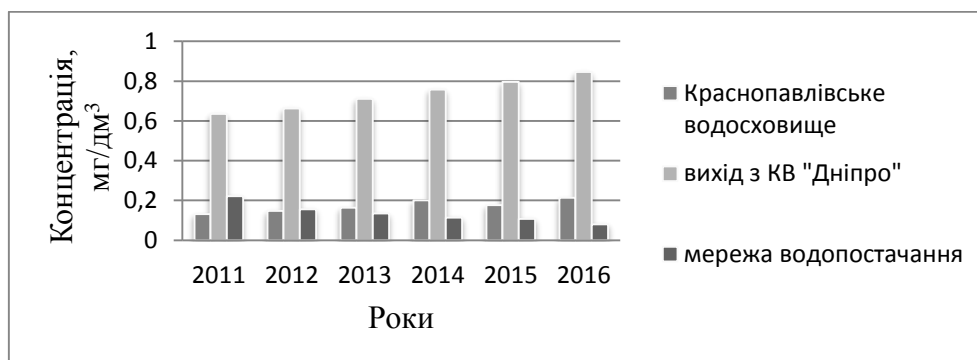


Рис. 3 - Концентрація амонійного азоту в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»).

Як видно, хлорамонізація супроводжується значним підвищенням концентрації амонійного азоту в воді на етапі водопідготовки. Проте в розподільчих мережах концентрація амонійного азоту падає до значень, які навіть нижчі, ніж у воді, що надходить на водопідготовку. Такі концентрації амонійного азоту активують нітрифікацію в спорудах водопідготовки, про що свідчить динаміка концентрації нітратів у воді (рис. 4): вона зростає в 5 – 6 разів. Наявність нітрифікації підтверджує і динаміка  $pH$  води (рис. 5) на ділянці вихідна вода – водопідготовка, яке свідчить про стале підкислення, що продовжується і в мережах (в 2013 – 2016 рр.).

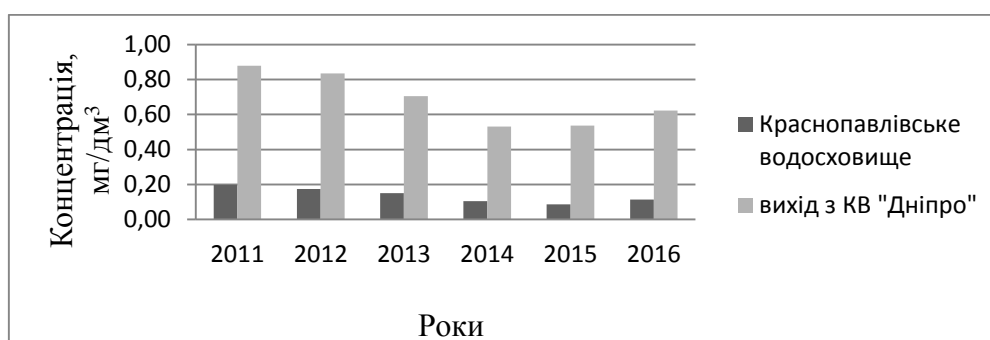


Рис. 4 - Концентрація азоту нітратів в воді по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»).

Контроль концентрації нітритів показав, що середня концентрація азоту нітритів у воді на вході на споруди КВ «Дніпро» складала  $0,07 - 0,021 \text{ мг/дм}^3$ , а після споруд водопідготовки вона знижувалась до  $0 -$

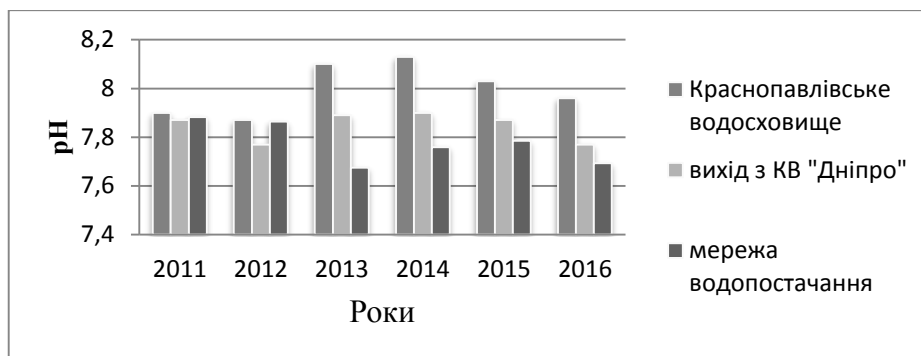


Рис. 5 - Динаміка  $pH$  води по етапах питного водопостачання (КВ «Дніпро»).

0,004 мг/дм<sup>3</sup>.

Отже, при активній нітрифікації в спорудах водопідготовки КВ «Дніпро» швидкість першої фази нітрифікації не перевищувала швидкість нітрифікації другої фази, що виключало накопичення нітритів у воді. Ця ситуація зберігалась і в розподільчих мережах: концентрація нітритів у воді не перевищувала 0,003 мг/дм<sup>3</sup>.

Таким чином, дані проведених досліджень свідчать, що в спорудах водопідготовки (КВ «Дінець» і КВ «Дніпро») м. Харків відбувається нітрифікація, особливо активно в спорудах комплексу водопідготовки, де використовують хлорамонізацію (КВ «Дніпро»). Проте умови водопідготовки забезпечують таку швидкість другої фази нітрифікації, яка зводить концентрацію нітритів до екологічно безпечних концентрацій, як на виході з споруд водопідготовки, так і в мережах водопостачання.

#### Перелік посилань

1. Ляликова Н.Н., Лебедева Е.В. Нитрифицирующие бактерии и их роль в природе. Хемосинтез: К 100-летию открытия С.Н.Виноградским. Москва: Наука, 1989. С. 32-47.
2. Горленко В.М., Дубинина Г.А., Кузнецов С.И. Экология водных микроорганизмов. Москва: Наука, 1977. 289 с.
3. Романенко В.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Ленинград: Наука, 1985. 291 с.
4. Кузнецов С.И., Саралов А.И., Назина Т.Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах. Москва: Наука, 1985. 213 с.
5. M'elanie Raimonet, Lauriane Vilmin, Nicolas Flipo, Vincent Rocher, Anniet M Laverman. Modelling the fate of nitrite in an urbanized river using experimentally obtained nitrifier growth parameters // WaterResearch, IWA Publishing. 2015. 73. P.373-387.
6. Mc Guire M.J, Lieu N.I., Pearthree V.S. Using chloritei on to control nitrification // Journal American Water Association. 1999. Vol. 91. № 10. P. 52-62.
7. Платонов М.М., Кочелаева Г.А. Оптимизация процесса хлораммонизации питьевой воды // Водоснабжение и санитарная техника. 2015. № 7. С.22-29.
8. Волкова Н.В. Гигиенические значения нитратов и нитритов в плане отдаленных последствий их действия на организм. Вильнюс, 1990. 252 с.

## **РОЛЬ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ В ЗМЕНШЕННІ ШУМУ АНТРОПОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХАРКІВ**

*А.І. Решетченко, асп., Ю.І. Вергелес, ст. викл.*

*Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова*

*alena.reshetchenko@gmail.com*

В урбанізованих екосистемах міста фітоценози перебувають під впливом антропогенного пресингу, який створює, відмінні від природних, умови існування. Серед усіх антропогенних факторів, що негативно впливають на стан оточуючого середовища, є фізичні забруднення. Прискорена індустріалізація та швидкий ріст населення є основними факторами, що призводять до підвищеного шумового навантаження великих міст. Найбільший внесок в шумовий режим міста вносить транспорт (автомобільний, залізничний, авіаційний). Послуги транспорту грають важливу роль в економіці та повсякденному життю людей. При всій важливості транспортно-дорожнього комплексу як невід'ємного елемента економіки необхідно враховувати його вельми негативний вплив на природні екологічні системи. Рівень транспортного шуму залежить від величини міста, його народногосподарського значення, мережі громадського транспорту, щільності вулично-дорожньої розв'язки.

Громадський транспорт Харкова, окрім автобусів, маршрутних таксі та ін., включає в себе рейковий транспорт. Шум від трамваїв та ліній метрополітену доповнюється вібрацією, яка також має негативний вплив на оточуюче середовище.

Промислові джерела шумового забруднення, на відміну від автомобільного транспорту, мають санітарно-захисні зони, які відокремлюють промислові майданчики від житлової забудови. Автомобільний транспорт є пересувним джерелом забруднення, який зустрічається не лише на автомагістралях, але й на житлових вулицях прилеглих до сельбищних зон та місць відпочинку.

Рівень вуличних шумів обумовлюється інтенсивністю, швидкістю і характером (складом) транспортного потоку. Крім того, він залежить від планувальних рішень (поздовжній і поперечний профіль вулиць, висота і щільність забудови) і таких елементів благоустрою, як покриття проїжджої частини та наявність зелених насаджень. Кожен з цих факторів здатний змінити рівень транспортного шуму в межах до 10 дБА. Шум – одна із форм фізичного хвильового забруднення навколишнього й особливо міського середовища. Загалом шум – це хаотичне нагромадження звуків різної частоти, сили, висоти, тривалості, які виходять за межі звукового комфорту [1].

Метою роботи було виявити залежність зниження рівнів звуку від автотранспорту внаслідок зелених насаджень. Для експерименту було обрано п'ять профілів на території центральної частини Харкова, вздовж вулиці місцевого значення (Клочківська), прилеглої до житлової забудови

міста. Вулиця Клочківська є однією із радіальних транспортних осей на території Харкова (2 смуги по обидва боки), із потужним рухом громадського та приватного легкового та пасажирського (автомобільного та рейкового) транспорту із приблизною інтенсивністю руху 600 од./год на смугу.

Два профілі, де проводилися дослідження, було закладено, де покриття деревинного ярусу варіювало від 0 до 10 %. А три інших профілі було закладено у парковій зоні, де покриття деревинного ярусу варіювало від 10 до 70 %. Всі обрані експериментальні ділянки знаходились на схилах терас річок Харків та Лопань.

Точки виміру на кожному профілі було розташовано на відстані 0 м, 10 м, 20 м, 50 м, 100 м від лінійного джерела шуму. Рівні шуму в кожній точці вимірювалися за допомогою шумоміра-реєстратора даних DT-8852. Результати вимірювань після статистичної обробки представлені як середній рівень звукового тиску, дБА. Отримані данні наведені в табл. 1.

Враховуючи отримані данні рівнів звукового тиску дБА, було побудовано графік залежності рівнів шуму від відстані до джерела шуму з урахуванням деревинного покриття експериментальних ділянок.

Шумозахист в місті залежить від правильно підбраного комплексу архітектурно-планувальних рішень. Значну роль відіграє озеленення міста не тільки з естетичного наміру, але й для захисту від шуму. Роль насаджень у зменшенні впливу шуму антропогенного походження є загально визнаною [2, 3, 4, 5].

Виходячи із графіку, можна зробити попередні висновки стосовно ролі зімкнутих міських насаджень у зменшенні рівнів шумового навантаження в житловій забудові.

У випадку, коли основним джерелом шуму є автотранспорт, що доведено багатьма дослідженнями [6, 7, 8], на тих ділянках наявність насаджень знижує рівень шумового навантаження вже на відстані 10 м від джерела шуму на 30 – 40 % більше, порівняно із тими експериментальними ділянками, де насадження були відсутні або крони дерев не були зімкнуті. Так само і на відстані 100 м від лінійного джерела шуму рівень шумового навантаження є статистично достовірно нижчим в паркових зонах міст, а також в сельбищних зонах із щільними деревними та чагарниковими ярусами, ніж на територіях житлових забудов із низьким рослинним покривом.

#### Перелік посилань

1. Зубик С.В. Транспортний шум міста і шляхи його зниження // Науковий вісник НЛТУ України. 2013. Вип. 23.12. С. 127.
2. Вергелес Ю.І., Галетич І.К., Данова К.В. та ін. Реакції клена гостролистого (*acer platanoides l.*) міських насаджень на вплив комплексу фізичних факторів антропогенного походження // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2016. Вип. 3-4 (26). С. 111-126

Таблиця 1. Характеристики точок експериментальних досліджень впливу шумового забруднення

Позначення експериментальних ділянок	Відстань до джерела шуму, м	Середнє значення рівнів шуму, дБА	Похибка репрезентативності
Т № 1	0	71,37	0,26
	10	67,68	0,19
	20	64,20	0,20
	50	61,29	0,24
	100	60,23	0,24
Т № 2	0	70,43	0,27
	10	65,60	0,27
	20	63,74	0,21
	50	62,45	0,20
	100	60,97	0,17
Т № 3	0	74,47	0,22
	10	64,17	0,15
	20	61,17	0,09
	50	55,91	0,07
	100	56,59	0,10
Т № 4	0	73,48	0,24
	10	67,86	0,19
	20	59,82	0,16
	50	57,60	0,12
	100	55,96	0,12
Т № 5	0	72,63	0,44
	10	65,43	0,28
	20	60,67	0,20
	50	58,85	0,24
	100	54,31	0,18

\*Т № 1, Т № 2 - ділянки із деревинним покриттям 0 – 10 %;  
Т № 3, Т № 4, Т № 5 - ділянки із деревинним покриттям 10 – 70 %.

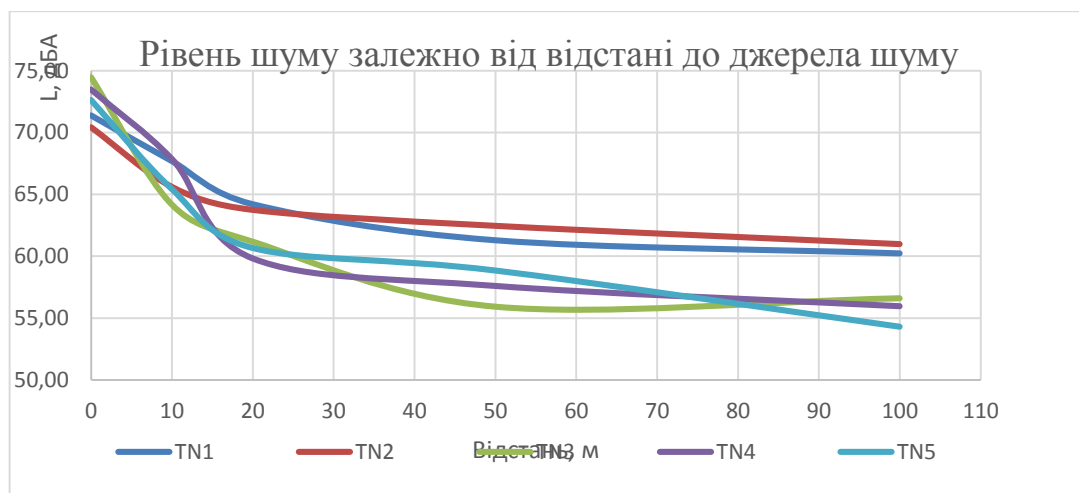


Рис. 1 - Рівень шуму залежно від відстані до джерела шуму на експериментальних ділянках у м. Харків вздовж вул. Клочківської.



3. Кучерявий В.П. Урбоекологія. Львів: Світ, 2002. 440 с.
4. Фролов А.К. Окружающая среда крупного города и жизнь растений в нем. Санкт-Петербург: Наука, 1998. 328 с.
5. Zhang J., Guo X. and Zhao C. Nonlinear prediction model of noise reduction by greenbelts // *Urban Forestry & Urban Greening*. 2015. 14. P. 282–285.
6. Foraster M., Deltell A., Basagaña X., Medina-Ramón et al. Local determinants of road traffic noise levels versus determinants of air pollution levels in a Mediterranean city // *Environmental Research*. 2011. 111: 177–183. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2010.10.013>.
7. Margaritis E., Kang J. Relationship between green space-related morphology and noise pollution // *Landscape and Urban Planning*. 2017. 157: 921–933. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.09.032>.
8. Ross Z., Kheirbek I., Clougherty J.E. et al. Noise, air pollutants and traffic: Continuous measurement and correlation at a high-traffic location in New York City // *Environmental Research*. 2011. 111: 1054–1063. doi: 10.1016/j.envres.2011.09.004.

### **НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ ЯКОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ КОНСОРЦІЙНИХ ЕКОТОНІВ ЗАХИСНОГО ТИПУ НА ШЛЯХАХ ЗАЛІЗНИЧНОГО ТРАНСПОРТУ**

***М.В. Руда<sup>1</sup>, ас., М.М. Паславський<sup>2</sup>, інж.***

*<sup>1</sup>Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів*

*<sup>2</sup>Національний лісотехнічний університет України, м. Львів*

*marichkarmv@gmail.com*

Закономірності росту, динаміки і продуктивності лісів відображаються за допомогою таблиць ходу росту (ТХР), що містять вікову динаміку основних таксаційних показників деревостанів за прийнятими класифікаційними одиницями, в якості яких служили класи бонітету або типи лісу та результати досліджень ростових процесів в лісах, що базуються на моделях, в яких реалізовані описи досліджуваних явищ на процесному рівні, тобто оцінювався вплив основних ресурсів зовнішнього середовища на базові процеси функціонування екосистем, такі як, наприклад, фотосинтез і дихання.

Нормування якості консорційних екоTONІВ захисного типу (КЕЗТ) на основі Стандартів *ISO 9001:2015* ґрунтується на дослідженнях підходів до вирішення проблеми росту продуктивності деревостанів. Пізнання закономірностей росту, динаміки і продуктивності лісів виробляється, як правило, за допомогою різних моделей. Модельна основа ТХР була і залишається досить слабкою, часто ТХР містили тільки ряди вирівняних і упорядкованих результатів спостережень. Очевидно, що чисельні моделі такого роду мало прийнятні для опису росту деревостанів, враховуючи постійну зміну параметрів навколишнього природного середовища, в т.ч. і кліматичні.

Інший напрямок дослідження ростових процесів в лісах базується на моделях, за допомогою яких намагаються описати досліджувані явища на процесному рівні, тобто оцінити вплив основних ресурсів зовнішнього

середовища на базові процеси функціонування екосистем, такі як, наприклад, фотосинтез і дихання [1]. Очевидна складність такого підходу, особливо в частині розробки моделей, які були б прийнятними для застосування в практиці лісового господарства. Моделі процесного типу знайшли своє застосування в екологічних дослідженнях, зокрема в розробці динамічних глобальних моделей рослинності. Такі моделі мають пізнавальне значення, але непридатні для застосування в практичному лісівництві.

Шлях зближення цих двох підходів видається доцільним за умов істотно мінливого світу [2]. Першим етапом на цьому шляху є подання існуючих нормативів росту в модельному вигляді, причому параметри моделей повинні мати змістовну трактовку.

Якість насадження оцінюється за двома показниками: життєздатність (табл. 1) та захисна ефективність (табл. 2).

Таблиця 1. Життєздатність КЕЗТ

Категорія життєздатності	Зовнішні ознаки верхнього яруси насаджень	Клас
Висока (ЖВ)	Складається переважно зі здорових гостроверхих дерев, всихаючі екземпляри одиничні. Санітарний стан добрий, ґрунти покриті опалим листям, трав'яний покрив або відсутній, або рідкий (ТО)	1
Понижена (ЖП)	Складається переважно зі здорових дерев, але переважають туповерхі екземпляри, кількість всихаючих дерев не перевищує 25 %. Санітарний стан добрий або задовільний, ґрунт пухкий або затверділий, трав'яний покрив не більший середньої густоти (ТС)	2
Низька (ЖН)	Складається із суховерхих і сухих дерев (до 75 %), супутні породи в більшості не всихають. Санітарний стан поганий, ґрунти затверділі або тверді, трав'яний покрив середній (ТС) або великої густоти (ТГ)	3
Дуже низька (ЖДН)	У складі насадження переважають сухостійні низькі екземпляри. Санітарний стан поганий або дуже поганий, ґрунти затверділі, трав'яний покрив густий з великою кількістю прикореневих рослин (ТОГ)	4

Таблиця 2. Класифікація КЕЗТ за ознакою «захисна ефективність

Класи захисної ефективності та життєздатності	Клас якості
Захисна ефективність – не нижче першого класу, а життєздатність у всіх частинах насадження – не нижче другого класу	1
Захисна ефективність і життєздатність – не нижчі другого класу	2
Захисна ефективність – не нижче другого класу, а життєздатність – не нижче третього класу	3
Захисна ефективність – нижча другого класу при будь-яких класах життєздатності	4

Ефективне вирощування стійких і довговічних захисних лісонасаджень залежить від суворого виконання і послідовного проведення на високому технічному рівні всіх заходів щодо їх створення і утримання. [3, стор. 11].

Захисна ефективність КЕЗТ оцінюється за наступними класами: 1) *добрий* – коли насадження не пошкоджені, або слабо пошкоджені антропогенними чинниками залізниці; 2) *задовільний* – коли несприятливі чинники частково призвели до істотного ослаблення; 3) *поганий* – коли будь-який з несприятливих чинників значно вплинули на насадження; 4) *дуже поганий* – коли насадження значно пошкоджені багатьма чинниками.

Лісосмугою називається територіально єдина ділянка лісонасадження, яка має прямокутну або близьку до неї форму. Конструкція лісосмуги – це будова її вертикального профілю, яка визначає ступінь і характер аеродинаміки лісосмуги, а також снігозатримувальні властивості. Для розв'язання задач управління необхідне чітке розуміння структури КЕЗТ, керуючими параметрами в яких, зокрема, є: вертикальна структура, яка задається ярусами; горизонтальна структура: кількість рядів, ширина рядів, розміщення дерев у рядах та кулісах, кількість куліс тощо. Захисна ефективність та життєздатність характеризуються поділом на категорії та класи. На захисну ефективність та життєздатність КЕЗТ лісозахисних лісних смуг також суттєво впливає густота насадження – розміщення деревних порід в ряду та ширина міжрядь. Використовуємо визначення термінів інвентаризації КЕЗТ так, як вони сформульовані в методичних вказівках [3, с.126 – 133] для окремих дерев та лісонасаджень в цілому. До цих термінів відносяться: 1) захисна ефективність (ЗЕ), поділяється на чотири категорії та чотири класи відповідно (ЗЕВ – висока, 1; ЗЕП – посередня, 2; ЗЕН – низька, 3; ЗЕДН – дуже низька, 4); 2) життєздатність окремих дерев (ЖВ – висока, 1; ЖП – понижена, 2; ЖН – низька, 3; ЖДН – дуже низька, 4); 3) життєздатність насаджень (ЖВ – висока, 1; ЖП – понижена, 2; ЖН – низька, 3; ЖДН – дуже низька, 4); 4) інтенсивність сніголаму (дуже слабка, 1; слабка, 2; сильна, 3; дуже сильна, 4).

На основі аналізу стандартів та дослідження основних показників якості функціонування КЕЗТ запропоновано «Схему узагальнених заходів організації щодо підвищення якості функціонування КЕЗТ», необхідних для виконання положень *ISO 14001*. Ця схема базується на моделі «планування – впровадження – контроль – удосконалення», яка спрямована на досягнення постійного поліпшення. Вона складається з обов'язкових елементів згідно вимог *ISO 14001*.

Реалізація процесів, охоплених системою управління якістю (СУЯ), ґрунтується на послідовному проходженні наступних етапів, які в економічних джерелах [4] відомі як цикл Е. Демінга (цикл PDCA «*Plan*

(плануй) – *Do* (виконуй) – *Check* (контролюй) – *Act* (коригуй)»). Основою ідеєю циклу PDCA є виконання послідовних ітерацій між діями з планування і контролю при реалізації певного процесу чи діяльності з метою її дискретного удосконалення за тими напрямками, які встановлює організація. Отже, повторювання циклу PDCA може наблизити до досягнення встановлених цілей (або ж до одержання інформації з обґрунтуванням необхідності виправленої зміни цих цілей). Причому це відбуватиметься без реалізації додаткових, спеціально розроблених процесів, а виключно завдяки вбудованому механізму самовдосконалення, закладеному у документованих процедурах, що регламентують процес [5].

СУЯ будь-якої організації, а тим більше, КЕЗТ, є складним механізмом, значною мірою регламентованим галузевою нормативною базою, описаною вище, поєднання таких двох підходів дозволило виділити принципи СУЯ КЕЗТ: 1) системний підхід, який виявляється в розгляді всіх елементів КЕЗТ, як взаємопов'язаних і взаємодіючих для досягнення єдиної мети управління (відмінною особливістю системного підходу є оптимізація функціонування не окремих елементів, а всієї системи в цілому); 2) принцип тотальних витрат, а саме облік усієї сукупності витрат управління потоками транспортних послуг та пов'язаними з ними інформаційними та фінансовими потоками по всьому логістичному ланцюгу; 3) принцип глобальної оптимізації (при оптимізації структури або управління в КЕЗТ необхідне узгодження локальних цілей функціонування елементів системи для досягнення глобального оптимуму); 4) принцип координації та інтеграції – досягнення узгодженої, інтегральної участі всіх ланок КЕЗТ в управлінні енергетичними потоками при реалізації цільової функції; 5) принцип загального управління якістю КЕЗТ – забезпечення надійності функціонування та високої якості роботи кожного елемента КЕЗТ для забезпечення загальної якості; 6) принцип стійкості та адаптивності.

КЕЗТ повинна стійко працювати при допустимих відхиленнях параметрів і факторів антропогенного навантаження з боку залізниці. При значних коливаннях стохастичних факторів зовнішнього середовища КЕЗТ повинна пристосовуватися до нових умов, змінюючи функціонування, параметри та критерії оптимізації.

Схему підвищення якості функціонування КЕЗТ подамо у вигляді чотирьох взаємопов'язаних підсистем: 1) підсистема залізничного господарства (ЗТ), де біологічні та технологічні фактори мають визначальний вплив на величину антропогенного навантаження на КЕЗТ; 2) підсистема шляхів залізничного транспорту (ШЗТ), яка функціонує, як постійне джерело антропогенного впливу на стан навколишнього природного середовища; 3) власне КЕЗТ, як екологічної підсистеми (Е), яка охоплює природні об'єкти і процеси природокористування;

4) підсистема управління (У) – алгоритми управління, математичне забезпечення, програми.

#### **Перелік посилань**

1. Голубець М.А. Екосистемологія. Львів: Поллі, 2000. 316 с.
2. Щепаченко Д.Г., Шведенко А.З., Шалаев В.С. Биологическая продуктивность и бюджет углерода листовенных лесов Северо-Востока России: монография. Москва: Московский гос. ун-т леса, 2008. 296 с.
3. Бедрицький А.С. та ін. Методичні вказівки щодо устрою, створення, відновлення та поточного утримання захисних насаджень на землях залізниць України. Київ: Вид-во «Транспорт України», 2003. 264 с.
4. Анучин Н.П. Лесная таксация. Москва: Лесн. пром-сть, 1977. 512 с.
5. Арнольд Ф.К. История лесоводства в России, Франции и Германии. Санкт-Петербург, 1895. 73 с.

### **РОЗРОБКА КРИТЕРІЇВ ДЛЯ ВИБОРУ НАЙЕФЕКТИВНІШОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ ПОВІТРЯ ВІД ВИКИДІВ ТЕЦ-5 У ДЕРГАЧІВСЬКОМУ РАЙОНІ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*Є.О. Сіденко, ст.*

*Національний університет цивільного захисту України, м. Харків  
11nikidin11@gmail.com*

Економічне зростання будь-якої країни неможливе без відповідного збільшення енергоспоживання і, отже, зростання вироблення електроенергії. Джерелами електроенергії можуть бути електростанції різних видів: теплові, атомні, вітрові, сонячні, гідроелектростанції та ін. Причому вибір виду електростанції залежить від її потужності, екологічності, безпеки, вартості будівництва та складності експлуатації. Всі перераховані види електростанцій мають свої переваги і недоліки.

Ступінь негативного впливу на навколишнє середовище в значній мірі залежить від типу джерела енергії й використовуваних видів палива. Попри досягнення в застосуванні альтернативних джерел енергії, залежність від традиційних залишається як і раніше вкрай високою: 40 % – ТЕЦ (газ); 28 % – ТЕЦ (вугілля); 21 % – ГЕС і ГАЕС; 11 % – АЕС. Спалювання вуглеводневого палива має найбільший негативний техногенний вплив на довкілля та здоров'я людини. Основні причини цього: недостатня екологічна безпека технологічних процесів і розвиненість природоохоронної інфраструктури (систем запобігання та зниження негативних впливів на природне середовище), високий моральний і фізичний знос основного обладнання. Аналіз показників впливу на довкілля в динаміці свідчить про слабе використання і впровадження господарюючими суб'єктами природоохоронного устаткування, технологій, які мінімізують негативний вплив на довкілля. Так, в цілому є вкрай низьким вловлювання рідких і газоподібних речовин (близько 25 %), що складають 85 % загального обсягу викидів. Тоді як

уловлювання твердих частинок коливається від 66 до 84 % (використання повітроочисних фільтрів) [1].

Підприємства, діяльність яких пов'язана із викидами забруднювальних речовин у повітря, повинні здійснювати постійний облік кількості та складу забруднювальних речовин, що викидаються. Організація такого обліку містить проведення інвентаризації викидів забруднювальних речовин та параметрів викиду їхніх джерел. Оскільки значний внесок на вироблення електроенергії в Україні мають ТЕЦ, тому і вплив на навколишнє середовище також є значним. Питання охорони атмосферного повітря наразі є однією з пріоритетних завдань держави. Отже ця робота спрямована на дослідження атмосферного повітря територій, де сконцентровані промислові об'єкти, таких як Харківська область [2].

Якщо розглядати аспект охорони атмосферного повітря саме у Харківській області, то промислові підприємства та підприємства теплоенергетики, зокрема, дають тут максимальний внесок щодо забруднення.

*Мета* цього дослідження полягає у пошуку шляхів забезпечення захисту повітря від викидів підприємств теплоенергетики на прикладі ТЕЦ-5, яка розташована у Дергачівському районі Харківської області, а також розробці та оцінюванні критеріїв для подальшого вибору найефективнішої технології захисту повітря. Для досягнення цієї мети були поставлені і вирішені наступні *завдання*: проаналізувати географічне розташування ТЕЦ-5 відносно житлового масиву; розробити та провести оцінювання критеріїв для подальшого вибору найефективнішої технології захисту повітря.

ТЕЦ-5 знаходиться в декількох кілометрах від населеного пункту. Висота висотної труби Харківської ТЕЦ-5 складає 330 м. Висотна труба є невід'ємним компонентом сучасної ТЕЦ, оскільки виконує виключно важливу функцію розсіювання шкідливих газоподібних викидів і пилу.

На підприємстві ТЕЦ-5 (м. Харків) планується модернізування та можлива заміна застарілого обладнання парових котлів підприємства для зменшення викидів забруднювальних речовин в атмосферу та зменшення впливу на атмосферне повітря. Розглядаються наступні варіанти заміни та модернізування оснащення.

*Варіант А.* Встановлення універсальних електрофільтрів та мокрих зололовлювачів для додаткового вловлювання димових газів з подальшим їх очищенням. Цей метод є ефективним, однак є коштовним.

*Варіант Б.* Встановлення батарейних циклонів (очищення газів досягається внаслідок дії на тверді частки сил інерції, що виникають при обертанні газового потоку в циклонних елементах). Але батарейні циклони мають великі габарити і буде складно спроектувати нову модель

технологічного процесу з використанням саме цих циклонів, хоча вони також мають дуже добрий ефект вловлювання та очищення димових газів.

*Варіант В.* Всі котли обладнати пальниками двоступеневого спалювання палива, сучасними газоаналізаторними системами та системами рециркуляції димових газів. Саме завдяки цьому модернізуванню обладнання є можливим зменшення викидів забруднювальних речовин, якщо вони будуть функціонувати у комплексі, доповнюючи одне одного. Цей спосіб є також ефективним, менш коштовним та не потребує значних змін у технологічному обладнанні.

На практиці під час проведення експертного оцінювання експертам дуже важко одночасно зіставити властивості всієї групи порівнюваних об'єктів (чинників), яких може бути досить багато, і призначити їм відповідні ваги. Куди легше порівнювати об'єкти попарно, характеризуючи за допомогою будь-якої шкали оцінок ступінь переваги одного об'єкта над іншим. Зважаючи експертну перевагу одного об'єкта над іншим, і не утримуючи в пам'яті всю безліч відносин між розглянутими об'єктами, ми маємо право розраховувати на те, що експертне оцінювання буде більш обґрунтованим і коректним. Схема попарного порівняння об'єктів широко використовується в різних методах експертного оцінювання [3].

Як критерії для вибору найефективнішої технології захисту повітря обрані наступні: № 1 – собівартість; № 2 – тепловий вплив; № 3 – надійність системи; № 4 – шумовий вплив; № 5 – поширення хімічних забруднювальних речовин у атмосфері; № 6 – токсичність речовин для здоров'я населення та тваринний і рослинний світ; № 7 – вартість обслуговування.

Таблиця 1. Матриця парних порівнянь за критеріями

Критерії	№ 1	№ 2	№ 3	№ 4	№ 5	№ 6	№ 7	w*	w* <sub>н</sub>
№1	1	8	6	9	1/7	5	5	2,85	0,257
№2	1/8	1	1/5	4	1/8	5	1/4	0,57	0,051
№3	1/6	5	1	1/4	1/3	1/7	1/6	0,40	0,036
№4	1/9	1/4	4	1	1/6	1/6	1/6	0,34	0,031
№5	7	8	3	6	1	8	6	4,67	0,421
№6	1/5	1/5	7	6	1/8	1	1/7	0,61	0,055
№7	1/5	4	6	6	1/6	7	1	1,65	0,148
Сума елементів по стовпчиках	8,80	26,45	27,2	32,25	2,06	26,31	12,73	11,09	

Далі була побудована матриця парних порівнянь для рівня критеріїв, сформованих вище, використовуючи 9-бальну шкалу оцінок.

Найбільш значним фактором, що впливає на екологічну обстановку, є поширення хімічних забруднювальних речовин у атмосфері (елемент

вектора дорівнює 0,421). Дійсно, забруднюючі речовини можуть поширюватися на значні відстані від місця викиду і можуть становити екологічну небезпеку. Друге місце по значущості займає собівартість (0,257), далі – вартість обслуговування (0,148).

Далі знаходимо максимальне власне значення досліджуваної матриці:

$$\lambda_{max}^* = 8,80 \cdot 0,257 + 26,45 \cdot 0,051 + 27,2 \cdot 0,036 + 32,25 \cdot 0,031 + 2,06 \cdot 0,421 + 26,31 \cdot 0,055 + 12,73 \cdot 0,148 = 8,11.$$

Перевіряємо умову  $\lambda_{max}^* \geq n$ . Умова виконується, оскільки  $8,11 > 7$ , де 7 – порядок матриці.

Обчислюємо індекс узгодженості:

$$I_c = \frac{\lambda_{max}^* - n}{n - 1} = \frac{8,11 - 7}{6} = 0,19 < 0,2.$$

Отже, умова узгодженості виконується.

Оскільки умова узгодженості виконується, то вважаємо, що оцінки експертами були виставлені логічно і правильно. Метод є універсальним та може застосовуватися для вирішення різних питань різних напрямків. Зважаючи на експертну перевагу одного об'єкта над іншим, слід сказати, що експертне оцінювання є обґрунтованим і коректним. Виходячи з цього подальшим кроком має стати порівняння попарно шляхів забезпечення захисту повітря від викидів підприємств теплоенергетики на прикладі ТЕЦ-5, яка розташована у Дергачівському районі Харківської області.

#### Перелік посилань

1. Ковалів Л.М. Екологічні проблеми теплових електростанцій // Науковий вісник НЛТУ України. 2013.
2. Мислюк Є.В., Мислюк О.О., Столяренко Г.С. Вплив технологічних факторів на екологічну безпеку теплоенергетичних установок // Вісник ЧДГУ. 2009.
3. Саати Т. Принятие решений. 1993. 278 с.

#### ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЕЛЕКТРОПРОВІДНОСТІ ТА КИСЛОТНОСТІ

*К.О. Сидоренко, Т.Є. Ясиновська, С.А. Букарєва, к.георг.н.*

*Херсонський гідрометеорологічний технікум*

*Одеського державного екологічного університету*

*svetlanabukareva85@gmail.com*

Ґрунт є середовищем і основною умовою розвитку рослин. На одних ґрунтах рослини відчують себе добре, рясно цвітуть і дають багаті врожаї. На інших ґрунтах врожайність набагато нижча. Щоб знайти причину, потрібно добре знати характеристику ґрунту і своєчасно та грамотно проводити заходи, спрямовані на окультурення ґрунту. Найціннішою властивістю ґрунту є родючість, тобто здатність ґрунту



забезпечувати рослини водою, поживними речовинами і повітрям, а також створювати для їх життєдіяльності сприятливі фізичні, фізико-хімічні, хімічні, біологічні та інші умови. Родючість – це основна специфічна властивість ґрунту, яка відрізняє його від гірської породи. Життя рослин тісно пов'язана з ґрунтом. Тільки впливаючи на ґрунт, на її властивості, що визначають родючість, людина може вплинути на ріст і розвиток рослин, тобто на величину і якість врожаю. Але, щоб змінити властивості ґрунтів в потрібному напрямку, необхідні знання процесів, обумовлених як природними факторами, так і сільськогосподарською діяльністю людини. Досвід землеробства підтверджує, що тільки знання закономірностей розвитку ґрунтів в природі дозволяє істотно змінити природний хід ґрунтоутворюючих процесів в напрямі, який забезпечує найбільш сприятливі умови росту і розвитку сільськогосподарських рослин і безперервного підвищення їх врожайності [1].

Найважливішими показниками, які використовують для визначення якості ґрунту, є його кислотність ( $pH$ ) та електропровідність (ЕС) [2].

Кислотність є однією із основних характеристик, яка визначає продуктивні можливості ґрунтів. Реакція ґрунтового розчину дуже сильно впливає на розвиток рослин і ґрунтових мікроорганізмів, швидкість та направленість хімічних і біохімічних процесів в ґрунтах. Сільськогосподарські культури для нормального розвитку потребують певних інтервалів  $pH$ . Засвоювання рослинами поживних речовин, діяльність ґрунтових мікроорганізмів, мінералізація органічних речовин, коагуляція і пептизація колоїдів та інші фізико-хімічні процеси дуже сильно залежать від реакції ґрунтового розчину. При зміні реакції ґрунту поживні речовини з доступних форм переходять в важкодоступні сполуки для рослин [3]. Проте кислотність, яка визначає дефіцит чи надлишок хімічних та мінералогічних речовин, здатна змінюватись під впливом вологості, температури тощо. Разом з тим більш загальною характеристикою, в т.ч., яка враховує кислотність, є електропровідність [4].

Величина питомої електропровідності (ЕС) є високоінформативним індикатором стану ґрунтів. Вона є інтегральним показником і тісно корелює із багатьма властивостями ґрунту, що істотно впливають на його родючість та екосистемні функції [4, 5, 6]. Питома електропровідність тісно пов'язана з вологістю, сумою обмінних основ, текстурою, кількістю та якістю органічної речовини ґрунту та багатьма іншими властивостями ґрунту. Електропровідність ґрунту широко використовується для дослідження ґрунтів агроекосистем. Поширеним явищем є створення карт ЕС, на основі яких розробляються норми поливу, внесення добрив і пестицидів, визначають місця відбору зразків для подальших досліджень. Електропровідність ґрунту – одна з простих у використанні і найдешевших

характеристик ґрунту, визначення якої за короткий проміжок часу відображає параметри ґрунту [3, 7].

Мета роботи - визначити якість ґрунтів за показниками електропровідності та кислотності.

Для дослідження продуктивності ґрунту за показниками електропровідності та кислотності ми взяли декілька зразків ґрунту. Зразки було обрано таким чином, щоб вони заздалегідь мали суттєві відмінності в якісному складі та родючості. Зразок № 1 відібраний на присадибній ділянці с. Михайлівка Херсонської області. На цій ділянці успішно вирощуються овочі у продовж декількох років, в якості добрива на ділянці використовується природне добриво – перегній. Зразок № 2 відібраний у м. Херсон, в районі ХБК, ділянка знаходиться біля житлового будинку – це газон, на якому вирощуються квіти. Удобрення ділянки не проводиться. Зразок № 3 – ґрунт для вирощування квітів, придбаний у квітковому магазині.

З обраних зразків ґрунту ми приготували водні витяжки. У ґрунтових витяжках за допомогою приладів ручного *pH*-метру та кондуктометру виміряли показники кислотності, електропровідності та мінералізації. Результати вимірювання представлені у табл. 1.

Таблиця 1. Результати вимірювання показників ґрунтових витяжок

№ зразка	Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	Електропровідність, мкС/см	<i>pH</i>
1	284	0,58	7,1
2	173	0,35	7,3
3	2923	5,88	7,5

За результатами *pH* ґрунтових витяжок можна зробити висновок, що всі три зразки мають оптимальне значення *pH*, а отже і високу біодоступність всіх мікро- та макроелементів для вирощування більшості культур рослин.

Значення електропровідності досліджуваних зразків мають суттєві відмінності. У зразку № 2 електропровідність низька і вказує на недостатню кількість мінеральних розчинних солей, що є непридатним для вирощування рослин. Зразок № 1 має також занижений вміст мінеральних солей, значення електропровідності досить низьке і вказує на необхідність додаткового внесення поживних речовин. Зразок № 3 має найвищий показник електропровідності та підвищений вміст мінеральних солей, це значення досить високе та свідчить про перенасичення мінеральними солями і не сприятливі умови вирощування рослин.

Отримані результати електропровідності та кислотності досліджуваних зразків ґрунтів відображають прогнозований стан ґрунтів і дають досить інформативну картину про їх основні якісні характеристики. Враховуючи високу інформативність даних показників, їх доречно

використовувати для проведення експресного аналізу стану ґрунтів агроєкосистем, а також під час планування меліоративних робіт, спрямованих на покращення якості ґрунтів та створення сприятливих умов для вирощування сільськогосподарських та інших культур. Тим більше при оцінці екологічної якості ґрунтів ці методи вже набули широке використання у світовій практиці.

#### **Перелік посилань**

1. Смаглий О.Ф., Кардашов А.Т., Литвак П.В. та ін. Агроєкологія: навч. посібник. Київ: Вища освіта, 2006. 671 с.
2. Шум І.В., Бедернічек Т.Ю. Екологічна якість ґрунту: критерії її оцінювання // Науковий вісник НЛТУ України. 2013. Вип. 23.18. С. 72-78.
3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2016 році. Херсон. 2017. С. 118-119.
4. Мадюдя А.І., Штундер О.М. Аналіз впливу електропровідності ґрунту на його хіміко-мінеральні властивості // Вимірювальна та обчислювальна техніка в технологічних процесах. 2014. № 4. С. 51-55.
5. Бедернічек Т.Ю., Копій С.Л., Партика Т.В., Гамкало З.Г. Електропровідність, як експрес-індикатор іонної активності едафотопу лісових екосистем // Біологічні системи. 2009. № 1.1. С. 85-89.
6. Бедернічек Т.Ю., Партика Т.В., Гамкало З.Г. Кількісні зміни органопротилежності та йонної активності едафотопу внаслідок усунення субедифікатора // Науковий вісник НЛТУ України. 2009. Вип. 19.9. С. 28-36.
7. Польовий А.М., Гуцал А.І., Дронова О.О. Ґрунтознавство: підручник. Одеса: Екологія, 2013. 668 с.

#### **АНАЛІЗ РЕАЛІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОГРАМНИХ ЗАХОДІВ У ПЕРІОД 2012-2016 РОКАХ У ПОЛТАВСЬКІЙ ОБЛАСТІ**

*О.В. Степова, к.т.н., доц., А.С. Хоменко, ст.*

*Полтавський національний технічний університет ім. Юрія Кондратюка  
alenastepovaja@gmail.com*

В Україні, як і за кордоном, існують різні думки щодо ролі держави у сфері охорони довкілля та природокористування. Більшість науковців дискутують про масштаби, характер та способи втручання держави в процеси екологічного регулювання. Переважною більшістю науковців доведено, що еколого-економічні збитки не усуваються за допомогою ринкової конкуренції. Тому зменшення негативного впливу на довкілля відводяться державі. Така функція реалізується шляхом розроблення та запровадження екологічних програм [1].

За роки незалежності в Україні прийнято декілька десятків екологічних програм у різних сферах діяльності. Проте ці програми не було реалізовано в запланованому масштабі. Аналіз екологічного стану країни свідчить про те, що ситуація не покращується, а навпаки стає навіть гіршою. Одним із основних способів вирішення природоохоронних проблем є комплексні екологічні програми.

Полтавською обласною радою і Державним управлінням охорони навколишнього природного середовища в Полтавській області ініційоване розроблення Регіональної програми охорони довкілля, раціонального використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки з урахуванням регіональних пріоритетів Полтавської області на 2012 – 2015 роки («Довкілля–2015»).

Природоохоронна програма спрямована на досягнення головної мети – поетапне поліпшення екологічного стану в області. Здійснення аналізу процесу виконання програмних положень та заходів дозволяє визначити стадію готовності кожного заходу, запланованого у попередній програмі; надати обґрунтування необхідності продовження або перенесення реалізації тих заходів, що не були виконані у попередній програмний період, але не втратили своєї актуальності; створювати плани природоохоронної діяльності на наступний період з урахуванням перегляду пріоритетності заходів на місцевому рівні та з точки зору принципів національної екологічної політики; виявити та усунути усі недоліки задля сприяння більш ефективному використанню коштів та виконанню природоохоронних заходів у наступній програмі.

Аналіз ефективності виконання заходів програми здійснювався на основі інформації, наданої місцевими органами влади та профільними установами, та був виконаний об'єктивно, з урахуванням усіх особливостей і змін в екологічній ситуації на території кожного конкретного району Полтавської області. Результати проведеного аналізу стали підставою для обґрунтованого формування переліку заходів природоохоронної діяльності програми «Довкілля–2021».

Оцінка виконання природоохоронних заходів, запланованих на 2012 – 2015 рр., за кількісними показниками наведена на рис. 1, де представлені дані щодо розподілу заходів за напрямками природоохоронної діяльності. В обсязі усіх планованих до виконання заходів домінують за кількістю роботи за напрямками природоохоронної діяльності, що стосуються охорони та раціонального використання водних ресурсів (96 заходів) та раціонального використання, зберігання відходів виробництва і побутових відходів, знешкодження ХЗЗР (66 заходів). Це пояснюється прямим впливом цього сектора на більшість компонентів навколишнього середовища і здоров'я населення.

Аналіз стану реалізації регіональної екологічної програми, а також стан її фінансового забезпечення свідчить про те, що до основних недоліків, які перешкоджають ефективному виконанню програми, відносяться: відсутність єдиної методології формування програм, у т.ч. порушення взаємозв'язку між метою, заходами, виконавцями і ресурсами програм; недосконалість організаційно-економічного механізму виконання

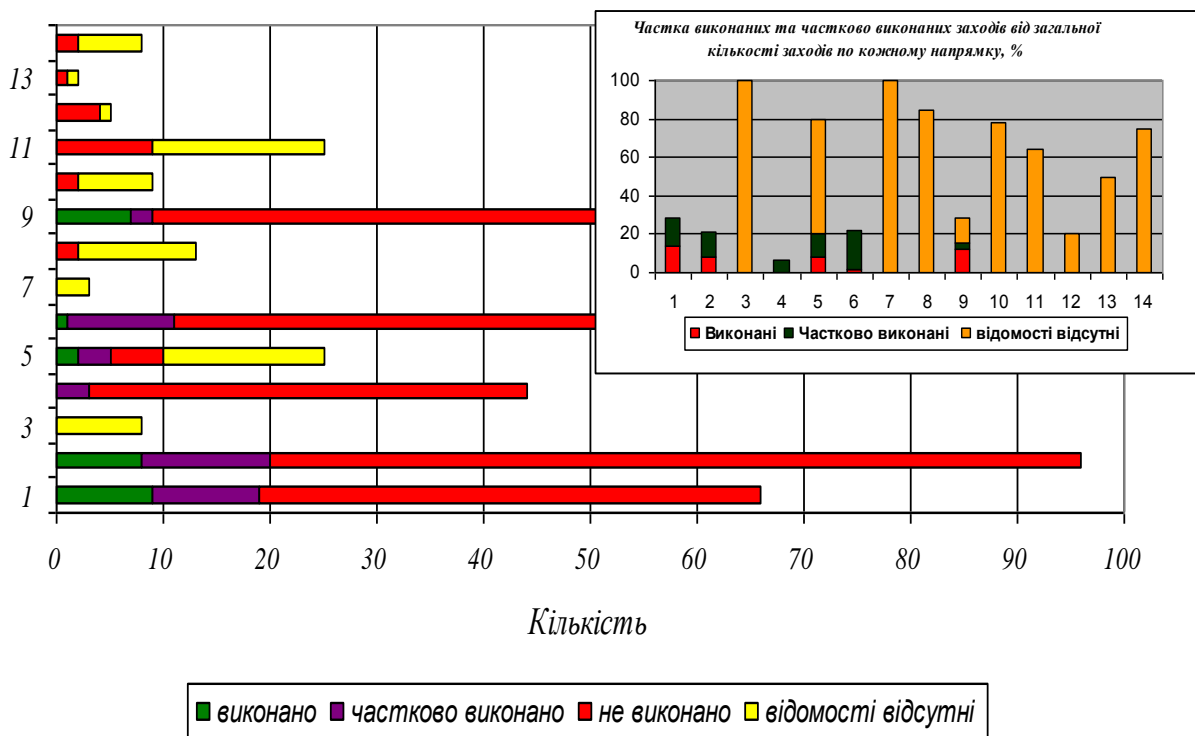


Рис. 1 - Розподіл запланованих заходів у 2012-2015 рр. за напрямками природоохоронної діяльності та стадіями виконання.

програмних заходів; відсутність дієвої методології оцінки ефективності окремих завдань та виконання Програм в цілому; неналежний рівень контролю, зокрема, на завершальних етапах реалізації програм.

Для здійснення більш повного аналізу виконання програмних заходів важливим є також порівняння обсягів планованого фінансування заходів з фактично освоєними та задіяними (рис. 2).

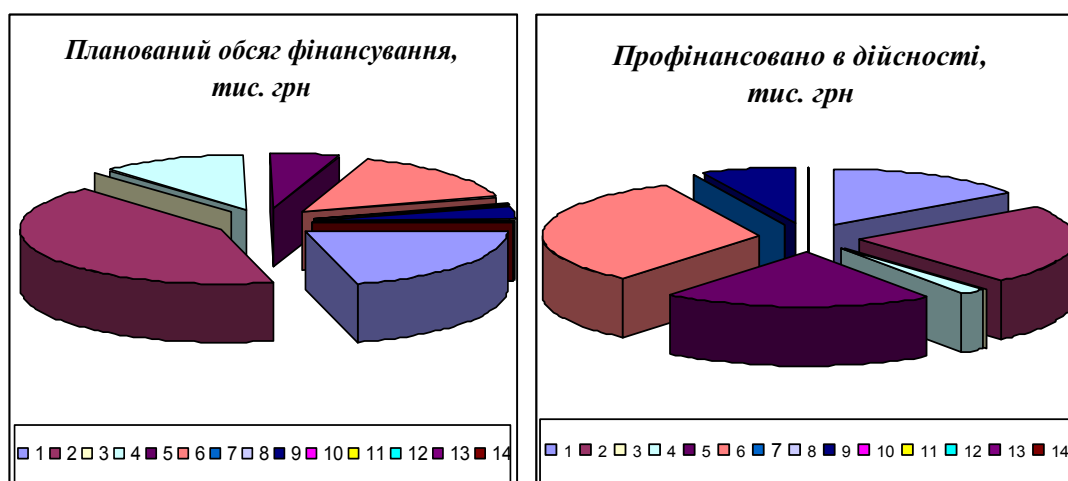


Рис. 2 - Характеристика планованих та фактичних обсягів фінансування заходів за напрямками природоохоронної діяльності протягом 2012-2015 рр.

### Перелік посилань

1. Лесь А. Реалізація екологічних програм в Україні // Вісник соціально-економічних досліджень. 2014. Вип. 1 (52). С. 99-103.
2. Про схвалення Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року: розпорядження Кабінету Міністрів України № 880 від 17 жовтня 2017 р. URL: <http://ecotable.org.ua/index.php?id=433> (дата звернення: 15.03.2018 р.).

### ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ЗАЛІЗА ПРИ ВИКОРИСТАННІ СОРБЕНТУ МОДИФІКОВАНОГО МАГНЕТИТОМ

*М.М. Твердохліб, асп., М.Д. Гомеля, д.т.н., проф.*

*Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут ім. Ігоря Сікорського»*

*madam.tverdohleb@yandex.ua*

На сьогоднішній день раціональне використання водних ресурсів, в умовах дефіциту води, погіршення її якості є складною науково-технічною проблемою. Все більш актуальним стає очищення природних вод за рахунок удосконалення технологій водопідготовки та розроблення нових ефективних ресурсозберігаючих методів. В природних водах міститься широкий спектр різних хімічних сполук, на ряду з якими знаходяться сполуки дво- або тривалентного заліза (бікарбонати, сульфати, хлориди). У більшості випадків вміст заліза коливається в діапазоні 1,5 – 5 мг/дм<sup>3</sup>. За нормами ДСанПіН 2.2.4-171-10 концентрація заліза для води питної якості не повинна перевищувати 0,3 мг/дм<sup>3</sup> [1].

Незважаючи на велику кількість робіт, присвячених видаленню заліза із води, одним з найбільш простих і дешевих способів знезалізнення є метод аерування з подальшим фільтрування води через певне завантаження. Питаннями знезалізнення та фільтрування води, а також регенерації засипки фільтрів, займаються вчені в усьому світі, досліджуючи насамперед різні види фільтрувальних завантажень для більшої повноти видалення іонів заліза із води. Дуже часто після фільтрування певних об'ємів води спостерігається проскок по іонам заліза. Саме тому створення нових функціональних матеріалів та реагентів з заданими параметрами та відповідними характеристиками для знезалізнення води являється перспективним та доцільним.

Активно досліджуються високодисперсні сорбенти та каталізатори, що містять в своїй будові частки з магнітними властивостями. Частинки магнітних матеріалів відкривають великі перспективи для створення систем, що проявляють підвищену активність в умовах каталітичних реакцій. Одним з оптимальних матеріалів являються наночастинки на основі феритів. Сорбенти на основі оксидних сполук заліза активно застосовуються в різних хімічних технологіях. Встановлено, що наночастинки магнетиту ( $Fe_3O_4$ ) проявляють сорбційну активність стосовно солей важких металів, нітратів та нафтопродуктів [2].

Не дивлячись на високу сорбційну здатність та ефективність вилучення іонів заліза, застосування частинок магнетиту у вигляді суспензії має свої недоліки. Так як він є дрібнодисперсним сорбентом, відбувається постійне винесення частинок магнетиту з розчину та надто повільне його осадження. Одним із рішень цієї проблеми може бути стабілізація часток магнетиту за рахунок введення їх в матрицю полімерного матеріалу. В зв'язку з цим було розроблено новий метод синтезу сорбенту по типу ядро – оболонка. В якості ядра використовували катіоніт КУ-2-8, що являє собою сополімер стирола та дивенілбензола. Для отримання магнетиту в порах та на поверхні ядра попередньо проводили сорбцію іонів двовалентного та тривалентного заліза у співвідношенні 1:2. Після чого обробляли іоніт розчином лугу в заданому діапазоні  $pH$  9 – 10. Отриманий таким способом сорбент мав задовільні магнітні та механічні властивості. Для визначення сорбційних властивостей синтезованого сорбенту були проведені дослідження вилучення іонів заліза із модельних розчинів, близьких до складу природної води.

Для визначення оптимального часу контакту розчину з сорбентом та об'єму сорбенту, необхідного для видалення сполук заліза, було розраховано ефективність та ємність сорбенту по іонам заліза.

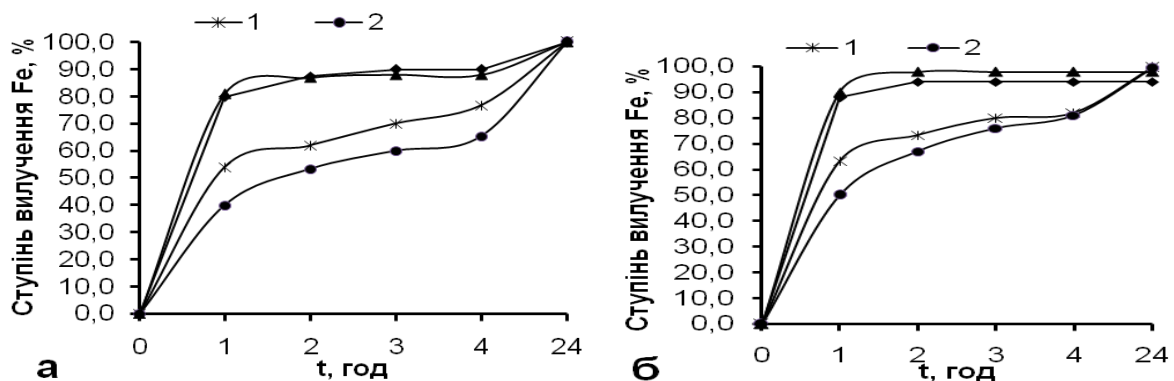


Рис. 1 - Залежність ступеню вилучення іонів заліза при початкових концентраціях, мг/дм<sup>3</sup>: 25(1); 15(2); 5(3); 2(4) від часу контакту та об'єму модифікованого магнетитом катіоніту: а) 5 см<sup>3</sup> та б) 10 см<sup>3</sup>.

Виходячи з отриманих даних, спостерігалось значне скорочення часу контакту з сорбентом та відповідне підвищення ступеню вилучення сполук заліза. Вже на протязі першої години відстоювання було зафіксовано зниження концентрацій іонів заліза в розчині. Залишковий вміст заліза становив на рівні 0,3 – 10 мг/дм<sup>3</sup> при відповідних початкових концентраціях 2 – 25 мг/дм<sup>3</sup>, незалежно від об'єму сорбенту. А через чотири години на рівні 0,15 – 5,5 мг/дм<sup>3</sup>. Загалом очевидно, що для вилучення сполук заліза з розчину при більших початкових концентраціях необхідно більший час контакту незалежно від об'єму модифікованого магнетитом катіоніту. Теж саме спостерігали при зростанні адсорбційної

ємності із підвищенням концентрації іонів заліза та часу контакту. Тобто, ступінь очищення зростає із збільшенням кількості заліза, що контактує з фіксованою кількістю сорбенту. При цьому залишкова концентрація заліза може залишатися досить низькою. За концентрації заліза на рівні 25 мг/дм<sup>3</sup> досягнуто сорбційної ємності сорбенту 1,25 мг/г за об'єму 5 см<sup>3</sup>, тоді як за концентрації заліза на рівні 2 мг/дм<sup>3</sup> сорбційна ємність була 0,1 мг/г за того ж об'єму. Залишкова концентрація заліза в розчині в обох випадках була на рівні 0,05 – 0 мг/дм<sup>3</sup>.

Слід відмітити, що в даному випадку очищення води можливе за рахунок паралельно протікаючих трьох процесів. Окиснення заліза до трьохвалентного з послідовним гідролізом і осадженням гідроксиду заліза, за рахунок сорбції іонів заліза на катіоніті в  $Na^+$  формі на ряду із сорбцією іонів кальцію та магнію, а також сорбції заліза на магнетиті в порах катіоніту. При цьому, магнетит відіграє одночасно роль сорбенту та каталізатору окиснення іонів заліза. Тому значення сорбційної ємності є умовними показниками, розрахованими по зниженню концентрації іонів заліза у розчині за умови, що залізо сорбується на модифікованому катіоніті.

Значний вклад процесу окиснення заліза на модифікованому катіоніті в результати знезалізнення води підтверджується даними по значному підвищенню  $pH$  середовища при контакті розчину з сорбентом. Підвищення  $pH$  в концентрованих розчинах з 7,7 до 8,5 – 9,5 та в розведених розчинах з 8,2 до 9,5 – 10,1 відбувається за рахунок сорбції іонів кальцію та магнію на катіоніті в  $Na^+$  формі та утворення гідрокарбонату натрію, який є лужним реагентом. Разом з цим відомо, що при  $pH$  вищих 7,5 процеси окиснення заліза прискорюються. Тому в даному випадку значна швидкість знезалізнення на початковому етапі можлива як за рахунок сорбції, так і за рахунок окиснення при підвищенні  $pH$  та вільному контакті з повітрям.

В цілому за отриманими результатами можемо зробити висновок, що при застосуванні модифікованого катіоніту КУ-2-8 сполуками заліза з отриманням сорбенту на основі магнетиту в процесах знезалізнення природних вод відбувається значне прискорення видалення сполук заліза. Обумовлено це сорбційною та каталітичною властивістю сорбенту, який забезпечує вилучення заліза на 50 – 90 % за 1 годину.

#### Перелік посилань

1. Кулаков В.В., Сошников Е.В., Чайковский Г.П. Обезжелезивание и деманганация подземных вод: учеб. Пособие. Хабаровск: ДВГУПС, 1998. 100 с.
2. Анисимова Н.Ю., Сенатов Ф.С., Миляева С.И., Киселевский М.В., Исследование сорбционных свойств ферритмагнитных наночасти // Фундаментальные исследования. 2011. № 11. С. 263-265.



**ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ШЛЯХОМ  
ВИКОРИСТАННЯ КАПСУЛЬОВАНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА  
ПРИКЛАДІ АГРОЕКОСИСТЕМИ СОЇ**

*І.С. Тимчук, к.с.-г.н., ас., М.С. Мальований, д.т.н., проф., А.С. Серета, асп.*

*Національний університет «Львівська політехніка»*

*i.s.tymchuk@gmail.com*

В нашій країні активно розвивається сектор аграрного виробництва, якому все більше приділяють увагу і керівництво держави, і іноземні інвестори. Але в основному вони зосереджені на отриманні «мегаприбутків», і для цього проводиться інтенсифікація виробництва. У зв'язку з цим все більше використовують засоби хімічного захисту та мінеральні добрива. Останні, у свою чергу, є основним засобом для збільшення врожайності на 40 – 50 % та поліпшення якості сільськогосподарської продукції [1]. Але використання мінеральних добрив може спричинити ряд екологічних проблем. Забруднення навколишнього середовища в процесі використання мінеральних добрив відбувається в основному через недосконалість властивостей та хімічного складу добрив, порушення технології виробництва, зберігання та застосування мінеральних добрив. Унаслідок вимивання мінеральних добрив зазнають забруднення ґрунтові води, і це призводить до евтрофікації водойм.

Проблема економного використання добрив завжди була актуальною. Втрати мінеральних добрив у процесі їх застосування – це колосальна кількість енергії, яка витрачається на їх виробництво, і недоотримана частина врожаю. Кожен відсоток зменшення втрат мінеральних добрив обертається мільйонами гривень економії, збереженням значної кількості трудових, сировинних та енергетичних ресурсів, а також зменшенням негативного впливу на навколишнє середовище [2].

Вчасно незасвоєні рослинами залишки добрив потрапляють у водойми, а азотні – ще й в атмосферу у вигляді оксидів нітрогену. Частка засвоєння елементів живлення рослинами становить близько 0,4 – 0,6, тобто майже половина не бере участі в малому біотичному циклі кругообігу, стає потенційним забруднювачем агроecosystem [3]. Отже, необґрунтоване застосування надмірної кількості мінеральних добрив призводить до значного негативного впливу на навколишнє природне середовище, сільськогосподарську продукцію, тваринний світ і, зрештою, на здоров'я людини.

Негативний вплив від використання мінеральних добрив можна суттєво зменшити використанням нових форм – добрив пролонгованої дії. Вони спроможні подовжити тривалість дії хімічних агентів упродовж вегетаційного періоду, зменшити обсяг і частоту внесення, а також запобігти міграції елементів живлення за межі малого біотичного циклу

удобрюваної агроєкосистеми і потраплянню в інші компоненти ландшафту. Такі форми добрив також запобігають змиву і вимиванню поживних речовин дощовими, талими та ґрунтовими водами.

Отже, випробування екологічної безпеки й агрономічної ефективності розроблених капсульованих мінеральних добрив за умов достатнього зволоження й інтенсивного землеробства в західній частині України, обґрунтування економічно доцільних та екологічно безпечних норм їх внесення під сільськогосподарські культури є актуальним завданням сьогодення. Це значно зменшить або упередить негативний вплив хімізації землеробства на ландшафтні агроєкосистеми і дасть змогу зекономити кошти на захист довкілля.

Капсулювання передбачає ізоляцію частинок капсульованої речовини від навколишнього середовища та одну від одної без регламентації структури, розмірів та форми складових елементів капсули – ядра та оболонки. Ізоляція частинок від навколишнього середовища та між собою створюється за допомогою дифузійної перешкоди, яка утруднює або повністю виключає взаємодію капсульованої речовини з навколишнім середовищем [4].

Основним завданням процесу капсулювання мінеральних добрив є створення добрив з регульованою швидкістю вивільнення елементів живлення, але паралельно капсулюванням можна покращити ряд основних фізичних характеристик мінерального добрива.

Нами запропоновано використовувати у складі капсулоутворюючої композиції вторинні матеріали, які дають змогу зменшити вартість, а також забезпечити відповідні фізико-механічні властивості добрива. Було вибрано три основні капсулюючі композиції і на їх основі створено три види добрив для випробування їхнього впливу на агроєкосистеми.

Розроблено 3 види покриття нітроамофоски для забезпечення пролонгованої дії (рис.1):

1. Капсульоване добриво № 1 – полістирол (80 %) + лігнін (20 %);
2. Капсульоване добриво № 2 – полістирол (60 %) + лігнін (20 %) + цеоліт (20 %);
3. Капсульоване добриво № 3 – лігнін (45 %) + цеоліт (55 %).

Випробування даних добрив проводились у два етапи: 1) лабораторний, визначався вплив добрив на: мікрофлору ґрунту,  $pH$ , вміст елементів живлення, кінетику росту і розвитку рослин та на якісні показники продукції рослинництва; 2) польовий, визначався вплив створених добрив на агроєкосистеми таких культур: картоплі, ячменю ярого, сої, кукурудзи, моркви та буряків столових.

Після проведення лабораторного етапу досліджень, який підтвердив позитивний вплив капсульованих добрив, ми перейшли до польових досліджень.

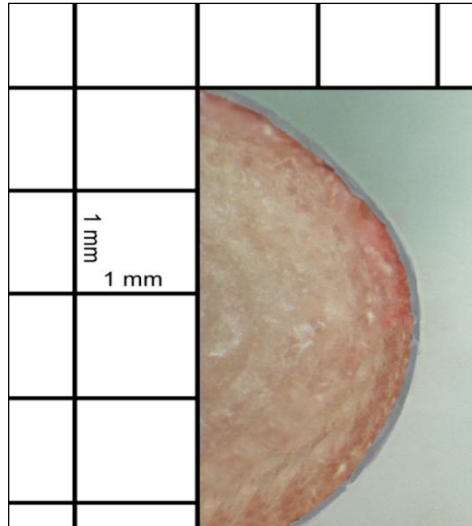


Рис. 1 – Мікрографія капсульованого добрива (20-кратне збільшення).

Представлені результати (рис. 2, 3) впливу капсульованих добрив на агроєкосистему сої свідчать, що використання капсульованих добрив дає змогу не тільки зменшити кількість втрачених добрив, але й підвищити урожайність та покращити якісні показники одержаного продукту.

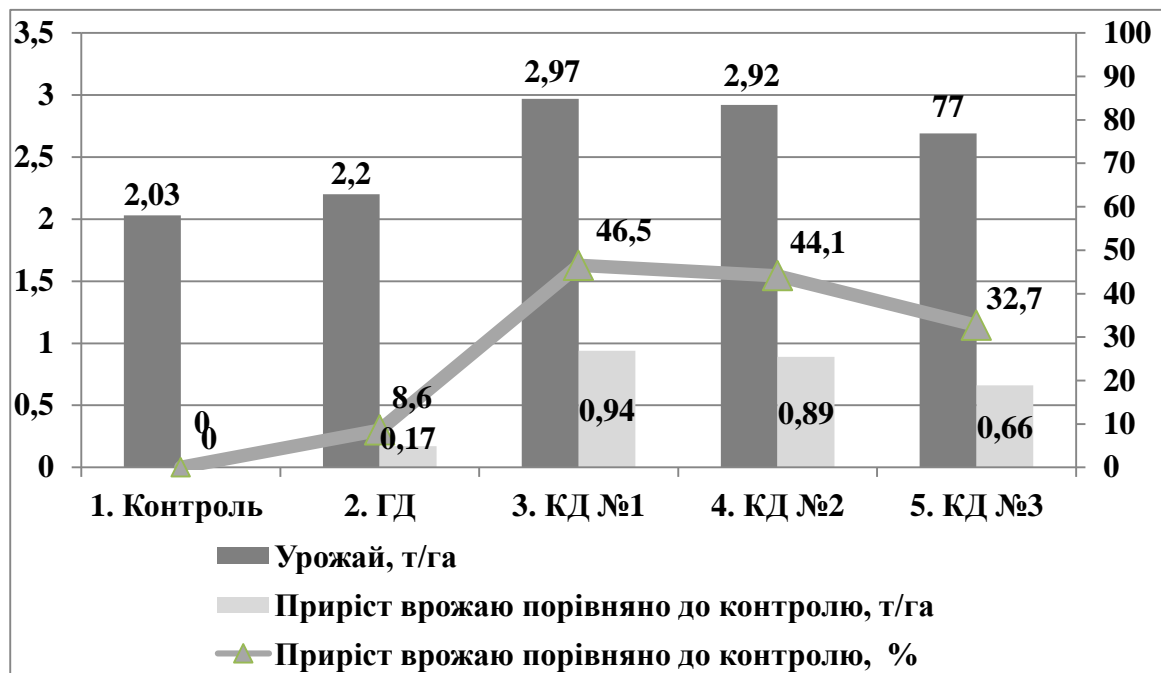


Рис. 2 - Вплив використання різних типів добрив на урожайність сої.

Соя – культура, специфічна тим, що вона здатна сама себе забезпечити азотом, але для цього необхідно, щоб добре розвивалися бульбочкові бактерії. Капсульовані добрива позитивно впливають на розвиток бульбочок з двох причин: по-перше – добрива забезпечили постійне та поступове вивільнення фосфору і калію для рослин, які є

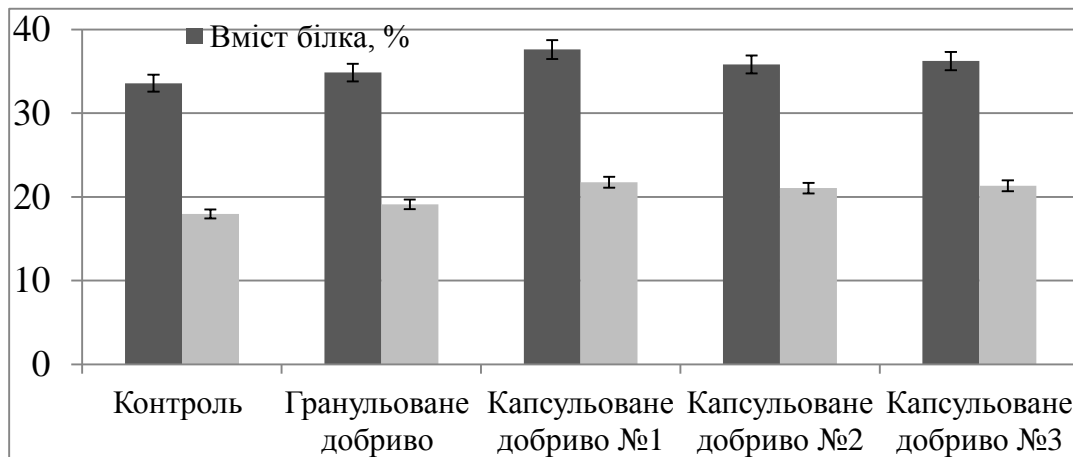


Рис. 3 – Вплив використання різних типів добрив на якісні показники сої.

однією з умов стабільного розвитку бульбочок; по-друге – на початку вегетації сої внесення високих доз азоту пригнічує розвиток бульбочок і просте гранульоване добриво може негативно впливати на розвиток бульбочкових бактерій. Однак невисока доза добрив тільки позитивно впливає на розвиток азотфіксаторів.

Застосування капсульованих добрив значно збільшило урожайність сої в порівнянні з використанням звичайних добрив від 24,1 % (КД № 3) до 37,9 % (КД № 1). Також позитивний вплив відмічено і на якісні показники сої (рис. 3).

Слід відмітити, що вплив капсульованих добрив на якісні показники сої був не таким масштабним, як на урожайність, але різниця між показниками вмісту білка і олії в варіантах з гранульованим добривом і КД № 1 становила 8 і 14 % відповідно.

Отже, наші дослідження показали, що для будь-якої досліджуваної агроєкосистеми можна підібрати відповідне капсульоване добриво, яке буде забезпечувати оптимальні умови для росту та розвитку конкретних сільськогосподарських культур, і тим самим ми зможемо підвищити рівень екологічної безпеки агроландшафтів, зменшивши кількість вимивання добрив, які призводять до забруднення ґрунтів та підземних водних горизонтів.

#### Перелік посилань

1. Господаренко Г.М. Основи інтегрованого застосування добрив. Київ: ЗАТ «Нічлава», 2002. 342 с.
2. Патица В.П., Макаренко Н.А., Моклячук Л.І. та ін. Агроєкологічна оцінка мінеральних добрив та пестицидів: монографія. Київ: Основа, 2005. 300 с.
3. Димань Т.М., Барановський М.М., Білявський Г.О. та ін. Екотрофологія. Київ: Лібра, 2006. 304 с.
4. Городній М.М. Науково-методичні рекомендації з оптимізації мінерального живлення сільськогосподарських культур та стратегії удобрення. Київ: Алефа, 2004. 140 с.

## АНАЛІЗ СВІТОВОЇ ПРАКТИКИ НОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ЗРОШУВАЛЬНОЇ ВОДИ

*Л.К. Хохлова, асп., Д.В. Лукашов, д.біол.н., проф.*

*Київський національний університет ім. Тараса Шевченка*

*kherson.lyudmila@ukr.net*

Невпинне зростання кількості населення, зменшення площі продуктивних земель та зміна клімату зумовили необхідність інтенсифікувати сільськогосподарське виробництво з метою отримання більшої кількості продукції з одиниці орної площі. Тому, у другій половині ХХ ст. разом із селекцією та хімізацією, іригація набула широкого розповсюдження у світі. В цей же період масові роботи із будівництва зрошувальних систем розпочалися і в Україні, адже значна частина її території відноситься до зони нестійкого і недостатнього зволоження. Нині на планеті зрошують понад 270 млн. га, що становить 18 % загальної площі ріллі, на яких виробляють 40 % обсягу сільськогосподарської продукції.

Враховуючи те, що зрошуване землеробство є вагомим водоспоживачем у сільському господарстві, першочергового значення для ефективного, екологічно безпечного використання зрошуваних земель, особливо в частині збереження і відтворення родючості зрошуваних ґрунтів, має якість поливної води у джерелах зрошення та її трансформація на шляху від початкової точки подачі до поля.

Аналізуючи і узагальнюючи вітчизняний і світовий досвід оцінювання якості води для зрошення, можна відзначити одну важливу особливість, а саме – поступовий перехід досліджень від простих моделей до більш складних (вода — ґрунт — рослина), де головними елементами оцінювання виступають агрономічні та екологічні критерії.

Контроль за забрудненням іригаційної води досяг першорядного значення не тільки в розвинених країнах, але і в ряді країн, що розвиваються. Запобігання забрудненню безпосередньо на джерелі та попереднє ліцензування скидів стічних вод стали ключовими елементами успішної політики із запобігання, контролю та зменшення вмісту шкідливих речовин з точкових джерел у водні екосистеми. Особлива увага приділяється небезпечним речовинам, які є токсичними навіть при низьких концентраціях, канцерогенним, мутагенним та тим, які здатні до біоаккумуляції. При нормуванні враховується і така особливість, що деякі забруднювачі води, які стають надзвичайно токсичними у високих концентраціях, природньо можуть бути в невеликих «слідових» кількостях. Мідь, цинк, марганець, бор та фосфор можуть бути токсичними або можуть негативно впливати на біоту, коли їх концентрація перевищує певні рівні, хоча їх присутність в малих кількостях має важливе значення для підтримки біологічних функцій водних екосистем [1, 3].

На сьогодні наголошується перехід до інтегрованих підходів. Впровадження цілісних концепцій по оцінці та управлінню якістю водою, включаючи екосистемний підхід, є невід'ємними інструментами профілактики, контролю та зменшення забруднення водних ресурсів. Ці підходи повинні застосовуватися в дії, орієнтованій на результат [2].

Критерії якості води базуються на змінних, які характеризують якість води та/або якість донних відкладів та біоти, встановлюють максимальний рівень концентрації речовини в конкретному середовищі (безпосередньо вода, осад чи біота), яка не буде шкідливою при використанні для зрошення та існування водних екосистем взагалі.

Розроблення критеріїв якості води для небезпечних речовин є тривалим і досить затратним процесом. Наприклад, у Канаді середня вартість розробки критерію для однієї речовини становить близько 50 тис. канадських доларів, у Німеччині – близько 20000 євро. Деякі сусідні між собою країни поділилися витратами та робочим навантаженням на розробку критеріїв якості води серед своїх регіональних та національних агентств [2].

У Нігерії Федеральним агентством з охорони навколишнього середовища (*Environment Protection Agency, Nigeria*) затверджено наказ про захист, відновлення та збереження екосистеми нігерійського середовища, який надав органу влади цього регіону повноваження встановлювати стандарти якості води для захисту громадського здоров'я та підвищення якості води навіть за відсутності національних всебічних наукових даних, взявши за основу розроблені стандарти інших країн (Танзанії), що розвиваються, а також отримавши інформацію від міжнародних організацій (ВООЗ). Ці комплекти даних були узагальнені та використані для створення тимчасових Національних рекомендацій та стандартів якості води для Нігерії. Вони також застосовуються до транскордонних водотоків Нігерії, річок Нігер, Бенуе і Крос, вода яких використовується і для зрошення.

Показники якості води також можуть суттєво відрізнятися від однієї країни до іншої через різну річну норму подачі зрошувальної води. Критерії якості іригаційної води, як правило, враховують такі характеристики, як толерантність культур до солоності, концентрація натрію та фітотоксичних мікроелементів. Вплив солоності на осмотичний тиск в ненасиченій ґрунтовій зоні є одним з найважливіших показників якості води, оскільки це впливає на доступність води для рослин.

В залежності від існуючих проблем із підвищеною солоністю води та засолення, на сьогодні у Канаді затверджено п'ять основних критеріїв якості зрошувальної води, де величезне значення приділяється не тільки загальному вмісту розчинених солей, а й відносній частці катіонів натрію ( $Na^+$ ) в порівнянні з іншими, оскільки їх надлишок створює умови, які запобігають достатньому поглинанню води, викликаючи фізіологічну

сухість рослин. Критерію концентрації елементів, які можуть бути токсичними, також приділяється увага, але з позиції їх поглинання та накопичення у рослинах. Вирощування екологічної чистої рослинної продукції та економія з використання води для поливу є пріоритетними напрямками при оцінці якості іригаційної води [4, 5].

Закон про водні ресурси 1991 р. дозволив уряду Великобританії встановити розгорнуту систему, класифікуючи якість контрольованих вод відповідно до зазначених вимог (загальних та специфічних). З метою збереження або покращення якості води для зрошення Уряд контролює її стан, повідомляючи Національний річковий орган (NRA), встановлюючи концентрації забруднювачів з посиланням на одну чи декілька класифікацій. Існує Схема класифікації якості води річкової екосистеми, яка складається з п'яти класів, що відображають концентрацію хімічних речовин, якісні вимоги до угруповань рослин і тварин, що зустрічаються в річках. Застосування екосистемного підходу в управлінні водними ресурсами призвело до збереження функціональної цілісності водних екосистем та дозволило підвищити врожайність культур за рахунок взаємодії хімічних, гідрологічних та біологічних чинників.

Існуючі підходи по встановленню стандартів якості іригаційної води в країнах ЄС досить різноманітні. Більша частина класифікаційних схем, які характеризують забруднення води, завжди включають три основних параметри – вміст розчиненого кисню, біохімічне споживання кисню, вміст амонійного азоту. В національній системі Бельгії кожна відібрана проба аналізується по 40 параметрах. Два найбільш важливих показника – кисневий баланс води (КБВ) та вміст важких металів. Відповідно якість води класифікують від дуже гарної (КБВ = 3 – 4) до досить поганої (КБВ = 14 – 15) [6].

Держави Центральної Азії – Казахстан, Киргизстан, Таджикистан та Узбекистан пов'язані між собою транскордонними річками, такими як Сирдарья, Амударья, Чу, Талас і Зеравшан, вода яких використовується для зрошення, керуються нормативними документами: ДЕСТ 17.1.3.07-82 «Охорона природи. Гідросфера. Правила контролю якості води водойм та водотоків» та ДЕСТ 17.1.2.03-90 «Охорона природи. Гідросфера. Критерії та показники якості води для зрошення», згідно з яких іригаційну воду поділено на п'ять класів якості та придатності до використання. На сьогодні, за підтримки Європейської економічної комісії ООН в цих країнах розробляються нові методичні рекомендації для контролю та поліпшення якості води в поверхневих джерелах. У 2016 р. в Республіці Киргизстан затверджено правила охорони поверхневих вод, згідно з якими встановлено норми якості зрошувальної води за двома групами показників, які характеризують вміст речовин і хімічних елементів, необхідних для нормального розвитку сільськогосподарських культур та функціонування

меліоративної системи, та які негативно впливають на ґрунт та рослини [7].

За сучасного підходу до оцінювання якості зрошувальної води в Україні застосовують більш складну систему зв'язків, що враховує як солестійкість рослин, склад води та ґрунтів, так і екологічні, агрономічні, санітарні й гідротехнічні показники.

Існує Державний стандарт ДСТУ 2730: 2015 «Якість доквілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії». Під час оцінювання якості зрошувальної води виділяють три класи її придатності: *I клас* – придатна; *II клас* – обмежено придатна; *III клас* – непридатна за такими показниками: сума токсичних солей в еквівалентах хлору ( $eCl$ ), ммоль/дм<sup>3</sup>; величина  $pH$ ; вміст лужності від нормальних карбонатів ( $CO_3^{2-}$ ) і токсичної лужності ( $HCO_3^- - Ca^{2+}$ ), ммоль/дм<sup>3</sup>; відношення суми лужних катіонів натрію і калію (ммоль/дм<sup>3</sup>) до суми всіх катіонів (ммоль/дм<sup>3</sup>), %; перевищення концентрації катіону магнію над концентрацією катіону кальцію, ммоль /дм<sup>3</sup>; вміст аніону хлору ( $Cl$ ), ммоль/дм<sup>3</sup>; термодинамічні потенціали; температуру води, °С.

Оцінювання якості поливних вод України показало, що більшість із них постійно або тимчасово виходить за межі I класу за небезпекою підлуження та осолонцювання ґрунтів.

Визначення якості води для поливу за екологічними критеріями здійснюють з метою запобігання можливому негативному впливу на доквілля та здоров'я населення, використовуючи нормативний документ – ВНД 33-5.5-02-97 «Якість води для зрошення. Екологічні критерії». При такій оцінці виділяють два класи води: *I клас* – придатна; *II клас* – обмежено придатна за такими показниками: вміст мікроелементів та важких металів (мг/дм<sup>3</sup>); гранично допустимі концентрації пестицидів,  $BCK_5$ , фенолів, ціанідів, нафти, нафтопродуктів та детергентів у зрошувальній воді; санітарно-бактеріологічні показники.

За цими критеріями більшість поливної води в Україні належить до першого класу.

На сьогодні у світі не існує єдиного комплексного підходу при нормуванні якості води для зрошення, гранично допустимі концентрації ( $ГДК$ ) речовин у поверхневих водах відрізняються між собою у різних країнах і залежать від багатьох чинників: типу водного об'єкта, виду сільськогосподарської культури, природних умов території вирощування, типу ґрунтів тощо (табл. 1).

#### Перелік посилань

1. Par Isabelle Couture. Analyse d'eau pour fin d'irrigation // Agri-vision 2003-2007. 2008. 8 p.
2. Ute S. Water Quality Requirements / S. Ute, Enderlein, E. Rainer, W. Peter Williams // Published on behalf of Food and Agriculture Organization of the United Nations by Butterworth, London. 1996. 30p.



Таблиця 1. Порівняння ГДК деяких забруднювальних речовин у поверхневих водах в різних країнах світу

Забруднювальні речовини (мг/дм <sup>3</sup> )	ЄС	Китай	Російська Федерація	USEPA	Канада	Україна
<i>pH</i>	6-8,5	6-9	6,5-8,5	6-8,5	6-8,5	6,5-8,5
Ртуть	0,001	0,001	0,0005	0,002	-	0,00053
Свинець	0,01	0,01	0,03	0,015	0,20	0,03
Мідь	2,0	1,0	1,0	1,0-1,3	0,2-1,0	1,03
Цинк	5,0	1,0	5,0	5,0	1,0-5,0	1,03
Фтор	1,0	1,5	0,5	1,0	1,0	1,2
Селен	0,01	0,02	0,01	0,05	0,02-0,5	0,013
Хром ( <i>Cr<sup>6+</sup></i> )	0,05	0,05	0,05	0,1	0,008	0,05
Кадмій	0,005	0,005	0,005	0,005	0,0051	0,0013
Фосфор заг.	0,1	0,2	0,2	0,05	-	0,05
БСК <sub>5</sub> (мгО <sub>2</sub> /дм <sup>3</sup> )	3	4	≤3	3	3	≤4
Миш'як	0,01	0,05	0,05	0,05	0,10	0,053

- Suggested Citation: 10 Salts and Trace Elements. National Research Council // Soil and Water Quality: An Agenda for Agriculture. 1993. 361 p.
- Morris M. Measuring and Conserving Irrigation Water / M. Morris, Vicki Lynne // A Publication of ATTRA. 2006. 12 p.
- Fipps G. Irrigation Water Quality Standards and Salinity Management // Texas A&M Agrilife Extension Service. 2003. Vol. 4. 18 p.
- Гагарина О.В. Оценка и нормирование качества природных вод: критерии, методы, существующие проблемы. Ижевск: Удмуртский университет, 2012. 198 с.
- Петраков І. Правові та інституціональні основи управління якістю вод в країнах Середньої Азії. Регіональна доповідь міжнародної конференції Екологічного центру Центральної Азії. Алмати, 2015. 50 с.

### НАКОПИЧЕННЯ ВІДХОДІВ ТА ПОВОДЖЕННЯ З НИМИ В УМОВАХ ПОБУТУ

*Г.С. Черемисін, С.А. Букарева, к.геогр.н.  
Херсонський гідрометеорологічний технікум  
Одеського державного екологічного університету  
svetlanabukareva85@gmail.com*

Перші зрушення стосовно регулювання проблеми з відходами в Україні відбулись зовсім нещодавно, із внесенням змін до Закону України «Про відходи», за яким з 1 січня 2018 р. Україна зобов'язалася сортувати все сміття за видами матеріалів, а також розділяти його на придатне для повторного використання, для захоронення та небезпечно. Проте умов для реалізації даного Закону немає – відсутні чіткі механізми сортування відходів, місця для сортування та пункти прийому, не кажучи уже про наявність сміттєпереробних заводів. Тому введення в дію нового Закону України «Про відходи», на жаль, не вирішує проблеми накопичення відходів. І поки населення України лише адаптується до процесу

сортування відходів, ми вирішили не чекати, а самостійно розібратися, що ж ховається у сміттевому мішку.

*Метою даної роботи є вивчення складу та кількості побутових відходів, які накопичуються у побутових умовах.*

*Виклад основного матеріалу.* В дослідженні приймала участь сім'я з 2 осіб, яка протягом 7 днів здійснювала сортування відходів у своїй оселі. Для проведення експерименту було взято 5 поліетиленових пакетів об'ємом 30 – 35 л. Домашні ТПВ збирали по роздільній схемі: пакет № 1 – макулатура; пакет № 2 – склотара і склобій; пакет № 3 – пластмаса всіх видів і сортів; пакет № 4 – металеві предмети; пакет № 5 – харчові відходи.

Пакети № 1 – 4 наповнювали 7 днів, після чого зважували кожен. Пакет № 5 важили щодня, визначаючи приріст ваги, по завершенню.

Результати нашого експерименту ми занесли в таблицю.

Таблиця 1. Кількість накопичення ТПВ за період експерименту

Тип відходів	Кількість членів сім'ї, N	Період накопичення, діб, t	Маса компонентів, кг	Маса за день, кг
Пакет № 1 (макулатура)	2	7	0,25	0,511
Пакет № 2 (скло)			–	
Пакет № 3 (пластик)			0,105	
Пакет № 4 (метали)			0,12	
Пакет № 5 (харчові)			3,1	
Всього			3,575	

З наведених даних видно, що основну масу ТПВ, які накопичились під час експерименту, складають харчові відходи – 86,7 %. На решту відходів припадає лише 14,3 %, з них – на папір – 6,99 %, пластик – 2,94 % та металеві відходи – 3,36 %. Стосовно кількості відходів, то з результатів експерименту видно, що загальна маса відходів за день складає – 0,511 кг, відповідно за тиждень – 3,575 кг, за місяць – 15,32 кг, за рік – 183,86 кг. Виходячи з цих даних, можна розрахувати кількість сміття на одну людину, враховуючи що сім'я, яка приймала участь в експерименті, складалась з 2 осіб: на день –  $0,511 / 2 = 0,255$  кг, на тиждень – 1,7875 кг, за місяць – 7,66 кг, за рік – 91,93 кг. Як ми бачимо, цифри вражаючі, і таку кількість сміття продукує сім'я з відносно невеликою кількістю накопичення відходів.

Якщо сортувати сміття і здавати на вторинну переробку папір, скло, пластик, то кількість сміття зменшиться майже на 10 % (за результатами експерименту). А якщо збирати харчові відходи і компостувати їх, то

кількість сміття зменшиться ще на 86,7 % . У сумі це складатиме 96,7 % . Але ж це сміття вивозиться в кращому випадку до сміттєзвалищ, в гіршому в найближчу лісосмугу або на узбіччя доріг. Тому необхідно вже в домашніх умовах сортувати сміття в різну тару і, по можливості, здавати вторинну сировину у пункти прийому.

*Висновки.* З наведеної вище інформації можна прийти висновку, що проблема з накопиченням відходів утворилася не лише через недосконалу систему поводження з відходами в Україні, а й через низьку культуру та екологічну безвідповідальність населення. Більшість з нас не хочуть витратити зовсім незначну частину свого часу та відсортувати сміття. Адже, якщо сміття піддавати сортуванню і папір, скло, пластик та інші відходи здавати на вторинну переробку, то кількість сміття зменшиться. А якщо збирати харчові відходи і компостувати їх, надалі використовувати як добриво, то кількість сміття в кожному населеному пункті, та в Україні в цілому, можна знизити майже на всі 100 %. Таким чином, кожен з нас може зменшити кількість надходження сміття у навколишнє середовище, навіть не чекаючи на державне регулювання цієї проблеми.

## **ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПОВІТРЯНИЙ БАСЕЙН ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ**

*І.В. Шатохіна, маг., А.В. Чугай., к.геогр.н., доц.*

*Одеський державний екологічний університет*

*avchugai@ukr.net*

Однією з найактуальніших проблем Херсонської області є проблема забруднення повітря. За кількістю викидів область посідає 7 місце серед регіонів України. Її частка у сумарних викидах по країні склала 0,3 % [1].

За видами економічної діяльності найбільша кількість викидів характерна для підприємств по виробництву та постачанню електроенергії, переробної промисловості і транспортної галузі.

До переліку основних забруднювачів атмосферного повітря області в різні роки віднесено різні підприємства: 1) у 2012 р. – ПАТ «Таврійська будівельна компанія», ПрАТ «Херсонський НПЗ», ВАТ «Херсонська ТЕЦ»; 2) у 2013 – 2014 рр. – ТОВ «Херсонський машинобудівний завод», дочірнє підприємство «Херсонський чавуноливарний завод», ПАТ «Херсонська ТЕЦ»; 3) у 2015 р. – Херсонське ЛВУМГ Філії «Управління магістральних газопроводів «Харківтрансгаз», державне підприємство «Херсонський морський торговельний порт», фермерське господарство «Інтегровані агросистеми», ТОВ «АТ Каргілл», ПрАТ «Херсонський НПЗ», ВАТ «Херсонська ТЕЦ»; 4) у 2016 р. – Херсонське ЛВУМГ Філії «Управління магістральних газопроводів «Харківтрансгаз», Каховська районна дільниця ПАТ «Херсонгаз», ТОВ «АТ Каргілл», ПАТ «Таврійська будівельна компанія».

Надходження забруднюючих речовин (ЗР) від пересувних джерел забруднення та виробничої техніки у всіх районах області переважає над викидами від стаціонарних джерел (рис. 1). Аналіз показав, що за період 2011 – 2015 рр. загальна кількість викидів в атмосферне повітря зменшилась майже в 1,5 рази за рахунок зменшення викидів від пересувних джерел. При цьому обсяги викидів від стаціонарних джерел збільшились в 1,5 рази.

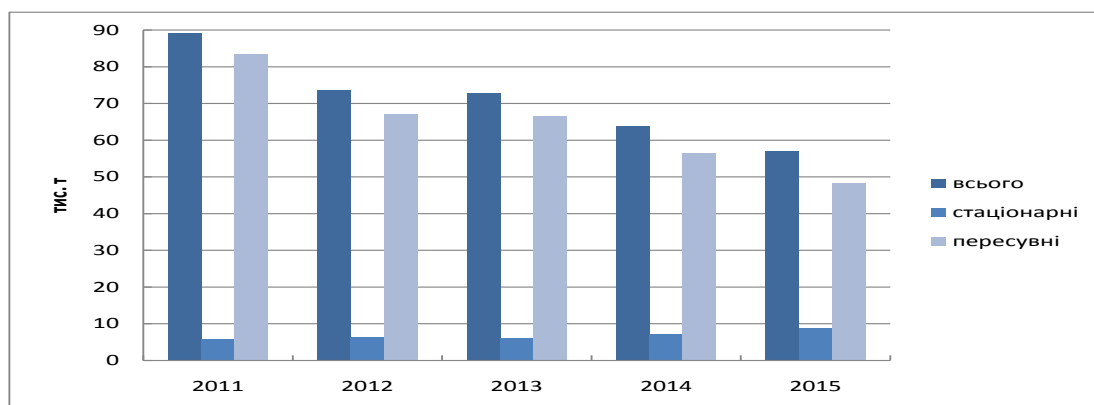


Рис. 1 – Динаміка викидів ЗР атмосферне повітря Херсонської області у 2011 – 2015 рр. [1 – 4].

Для оцінки та аналізу рівня техногенного навантаження на повітряний басейн Херсонської області було застосовано принцип розрахунку модуля техногенного навантаження. В нашому випадку розрахувався модуль навантаження (*MH*) на повітряний басейн.

В якості вихідних даних використані дані Регіональних доповідей за 2012 – 2016 рр.

На рис. 2 наведено динаміку викидів ЗР в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення по окремих містах Херсонської області у 2013 р. і значення *MH*. Як видно, максимальні обсяги викидів відзначаються у м. Херсон, мінімальні – у м. Каховка. Максимальне навантаження відзначається також у м. Херсон, мінімальне – у м. Нова Каховка за рахунок більшої площі міста. Також, у мм. Каховка і Нова Каховка значення *MH* менше більше, ніж в 2 рази.

На рис. 3 наведено динаміку викидів ЗР в атмосферне повітря від стаціонарних джерел забруднення по окремих районах Херсонської області у 2013 р. і значення *MH*.

Аналіз рис. 3 показує, що максимальні обсяги викидів відзначались у Білозерському, Голопристанському, Скадовському і Олешківському районах, мінімальні (менше 10 т/рік) – у Великоолександрівському, Великолепетиському, Висикопільському, Горностаївському, Іванівському, Каланчацькому, Каховському, Нижньосірогізькому і Новотроїцькому районах. Найбільше значення *MH* відзначено у Білозерському районі.

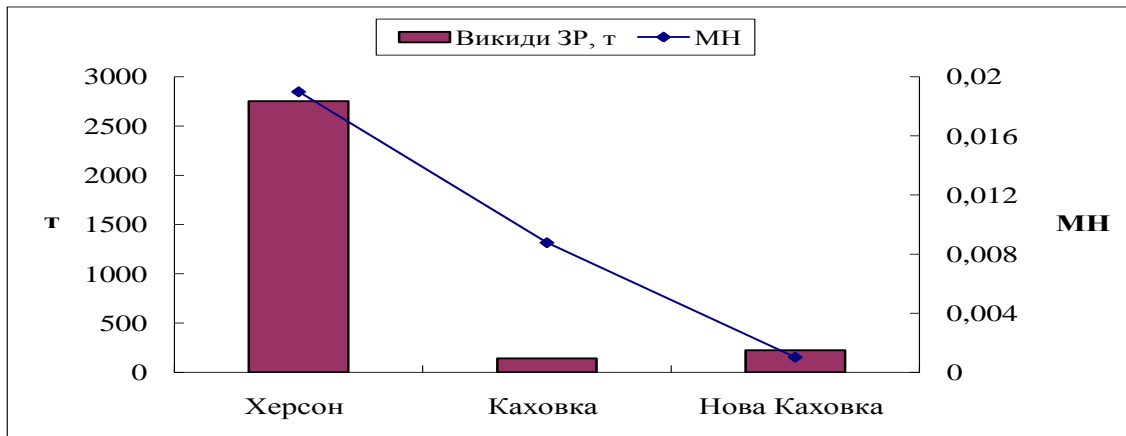


Рис. 2 – Обсяги викидів ЗР від стаціонарних джерел в атмосферне повітря по містах Херсонської області та значення *МН* у 2013 р.

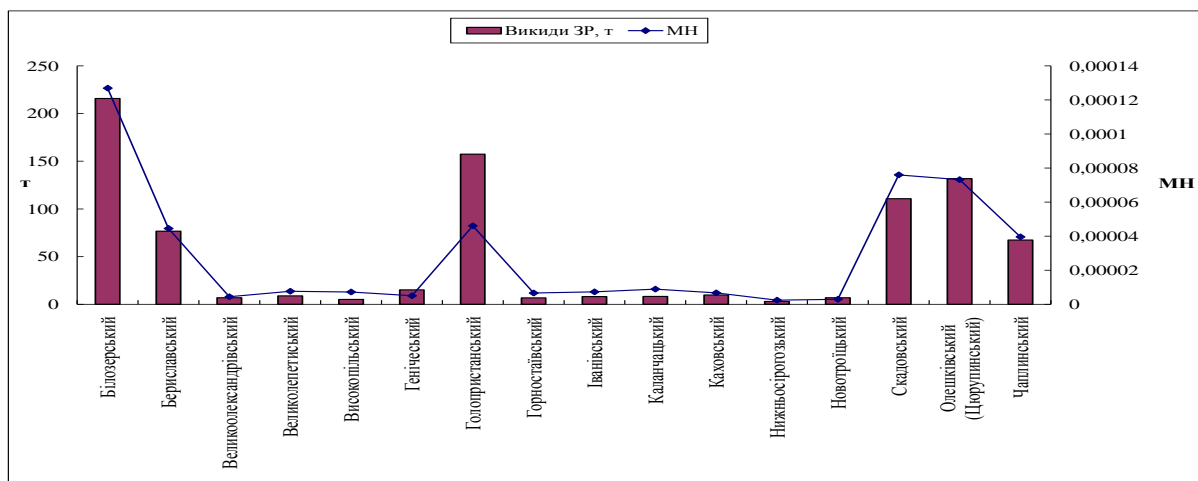


Рис. 3 – Обсяги викидів ЗР від стаціонарних джерел в атмосферне повітря по районах Херсонської області та значення *МН* у 2013 р.

В цілому обсяги викидів та значення *МН* відповідають одне одному за виключенням Голопристанського району.

На рис. 4 наведено діаграму значень *МН* на атмосферне повітря Херсонської області від стаціонарних джерел забруднення в цілому у 2012 – 2016 рр. Відзначено збільшення навантаження на повітряний басейн від стаціонарних джерел забруднення у 2012 – 2016 рр.

Розрахунок *МН* на атмосферне повітря Херсонської області викидами пересувних джерел забруднення, в т.ч. автомобільним транспортом, було виконано за даними Державної служби статистики України [5] (рис. 5). За період дослідження відзначається зменшення *МН* через зменшення кількості викидів ЗР від пересувних джерел, і в першу чергу, автотранспорту. При цьому внесок автотранспорту у загальний об'єм викидів від пересувних джерел складає 90 % і більше.

Максимальні обсяги викидів від пересувних джерел забруднення, в т.ч. від автомобільного транспорту, складають викиди оксиду вуглецю – 74 – 78 % від загального обсягу. Також значений внесок в загальний рівень

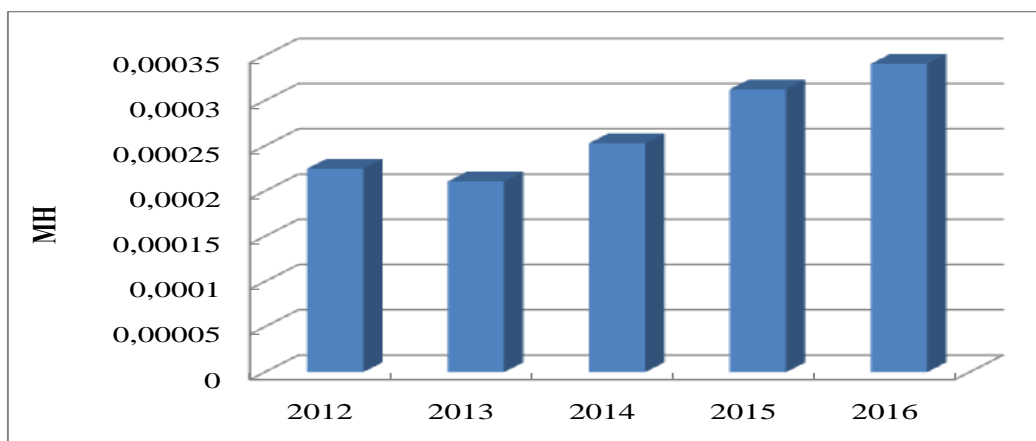


Рис. 4 – Динаміка зміни *МН* на атмосферне повітря від стаціонарних джерел у Херсонській області у 2012 – 2016 рр.

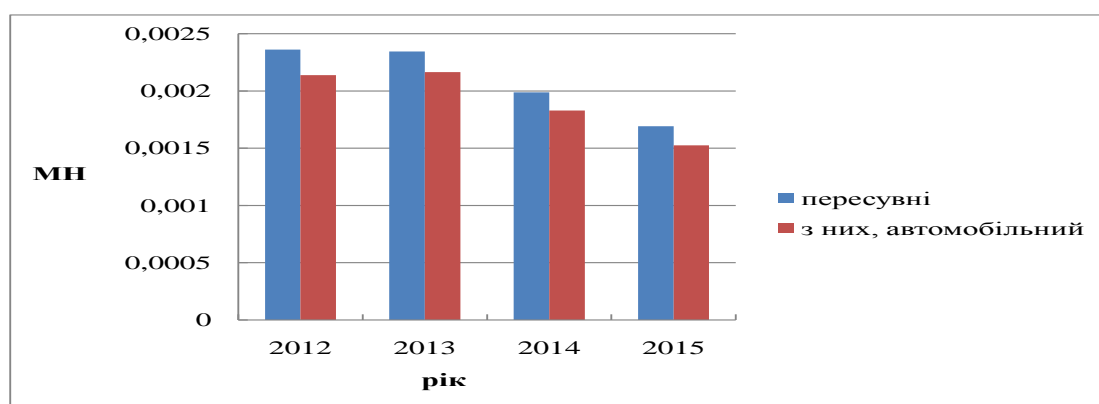


Рис. 5 – Значення *МН* на атмосферне повітря Херсонської області викидами пересувних джерел забруднення у 2012 – 2015 рр.

забруднення дають викиди діоксиду азоту та неметанових летких органічних сполук (9 – 12 %). Викиди інших речовин є незначними і не перевищують 2 % від загального обсягу викидів.

Викиди діоксиду сірки від автомобільного транспорту складають 60 – 70 % від загального обсягу викидів від пересувних джерел забруднення, діоксиду азоту – близько 70 – 75 %, оксиду азоту – 60 – 75 %, оксиду вуглецю – 93 – 95 % (максимальний внесок автотранспорту). Аналогічна ситуація відзначається і для викидів метану та неметанових летких органічних сполук. Викиди аміаку від автотранспорту складають майже 100 % від загального обсягу викидів від пересувних джерел, тобто є єдиним джерелом надходження аміаку від цієї категорії джерел. Об'єми викидів сажі і бенз(а)пірену від автомобільних джерел складають близько 70 % від викидів пересувних джерел. Було також виконано порівняння навантаження на повітряний басейн в цілому від викидів стаціонарних та пересувних джерел (рис. 6).

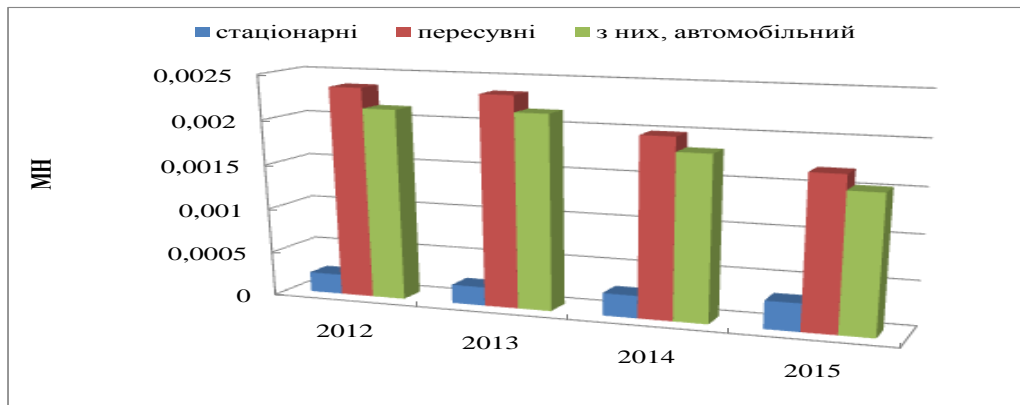


Рис. 6 – Значення  $MH$  на атмосферне повітря Херсонської області від стаціонарних та пересувних джерел у 2012 – 2015 рр.

Як видно, для Херсонської області значення  $MH$  від пересувних джерел на порядок перевищує цей же показник для стаціонарних джерел.

#### Перелік посилань

1. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2016 р. Херсон, 2017. 237 с.
2. Екологічний паспорт Херсонської області за 2015 р. Херсон, 2016. 166 с.
3. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2013 р. Херсон, 2014. 318 с.
4. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища у Херсонській області у 2014 р. Херсон, 2015. 291 с.
5. Електронний ресурс: URL: <http://www.ukrstat.gov.ua/> (дата звернення: 2.04.2017 р.).

### АНАЛІЗ ВПЛИВУ ВНЕСЕННЯ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ НА СТАН АГРОЦЕНОЗІВ ЧЕРКАСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*А.Я. Шевченко, маг., В.Г. Ільїна, к.геогр.н., доц.*

*Одеський державний екологічний університет*

Територія Черкаської області відноситься до основної з виробництва зернових, технічних культур та картоплі. Ґрунти території недостатньо забезпечені гумусом, тому для отримання високих та стійких врожаїв цих культур необхідно застосування сучасних методів агрохімічної обробки, яка передбачає внесення хімічних засобів захисту рослин, мінеральних та органічних добрив, а також інші агротехнічні заходи. Крім того, землі Черкаської області мають третину еродованих ґрунтів та площ, забруднених залишками пестицидів і радіонуклідів, що більш інтенсивно поглиблює процеси деградації земель.

За допомогою сучасних методів оцінки впливу рівня мінерального живлення рослин на якісні та кількісні показники стану агроценозів був виконаний аналіз впливу основних видів мінеральних добрив, які застосовуються під сільськогосподарські рослини, на стан агроценозів Черкаської області.

Приймається, що формування *фонду вільного азоту* на кожному часовому кроці йде за рахунок поглинання азоту з ґрунту, продуктів розпаду тканин і витрат на відновлення життєдіяльних структур тканин:

$$\frac{dN_{lab}}{dt} = N_{abs} + N_{hyd} - N_{sen}, \quad (1)$$

де  $N_{lab}$  – фонд вільного азоту;  $N_{abs}$  – кількість поглиненого з ґрунту азоту;  $N_{hydr}$  – кількість азоту, що утвориться при розпаді білка;  $N_{sen}$  – витрати на відновлення білка (А.М. Полевой, 1988).

Процес поглинання азоту рослиною з ґрунту йде активним шляхом і пасивним – виносом азоту з транспіраційною течією:

$$\frac{dN_{abs}}{dt} = \frac{N_{abs}^{max} \bar{N}_{s.r.} m_r^n}{K_{abs}^N + \bar{N}_{s.r.}} K_{abs}^N (T_s) + T \bar{N}_{s.w.}, \quad (2)$$

де  $N_{abs}^{max}$  – максимальна швидкість поглинання азоту коренем;  $\bar{N}_{s.r.}$ ,  $\bar{N}_{s.w.}$  – концентрація азоту відповідно на поверхні коріння і в ґрунтовому розчині;  $K_{abs}^N$  – константа Міхаеліса-Ментен;  $K_{abs}^N (T_s)$  – функція впливу температури ґрунту на швидкість поглинання азоту коренем.

Для аналізу сучасного стану внесення мінеральних та органічних добрив у ґрунтовий покрив Черкаської області були використані дані про кількісні та якісні характеристики внесення елементів мінерального живлення рослин за 2000 – 2010 рр. (рис.1 – 3).

Аналізуючи рис. 1, можна зробити висновок про те, що кількиснь внесених азотних добрив на 1 га ґрунту сільськогосподарського призначення за 2010 р. в порівнянні з 2000 р. зріс більше, ніж в 2 рази і складає 38,5 кг/га в порівнянні з 2000 р. 17,6 кг/га. Максимум спостерігається в 2008 р., що становить 53,6 кг/га. Тобто можна зробити висновок про те, що ґрунти сільськогосподарського призначення виснажуються та потребують все більшого та більшого внесення добрива (ДСТУ 4362:2004. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів. 2006). Після 2008 р. ми бачимо, що спостерігається тенденція зрешення внесення добрива. З 2008 до 2010 рр. внесення азотних добрив зменшелося майже на третину з 53,6 кг/га до 38,5 кг/га, що говорить про те, що ґрунти виснажуються менше та потребують менше підживлення азотним добривом.

Аналізуючи графік внесення фосфорних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області можна зробити висновок, що з 2000 р. по 2007 р. спостерігається тенденція до збільшення внесення фосфорних добрив у ґрунти і за 7 років зростає з 2 кг/га до 18,2 кг/га, тобто збільшилася у 9 разів. Після 2007 р. спостерігається певна тенденція до зниження внесення азотних добрив і вже в 2009 р. внесення





Рис. 1 - Внесення азотних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області (кг/га).



Рис. 2 - Внесення фосфорних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області (кг/га).



Рис. 3 - Внесення калійних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області (кг/га).

добрив дорівнює 9 кг/га, тобто зменшилося у 2 рази в порівнянні з 2007 р. Надалі ми бачимо невеликий ріст внесення добрив з 9 кг/га до 10,7 кг/га у 2010 р.

Аналізуючи графік внесення калійних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області бачимо, що в 2000 р. калійних добрив вносилося 1,4 кг/га, що вже в 2007 р. склало 19,2 кг/га, що за 7 років зросло в 13,5 разів. Надалі спостерігається спад внесення калійних добрив і вже в 2009 р. становить 9 кг/га. В подальшому зростає і у 2010 р. складає 10 кг/га. Якщо порівнювати 3 попередні графіки між собою, то можна побачити тенденцію до зростання внесення мінеральних добрив з 2000 р., після 2007 р. проглядається тенденція до зниження, яка спостерігається до 2009 р. Після 2009 р. знову спостерігається тенденція до зростання внесення мінеральних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області.

Аналіз динаміки внесення мінеральних добрив показав тенденцію до зростання внесення мінеральних добрив з 2000 р., після 2007 р. проглядається тенденція до зниження, яка спостерігається до 2009 р. Після 2009 р. знову спостерігається тенденція до зростання внесення мінеральних добрив в ґрунти сільськогосподарського призначення Черкаської області. У 1990 р. в 93 % земель сільськогосподарського призначення вносилися мінеральні добрива з нормою 150 кг/га, а вже в 2010 р. ця величина склала 60 кг/га, а площі сільськогосподарських угідь збільшились до 74 %.

**АСОЦІЙОВАНІСТЬ ВОДОРОСТІ *RHORMIDIUMRETZII* З ІНШИМИ  
ПРЕДСТАВНИКАМИ АЛЬГОУГРУПОВАНЬ МЕЛІОРОВАНИХ  
АГРОЦЕНОЗІВ ЗОНИ ТИПОВОГО ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ  
«АСКАНІЯ-НОВА»**

***В.В. Щербина, к.б.н., А.В. Щербина***

*Таврійський державний агротехнологічний університет*

*scherbina\_\_vv@ukr.net*

*Актуальність.* Ґрунтові водорості являють собою істотний і в той же час маловивчений компонент автотрофного блоку наземних екосистем [1]. Вони беруть участь в утворенні ґрунту [2, 3], сприяють накопиченню органічної речовини та азоту [4, 5], запобігають процесам ерозії [6]. Саме тому водорості потребують детальної вивченості як на рівні альгоугруповань, так і на рівні окремих видів.

*Матеріали та методи дослідження.* Для здійснення досліджень було закладено пробну площу (ПП) у зрошуваному агроценозі зони типового землекористування ДПДГ ІТСР «Асканія-Нова» (Херсонська обл.). Матеріалом для роботи стали 23 об'єднаних зразків ґрунту [7], що відбирались посезонно протягом 2010 – 2011 рр. Відбір зразків ґрунту для альгологічних досліджень проводився із дотриманням усіх вимог мікробіологічних досліджень [8] за методикою, запропонованою М.М. Голербахом та Е.А. Штиною [5, 9]. Керуючись рекомендаціями М.М. Голербаха, Е.А. Штини, Т.О. Алексахіної [5, 9, 10], у найбільш

насиченій водоростями частині ґрунтового профілю зразки відбирались пошарово, починаючи з поверхні ґрунту до глибини 15 см, при цьому потужність кожного становила 5 см. Для дослідження водоростей більш глибоких горизонтів зразки ґрунту відбирались за допомогою ґрунтового обертового буру.

Визначення видового складу альгоугруповань проводили з використанням оптичного мікроскопа «XSP-128B» (об'єктиви 4<sup>x</sup>, 10<sup>x</sup>, 40<sup>x</sup>, 100<sup>x</sup>) із залученням типових культуральних методів [11]. Використання деяких методів базувалось на виготовленні поживного середовища Болда. Альгологічно чисті культури виділяли за допомогою стереоскопічного мікроскопа «МБС-1». Встановлення видової приналежності водоростей відділів Cyanophyta, Chlorophyta, Xanthophytata Eustigmatophyta реалізовувалось через вивчення живих культур. Подекуди використовувались цитохімічні реакції. Для визначення видів водоростей відділу Bacillariophyta готувались постійні препарати, що дозволяли більш точно встановити окремі особливості будови їх клітин. Отриманні данні аналізувались за допомогою програмного модуля GRAPHS [12] для визначення коефіцієнтів Браве-Пирсона.

*Результати та обговорення.* Всього на території зрощуваної ріллі, було виявлено 24 видів водоростей із 5 відділів: Cyanophyta – 7 (29,17 %), Eustigmatophyta – 2 (8,33 %), Xanthophyta – 3 (12,50 %), Bacillariophyta – 5 (20,83 %) та Chlorophyta – 7 (29,17 %).

Структура асоційованості *Phormidium retzii* із іншими видами альгоугруповань меліорованих ґрунтів передбачала визначення максимальної спорідненості виду із представниками *Microcoleus vaginatus* (Vaucher) Gomont 1890 (100 %), *Nostoc microscopicum* Carmichael sensu Elenkin 1949 (73 %), *Luticola mutica* Kutzing Mann in Round et al. 1990 (25 %) та *Pinnularia borealis* Ehrenberg 1843 (15 %). Вид *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow in Celeve et Grunow 1880 має нейтральну, за значеннями коефіцієнту Браве-Пирсона асоційованість. Інші види мають переважно негативні значення коефіцієнту при зіставленні фактів їх трапляння у пробах із наявністю виду *Phormidium retzii* у відібраних зразках.

*Висновки.* Вид *Phormidium retzii* за показниками коефіцієнтів асоційованості характеризується пріоритетно негативними формами спорідненості, виключенням є *Navicula Microcoleus vaginatus*, *Nostoc microscopicum*, *Luticola mutica*, *Pinnularia borealis* та *Hantzschia amphioxys*. Всі значення коефіцієнтів асоційованості змінюються у дуже широких діапазонах від -13 до +100 %.

#### Перелік посилань

1. Шмелев Н.А. Альгоценозы основных типов леса среднего пояса горно-лесной зоны Южно-Уральского заповедника: автореф.дис.... канд. биол. наук.Уфа, 2002.17 с.

2. Большев Н.Н. Водоросли и их роль в образовании почв. Москва: Изд-во моск. унив-та, 1968. 83с
3. Большев Н.Н. Роль водорослей в образовании почв // Почвоведение. 1964. № 6.С. 79–85.
4. Штина Э.А., Голлербах М.М. Изучение водорослей как компонента биогеоценоза. Программа и методика биогеоценологических исследований. Москва: Наука, 1974. С. 110-121.
5. Голлербах М.М., Штина Э.А. Почвенные водоросли. Ленинград: Наука, 1969. 228 с.
6. Дубовик И.Е. Особенности развития водорослей в эродированных почвах // Ботанический журнал. 1982. Т. 67, № 11. С. 1479–1485.
7. Якість ґрунту. Словник термінів. Частина 2. Пробовідбирання: ДСТУ ISO 11074-2:2004. Київ: Держспоживстандарт України, 2007. С. 8.
8. Штина Э.А. Методы изучения почвенных водорослей. Микроорганизмы как компонент биогеоценоза. Москва: Наука, 1984. С. 58–74.
9. Штина Э.А., Голлербах М.М. Изучение водорослей как компонента биогеоценоза. Программа и методика биогеоценологических исследований. Москва: Наука, 1974. С. 110-121.
10. Алексахина Т.И., Штина Э.А. Почвенные водоросли лесных биогеоценозов. Москва: Наука, 1984. 149 с.
11. Водорості ґрунтів України: історія та методи досліджень, система, конспект флори // Під. ред. С.Я. Кондратюка, Н.П. Масюк. Київ: Фітосоціоцентр, 2001. 300 с.
12. Новаковский А.Б. Обзор современных программных средств, используемых для анализа геоботанических данных // Растительность России. 2006. № 9.С. 86–95.

## **ВПЛИВ ПРОЯВІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ НА СТАН ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ТА ОСЛАБЛЕННЯ ЇХ НАСЛІДКІВ**

*В.М. Шмандій, д.т.н., проф., Т.Є. Ригас, к.т.н., Т.Р. Нечипоренко*  
*Кременчуцький національний університет ім.Михайла Остроградського*  
 ecsafety.sh@gmail.com

*Постановка проблеми.* Техногенний вплив на довкілля, недостатність екологічної експертизи розміщення господарських об'єктів, нестаток фахівців у галузі екологічної безпеки та інші чинники призвели до формування широкопрофільної екологічної небезпеки [1]. З позицій антропоцентричного підходу важливим завданням управління екологічною безпекою є забезпечення здоров'я населення на основі ослаблення впливу проявів екологічної небезпеки.

*Аналіз результатів попередніх досліджень та наукових публікацій.* Автори роботи [2] стверджують, що приблизно 50 % захворювань пов'язані з соціально-економічними умовами і способом життя, 18 – 25 % викликано біологічними і генетичними чинниками, 10 – 20 % визначається станом довкілля і природно-кліматичними умовами, 10 – 15 % відноситься до недоліків в організації охорони здоров'я. У зв'язку з цим актуальним є дослідження впливу конкретних проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення.

*Ціль роботи* - встановлення впливу проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення та розробка заходів з управління екологічною

безпекою для вирішення практичних завдань збереження і відновленні територіальних екосистем.

*Методологія проведення дослідження* базується на використанні системного аналізу закономірностей формування екологічної небезпеки, пошуку ефективних засобів і методів управління екологічною безпекою. Методологічно наше дослідження структурується на декілька блоків, логічно пов'язаних між собою у певній послідовності. Один із блоків має на своїй меті встановлення особливостей та механізмів формування екологічної небезпеки у конкретному регіоні. Спочатку проводиться вивчення станів екологічної безпеки адміністративних районів та міст певної області, визначаються найбільш напружений регіон, де має місце відносно високий ступінь екологічної небезпеки за різними її складовими. У подальшому цей регіон виступає об'єктом детального дослідження. Вивчається вплив природних чинників на зародження та просторове поширення небезпеки. Здійснюється просторове зонування регіону з виділенням зон формування техногенної небезпеки (технозон). Оскільки екологічна небезпека має ймовірнісний характер, достатньо важливим етапом досліджень є вивчення реальних її проявів у конкретному регіоні. Це визначає задачі наступного блоку, які структурно визначаються у наступній послідовності: чинники формування небезпеки – прояви небезпеки – просторова локалізація цих проявів. В останньому блоці на основі результатів аналізу проявів екологічної небезпеки визначаються заходи з мінімізації їх наслідків. З використанням методу структурно-логічного синтезу формується концепція оцінювання стану здоров'я населення в умовах проявів екологічної небезпеки, яка практично реалізується у техногенно навантаженому регіоні.

*Результати досліджень та їх обговорення.* Оцінено стан екологічної безпеки у Полтавській області на основі антропоцентричного підходу. Акцентувалася увага на оцінці антропогенного навантаження на атмосферне повітря, якості питної води, утворення відходів, рівня здоров'я населення в районах та містах області. На наступному етапі досліджень проведений моніторинг формування, розвитку і проявів екологічної небезпеки в Кременчуцькому промисловому регіоні (КПР), що характеризується специфічними особливостями регіоналізації, просторової і часової структуризації екологічної небезпеки [3]. Проведена просторова структуризація екологічної небезпеки: КПР є практично єдиною урбанізованою територією, в якій за територіальною ознакою виділено п'ять технозон, що відрізняються один від одного різноманітністю і кількістю видів і підвидів небезпеки.

Проаналізовані основні прояви екологічної небезпеки на території КПР [4]. Це, в першу чергу, відноситься до забруднення компонентів довкілля шкідливими речовинами, що містяться у відходах, проявам небезпеки в штучно створених об'єктах гідросфери під дією природно-

антропогенних чинників, локальним змінам стану приземного шару атмосферного повітря, ушкодженням конструкцій споруд і погіршенням стану здоров'я населення під впливом техногенних землетрусів (табл. 1).

Таблиця 1. Наслідки проявів екологічної небезпеки у КПП

<b>Чинники формування небезпеки</b>	<b>Просторова локалізація проявів</b>	<b>Наслідки проявів небезпеки</b>
Міграція шкідливих речовин підземними горизонтами з місць розміщення відходів та ставка-випарника НПЗ. Масовий розвиток ціанобактерій	Північна і південна околиці КПП, ставок-випарник НПЗ водосховища Дніпровського каскаду, ставок-випарник НПЗ	Погіршення показників якості вод: підземних; штучно створених об'єктів гідросфери
Техногенні землетруси	Житлові та виробничі споруди	Ушкодження споруджень різного призначення, погіршення стану здоров'я населення
Викиди шкідливих речовин	Селищні території	Зміна стану приземного шару атмосферного повітря
Шумове забруднення	Житлові райони, промзони.	Погіршення стану здоров'я населення

Встановлено, що розташоване в південній технозоні КПП звалище відходів експлуатується тривалий час (більше 40 років) з порушеннями вимог природоохоронного і санітарного законодавства (відсутня гідроізоляція, не забезпечено відведення інфільтрату). Грунтові води навколо звалища забруднені іонами важких металів, фенолами і їх похідними, нафтопродуктами. Вода в колодязях довколишніх сіл не відповідає стандартам і не придатна для вживання.

У водосховищах Дніпровського каскаду значно збільшилася чисельність синьо-зелених водоростей, про що свідчить інтенсивне «цвітіння» води в літній період, чому сприяють значна кількість біогенних елементів, що поступають із стічними водами, а також «збагачення» вод органічними речовинами. Негативні наслідки «цвітіння» для санітарно-епідеміологічного стану води полягає в ускладненні рекреаційного використання природних вод і служить причиною виникнення небезпечних в гігієнічному відношенні ситуацій для людей, масових літніх заморах риби.

Розглянуті шкідливі чинники фізичної дії: техногенні землетруси і шумове забруднення. Встановлені наслідки проявів техногенних землетрусів в КПП: утворення тріщин і осипання штукатурки в житлових і виробничих будівлях. В межах досліджуваного регіону виявлені джерела техногенних землетрусів, поблизу яких розташовані найбільш небезпечні об'єкти (будівлі житлового і громадського призначення, виробничі об'єкти

підприємств, що перетинають р. Дніпро, лінії електропередачі). Ушкодження їх створює загрозу життя і здоров'ю людей, здатне привести до забруднення довкілля.

Введена система показників, що враховують стан здоров'я населення під впливом чинників екологічної небезпеки. Запропоновано інтегральний показник здоров'я населення, який відображає ступінь «зношеності» функціональних систем організму, темпи «старіння» та біологічний вік. Експериментально встановлені значення показників, які характеризують різні аспекти стану серцево-судинної та дихальної систем організму.

Визначено заходи з мінімізації наслідків проявів екологічної небезпеки. Стосовно техногенних землетрусів запропоновано: проводити розробку гірських порід в кар'єрах в тих напрямках, де відсутні небезпечні об'єкти; використовувати метод короткоуповільнених вибухів; обмежувати швидкість руху і масу транспортних засобів; підвищити міру згасання сейсмохвиль за допомогою облаштування сейсмозахисних траншей; висаджувати дерева з розвинутою мочкуватою кореневою системою. Дослідженнями очищення жировмістних промивних вод сорбентом, отриманим з відходів агропромислового комплексу, виявлена сорбція жиру на рівні 91 %, ефективність очищення стічних вод від технологічної олії склала 99,95 %, максимальне витягання іонів заліза і цинку досягається при  $pH = 9$ .

*Висновки.* За результатами оцінки стану екологічної безпеки у Полтавській області на основі антропоцентричного підходу встановлено, що Кременчуцький промисловий регіон характеризуються мінімальним рівнем екологічної безпеки. Проаналізовані основні прояви екологічної небезпеки на території КІР: забруднення компонентів довкілля шкідливими речовинами, що містяться у відходах, проблеми в штучно створених об'єктах гідросфери під дією природно-антропогенних чинників, локальна зміна стану приземного шару атмосферного повітря, ушкодження конструкцій споруд і погіршення стану здоров'я населення під впливом техногенних землетрусів. Встановлена кореляція між поширеністю хвороб органів дихання і проявами екологічної небезпеки в північній і південній зонах КІР. Визначено заходи з мінімізації наслідків проявів екологічної небезпеки.

#### **Перелік питань**

1. Шмандий В.М. Управление экологической безопасностью на региональном уровне (теоретические и практические аспекты): автореф. дис... доктора техн. наук. Харьков, 2003. 356 с.
2. Ригас Т.Е. Интегральный показатель состояния здоровья населения в условиях проявления экологической опасности // Екологічна безпека. 2014. Вип. 2 (18). С. 87-92.
3. Харламова О.В. Антропоцентричний підхід в управлінні екологічною безпекою на регіональному рівні // Екологічна безпека та збалансоване природокористування. 2014. № 2 (10). С. 142-149.

4. Шмандий В.М., Харламова Е.В., Ригас Т.Е. Исследование проявлений экологической опасности на региональном уровне // Гигиена и санитария. 2015. № 7. С. 90-92.

## **ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРИЗНОМАНІТТЯ ЗАКАЗНИКА «ДІДОВЕ ОЗЕРО» В ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ**

*О.М. Шомко, ст.*

*Житомирський державний технологічний університет  
Olya.shomko@gmail.com*

«Дідове Озеро» – гідрологічний заказник загальнодержавного значення, який знаходиться на Україні. Був створений у 1980 р. та перебуває у віданні Словечанського лісгоспзагу. До території заказника «Дідове озеро» входить заболочене озеро та прилеглі ділянки боліт. Прибережно-водні рослини складаються з очерета, осоки омською, осоки здутою, глечиків, латаття сніжно-білого. На озері є сфагновий плав з малопоширеними видами рослин, такими як осока стрункокореневищна та росичка проміжна, яка занесена до Червоної книги України. У заказнику добре збереглися ділянки з журавлиною та чорницею. На заповідній території оселяються бобри, ондатри, видри, водоплавні птахи. В озері водяться приблизно 45 видів риб, рептилій та амфібій (Географічна енциклопедія України, 1989).

Гідрологічний заказник загальнодержавного значення «Дідове озеро» загальною площею 249 га з охоронною зоною площею 850 га знаходиться на північ від с. Кованка Овруцького району Житомирської області. Ландшафтом заказника «Дідове озеро» є лісові та відкриті болота. Це насадження природного походження та середньовікові лісові культури. Найбільшою цінністю гідрологічного заказника «Дідове озеро» є саме озеро. Озеро досягає глибини 2 м, вода іржаво-коричневого кольору, оскільки з торфу вимиваються органічні речовини. Дно озера мулисте та знаходиться на піщаній основі. У гідрологічному заказнику «Дідове озеро» досить багате різноманіття фітоценозу. На досить великій площі зростають рідкісні угруповання латаття сніжно-білого та глечиків жовтих, які занесені до «Зеленої книги України» (2009). У воді плавають торфові острівці діаметром від 0,5 м до 3 м, що зайняті своєрідною рослинністю.

Початком утворення болота є плав. Він утворюється «наповзанням» болота на водну поверхню. На сукупності коренів вищих рослин оселяються сфагні (болотний мох), які є місцем для оселення інших рослин, таких як: очерет, осока, журавлина болотна. Ці рослини ущільнюють плав, збільшуючи його. Це дає змогу оселитися на ньому видам чагарників та дерев. На плаву гідрологічного заказника «Дідове озеро» є такі види рослин, як кущики багна болотного, вересу, кущі верби попелястої та вушкатої, а також дерев вільхи клейкої, берези пухнастої, сосни звичайної.



Смугу переходу від відкритої поверхні водойми до плаву утворює угруповання плаваючого зануреного у воду комахоїдного виду – пухирника проміжного. Також зустрічаються бобівник трилистий, вербозілля звичайне, глечики жовті, осока багнова, гліцерія висока, латаття сніжно-біле, хвощ багновий, комиш лісовий та фіалка багнова. Найбільш цікавими є території, які утворилися з асоціації журавлини з бурими сфагнами, що можуть досягати 50 см у висоту. Верхівки журавлини зазвичай зайняті журавлиною дрібноплідною, занесеною до «Червоної книги України» (2009), та зозулиним льоном.

На півдні озера плав повністю переходить в асоціацію пригнічених березових та соснових сфагнових лісів, що є рідкісними видами на території України. Деревостан складається із сосни та берези повислої і берези пухнастої. Він є розрідженим, у віці від 80 до 100 років дерева досягають 4 – 5 м у висоту. Також в заказнику існують великі території за площею з відкритими та напіввідкритими болотами. Наприклад, осокове болото, що займає територію площею 40 га.

На території гідрологічного заказника «Дідове озеро» під охороною знаходяться види, що занесені до «Червоної книги України» (2009): осока тонкокореневищна, росичка середня, ситник бульбистий, пальчатокорінник Фукса, журавлина дрібноплідна, шейхцерія болотна, верба лапландська. Під охороною також ситник розчепірений, осока багнова, латаття сніжно-біле. Досить значну цінність має тваринний світ заказника. Поряд з озером є токовища глушців та тетеруків, на плаву гніздяться лебеді-шипуні. Також заказник є домівкою для чорного лелеки, гуски сірої, крякви звичайної та попелух. Озеро є місцем відпочинку та забезпечення продуктами харчування птахів під час сезонних міграцій. У водоймі водяться карась сріблястий та золотистий, щука, окунь, плітка, густера, йорж, лин, в'юн та інші види риб.

Заказник «Дідове озеро» відіграє водорегулюючу та водоохоронну роль у регіоні, є одним з цінних та захоплюючих заповідних територій у Житомирській області.

Збереження біорізноманіття на території заказника «Дідове озеро» забезпечується за рахунок комплексу активних заходів. До них відносяться безпосередні дії зі збереження та відновлення біорізноманіття та застосування різноманітних соціально-економічних механізмів впливу на різні групи населення та господарські структури.

Для вирішення питань збереження унікальних природних екосистем Житомирської області, необхідно, перш за все, забезпечувати: розвиток існуючих об'єктів природно-заповідного фонду та створення нових; створення екологічної мережі Житомирщини; збереження і відтворення біологічного та ландшафтного різноманіття; раціональне використання природних ресурсів; зростання природно-ресурсного потенціалу; забезпечення відновлення ключових елементів екосистем, які зазнали

руйнацій; передбачення переходів для міграції тварин під час будівництва та реконструкції транспортних магістралей; інвентаризація та моніторинг стану оселищ видів рослин і тварин регіону, що підлягають охороні, з використанням сучасних картографічних технологій, сумісних із європейськими стандартами; забезпечення подальшого комплексного розвитку екологічної мережі, збереження типового і унікального ландшафтного й біологічного різноманіття Житомирської області; зміцнення наукового, організаційного, правового, фінансового, матеріально-технічного забезпечення розвитку заповідної справи в регіоні, підвищенню ролі заповідної справи в екологічному та патріотичному вихованні громадян.

Отже, якщо аналізувати проблему збереження біорізноманіття важливо врахувати, що біоценоз на природоохоронній території складається з кількох окремих комплексних утворень, які знаходяться на різних рівнях (популяційно-видовий, екосистемний біосферний). Для кожного рівня існують свої індивідуально окремі проблеми. Для популяційно-видового важливим є збереження та відновлення чисельності та ареалів видів та їх популяцій, які є достатніми для сталого існування і розвитку; для екосистемного – збереження та відновлення рослинних і тваринних угруповань; для біосферного – збереження біогеоценозу та генофонду біорізноманіття на території заказника.

Однак збереження біорізноманіття – доволі затратний процес. Він вимагає не лише значного фінансування та людських ресурсів, а й технологічного забезпечення. Враховуючи недостатнє фінансування заповідних територій в Україні в цілому та недостатнє технічне забезпечення, саме це може призвести до значних проблем зі збереженням видового різноманіття на території заказника.

Крім того, важливим є контроль стану популяцій під час сезонних змін клімату. Активність одного конкретного виду може коливатися в різні пори року, а зниження його біологічної активності може призвести до домінування інших видів над даним. Тому сезонні зміни активності живих організмів повинні враховуватися при збереженні біорізноманіття в цілому.

## **СТРУКТУРА ТЕХНОЛОГІЧНОГО ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ В МЕЖАХ ТЕРИТОРІЙ ТУРИСТИЧНИХ ДЕСТИНАЦІЙ**

*Ю.І. Юрас, ас., Я.С. Коробейникова, к.геол.н., доц.*

*Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу  
iuliia.murava@ukr.net*

У даний час туризм є успішною галуззю господарства світу, що стабільно розвивається. Незважаючи на значний позитивний економічний та соціальний ефект, туризм також має значний негативний вплив на довкілля. За оцінками міжнародних експертів частка туризму у деградації

довкілля складає 5 – 7 %. Швидкі неконтрольовані темпи розвитку туристичної галузі, розвиток туристичної інфраструктури, збільшення туристичних потоків мають негативний вплив на навколишнє середовище. На даний час туризм як галузь господарювання має такі негативні впливи на довкілля, як неефективне поводження з відходами, нераціональне використання енергії, нераціональне використання водних ресурсів та їх забруднення, забруднення атмосферного повітря, зміни первинних ландшафтів та забруднення ґрунтів, негативні впливи на флору і фауну тощо. Проблеми накопичення і управління твердими побутовими відходами у межах туристичних дестинацій є одними з основних недосліджених та невирішених екологічних проблем в туристично-рекреаційній сфері України та Карпатського регіону, що є особливо вразливим до антропогенного впливу. Більше того, збалансований розвиток інфраструктури у межах територій прибуття та місцезнаходження туристів (туристичних дестинаціях) є дуже важливим, адже туристична галузь сильніше, ніж всі інші галузі економіки, залежить від цілісності навколишнього середовища.

Існують різноманітні методиповодження з відходами, такі як повторне використання, переробка, утилізація, спалювання та видалення відходів. У рамковій директиві про відходи 2008/98/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 19 листопада 2008 р. наведена піраміда таких методів поводження з відходами від найбільш до найменш прийнятних. Найбільш прийнятним вважається метод попередження утворення відходів, а найменш прийнятним – їх видалення.

У зв'язку з особливостями розвитку та організації туристичної галузі не всі вище наведені методи рекомендується використовувати у межах територій туристичних дестинацій. У посібнику з управління відходами та водними ресурсами у межах туристичних дестинацій, розробленому у рамках програми ООН з навколишнього середовища, наведені такі п'ять основних методів управління твердими відходами: зменшення кількості джерел утворення відходів, «зелені» закупівлі, повторне використання, переробка відходів, утилізація та захоронення відходів [1].

Країни з низьким рівнем доходів (менше 500\$/особа), до яких належить Україна, практикують такі методи поводження з відходами, як їх видалення на звалища та компостування. Метод видалення відходів на звалища є небезпечним і неефективним в межах туристичних дестинацій, адже, наприклад, розміщення полігонів твердих побутових відходів (ТПВ) у зонах санітарної охорони курортів та заповідників, що є характерними для Карпатського регіону, є забороненим.

Авторами пропонується наступна структура технологічного поводження з відходами в межах туристичних дестинацій відповідно до сфер їх утворення (рис. 1).

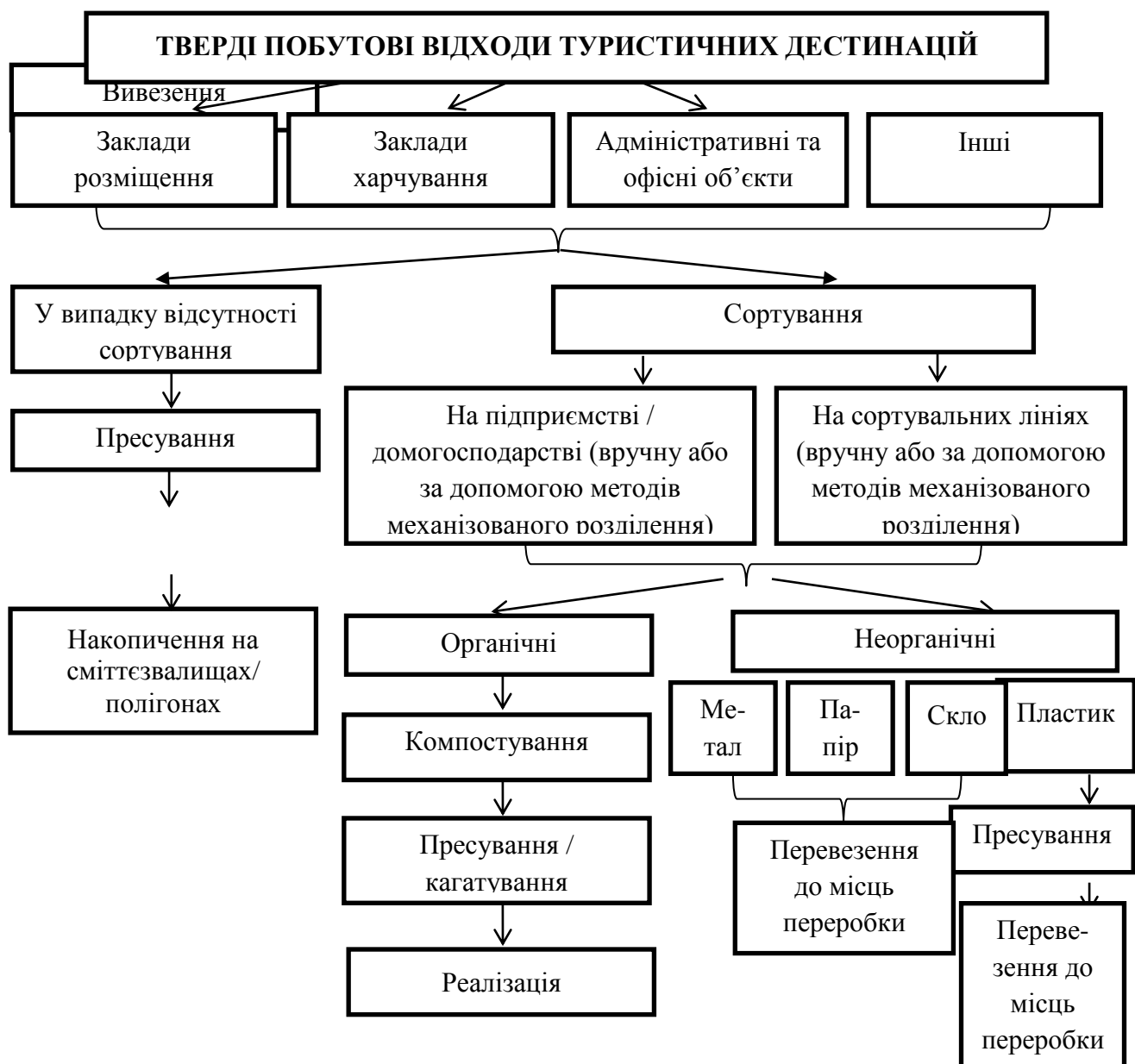


Рис. 1 – Структура технологічного поводження з відходами в межах територій туристичних дестинацій.

Наприклад, в Івано-Франківській області, де за останні десять років туристичні потоки зросли більше, як у 10 разів. В умовах Карпатського регіону, де об'єкти формування відходів є віддаленими одні від одних, доречно розглянути упровадження системи пресування відходів на локальних пунктах з їх подальшим складуванням на полігонах.

На першому етапі рекомендовано провести сортування. Відповідно до статті 32 Закону України «Про відходи» [2] з 1 січня 2018 р. в Україні вводиться обов'язкове сортування відходів за видами матеріалів, а також їх розділення на придатні для повторного використання, для захоронення та небезпечні. Зважаючи на відсутність переліку та послідовності операцій із

відходами, відсутності необхідної інфраструктури, у випадку неможливості проведення чи відсутності сортування необхідно використати спосіб пресування для зменшення об'єму відходів, що відповідно буде економічно ефективним при транспортуванні та подальшому складуванні на полігонах ТПВ.

Більш ефективним є проведення сортування на домогосподарствах чи підприємствах і встановлення контейнерів для відсортованих відходів у місцях збирання відходів, або на спеціальних сортувальних лініях на полігонах ТПВ. Пропонується спочатку розділити відходи на дві категорії: органічні та неорганічні.

Так, як приблизно 25 – 30 % усіх відходів, згенерованих в Івано-Франківській області та в Україні, є органічні за своєю природою, то ефективним буде їх виділення в окрему категорію з подальшим компостуванням, пресуванням та їх реалізація, наприклад, у вигляді паливних брикетів.

Неорганічні відходи рекомендовано розділити на чотири категорії: пластик, папір, скло, метал. Метал, папір та скло рекомендовано надалі відправити у пункти переробки, що є економічно ефективним. Пластик рекомендовано спочатку спресувати для зменшення його об'єму, щоб зменшити витрати на перевезення, а потім також відправити у пункти переробки.

Така структура технологічного поводження з відходами може бути ефективною для поводження з відходами в межах територій розвитку туризму в Україні та Карпатському регіоні.

#### Перелік посилань

1. Manual for Water and Waste Management. URL: <http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/WEBx0015xPA-WaterWaste.pdf> (дата звернення: 12.02.2018).
2. Закон України «Про відходи». URL: <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/187/98-%D0%B2%D1%80> (дата звернення: 10.02.2018).

### **ОЦІНКА ВПЛИВУ ІОНІЗАЦІЇ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИСТКИ ВИКИДІВ ВІД ОКРЕМИХ КОМПОНЕНТІВ (КАКАО, КРОХМАЛЬ, ЦУКОР) КОНДИТЕРСЬКИХ ВИРОБНИЦТВ**

*<sup>1</sup>В.О. Юрченко, д.т.н., проф., <sup>1</sup>К.С. Пономарьов, к.т.н., доц.,*

*<sup>2</sup>С.Д. Пономарьова, асп.*

*<sup>1</sup>Харківський національний університет будівництва та архітектури;*

*<sup>2</sup>Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків  
ponomarovasvitlana@gmail.com*

В технологічних процесах кондитерського виробництва як сировина використовуються сипучі органічні речовини: какао, крохмаль, цукор, борошно, які у складі викидних газів потрапляють в атмосферне повітря. Причому кондитерські підприємства викидають в атмосферне повітря

високо екологічно небезпечний органічний дрібнодисперсний пил (частинки з розміром від 0,3 до 10 мкм, а саме  $TC_{2,5}$  та  $TC_{10}$ ).

На кондитерських підприємствах для захисту атмосфери, як правило, встановлені циклони з ефективністю очистки 85 – 95 % (частинки більше 10 мкм), іноді рукавні фільтри, ефективність яких складає 95 – 96 % (частинки більше 1 мкм) [1]. Отже, значна кількість органічного пилу встановленим обладнанням не уловлюється і потрапляє в атмосферне повітря. Існує нагальна потреба в інтенсифікації роботи діючого пилоочисного обладнання. Перспективним і економічно-доцільним представляється метод обробки запиленого повітря негативно зарядженими іонами (іонізація запиленого повітря), який добре себе зарекомендував при очистці викидів підприємств інших галузей [1 – 3].

Обробка запиленого повітря негативно зарядженими іонами (електронами) ефективно використовується при видаленні неорганічного пилу переробних підприємств (електрофільтри різних модифікацій) [4]. Видалення органічного пилу методом іонізації повітря мало відоме. В науковій літературі представлені поодинокі дослідження впливу іонізації повітря на пил тютюну [1] та пил борошна [5]. Ці дослідження показали, що іонізація повітря досить ефективно впливає на концентрацію органічного пилу у повітрі: нормативна концентрація пилу тютюну в камері з іонізатором повітря досягала в 2,5 рази швидше, ніж без іонізації. Ефективність очистки повітря з пилом борошна в циліндричному електрофільтрі досягає 95 %.

Дослідження впливу іонізації повітря на пил какао, крохмалю та цукру, що утворюється на кондитерському підприємстві, не проводились.

Мета дослідження – визначити ефективність впливу іонізації на концентрацію органічного пилу (какао, крохмаль, цукор) в запиленому повітрі.

Експериментальні дослідження проводили на зразках дрібнодисперсного пилу какао, крохмалю та цукру, отриманих з кондитерського виробництва. Вплив іонізації запиленого повітря на концентрацію дрібнодисперсного пилу визначали в лабораторних моделях очисного обладнання (моделювали повітровід з запиленим повітрям). Іонізацію зразків пилу проводили за допомогою іонізатора JP-A2241 (вхідна напруга 1 В, вихідна напруга 6 кВ), кількість негативно заряджених частинок визначали лічильником іонів КТ-401 (діапазон визначення від  $1 \times 10^4$  до  $1,999 \times 10^7$  іонів/см<sup>3</sup>), концентрацію  $TC_{10}$ ,  $TC_{2,5}$  та  $TC_1$  визначали лазерним аналізатором стану повітря WP 6910. Всього проведено 50 експериментальних досліджень впливу іонізації на концентрацію пилу в повітроводі.

За результатами експериментальних досліджень побудовано залежності зниження концентрації дрібнодисперсного органічного пилу

(1 мкм, 1 – 2,5 мкм, 2,5 – 10 мкм) від параметрів іонізації запиленого повітря у повітроводі (рис. 1).

Як видно, чим більша початкова концентрація пилу у повітроводі  $C_{вх}$ , тим вища ефективність очистки, що відповідає твердженню Штокмана Е.А. [1]. До того ж ефективність очистки зростала при збільшенні розмірів твердих частинок.

Для пилу з розміром частинок від 2,5 мкм до 10 мкм найефективніше іонізація впливала на видалення пилу какао – до 84,8 %. При обробці пилу крохмалю з таким же розміром частинок ефективність очистки досягла 60 %, пилу цукру – 53,3 %.

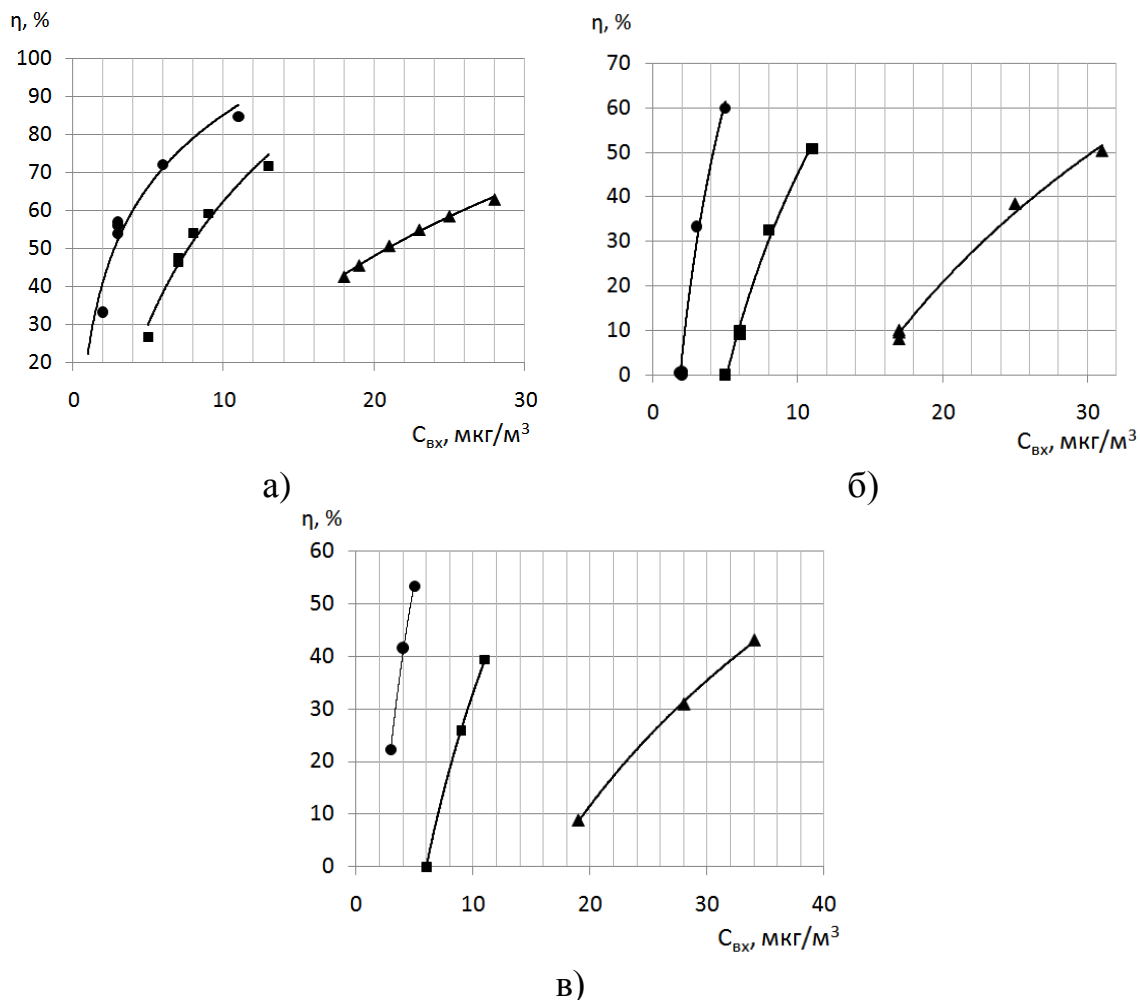


Рис. 1 – Зниження концентрації дрібнодисперсного органічного пилу ( $\blacktriangle$  - до 1 мкм,  $\blacksquare$  - від 1 до 2,5 мкм,  $\bullet$  - від 2,5 до 10 мкм) при іонізації запиленого повітря: а) пил какао; б) пил крохмалю; в) пил цукру.

Для пилу з розміром частинок від 1 мкм до 2,5 мкм найбільша ефективність впливу іонізації також спостерігалась при впливі на пил какао – 71,8 %, при впливі на пил крохмалю – 50,9 %, при впливі на пил цукру – 39,4 %.

Для пилу з розміром частинок до 1 мкм при впливі на пил какао ефективність видалення частинок складала 63,1 %, при впливі на пил крохмалю – 50,3 %, при впливі на пил цукру – 43,1 %.

Для какао загальна ефективність очистки повітря після іонізації складала 54,4 %, для крохмалю – 20,9 %, для цукру – 29,5 %.

Така різниця в ефектах вилучення органічних частинок різної природи при іонізації, можливо, зумовлена особливостями їх структури: частинки какао мають шорстку поверхню з нерівними краями, частинки цукру мають гладку, кристалічну форму з нерівними краями, а частинки крохмалю округлі з гладкою поверхнею. Форма частинок в значній мірі впливає на їх здатність утворювати агломерати під час іонізації повітря.

Отже результати проведених досліджень свідчать, що застосування іонізації запиленого повітря перед очисним обладнанням дозволить підвищити ефективність його роботи, а застосування іонізації запиленого повітря перед викидом в атмосферу суттєво захистить її від забруднення. Такі впливи загалом дозволять підвищити екологічну безпеку кондитерського підприємства.

#### **Перелік посилань**

1. Штокман Е.А. Вентиляция и очистка воздуха на предприятиях пищевой промышленности. Москва: АСБ, 2001. 567 с.
2. Parker K. Electrical Operation of Electrostatic Precipitators. United Kindom: London: Institution of Engineering and Technology, 2007. 285 p.
3. Turner J.H. Electrostatic Precipitators. USA: Research Triangle Institute, 1995. 31 p.
4. Чепелев Н.И. и др. Моделирование процесса осаждения пыли электрофилтрами на зерноперерабатывающих предприятиях // Вестник КрасГАУ. 2012. № 5. С. 351-355.
5. Turner J.H., Lawless P.A. Electrostatic Precipitators: Chapter. Particulate Matter Controls: Section 6: EPA/452/B-02-001/USA: Environmental Protection Agency, 1999. 70 p.

### **ДИНАМІКА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ $^{137}\text{Cs}$ СУЧАСНОГО ЛИСТЯНОГО ОПАДУ РІЗНИХ ДЕРЕВНИХ ПОРІД ЛІСІВ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ**

*К.А. Ярошовець маг., З.М. Шелест, к.б. н., доц.*

*Житомирський державний технологічний університет*

*katerina.yaroshovetseo\_33@mail.ru*

Радіаційна катастрофа, що сталася майже 32 роки тому, на Чорнобильській АЕС призвела до масштабного та довготривалого радіоактивного забруднення значних площ лісів України. Найбільшого впливу, як за площею, так і за інтенсивністю, зазнали саме лісові масиви Житомирського Полісся. Лісова екосистема виконала важливі природні функції і захистила населені пункти та сільськогосподарські угіддя від більшого радіоактивного забруднення. У перші дні після аварії 60 – 80 % радіонуклідів затрималось саме на кронах дерев [1, 2].



Метою даного дослідження була оцінка радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$  сучасного опаду листя різних видів деревних порід. У зв'язку з тим, що лісова підстилка після аварії на ЧАЕС продовжує залишатись основним аккумулятором радіонуклідів, а сучасний опад незабаром стане невід'ємною частиною підстилки.

Для дослідження було обрано рослини типові для Житомирщини види, а саме сосна (*Pinus silvestris*), дуб (*Quercus robur*), береза (*Betula pendula*) та крушина (*Frangula alnus*), що зростали в різних гігротопах одного трофотопу. Відбір проб листя/хвої проводився методом стандартних шаблонів розміром 1×1 м. У лабораторії ці зразки висувували протягом 24 год. у сушильній шафі при температурі 65 °С до сухого стану і зважувалися для подальшого визначення радіоактивності. Зразки сучасного опаду листя, а для сосни хвоя, відбиралися під 4-ма деревами кожного з чотирьох видів. Дані дослідження проводилися у 2017 р. у свіжому суборі (В2) та вологому суборі (В3) при щільності радіоактивного забруднення ґрунту  $599 \pm 29$  кБк/м<sup>2</sup> та  $517 \pm 25$  кБк/м<sup>2</sup> відповідно. Вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в ґрунті та сучасному опаді проводились в лабораторних умовах ЖДТУ за допомогою гамма-спектрометричної установки GDM-20 10 PLUS. Статистичну обробку отриманих даних проведено із застосуванням стандартного пакету програм «Excel» за загальноприйнятими формулами.

Результати вимірювання питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  в сучасному опаді різних деревних порід виявили загальну закономірність, яка не залежала від особливостей зволоження ґрунту (рис. 1). За значенням показника види утворили наступний ряд (у порядку зростання):

*сосна < береза < крушина < дуб.*

Найбільшими величинами питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  характеризується листя дуба та крушини (рис. 1).

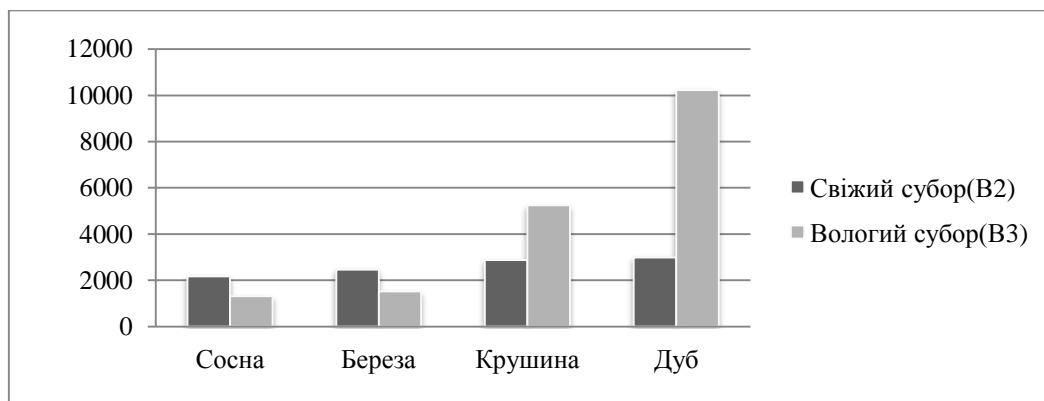


Рис. 1 – Питома активність  $^{137}\text{Cs}$  у сучасному опаді різних деревних порід.

На ділянці В3 питома активність  $^{137}\text{Cs}$  в опаді дуба становила  $10222 \pm 2116$  Бк/кг, а на ділянці В2 показники були в 3,4 рази нижчі ( $2983 \pm 274$  Бк/кг). Питома активність крушини також в двічі вища на

ділянці В3 ( $5248 \pm 838,3$  Бк/кг) в порівнянні з В2 ( $2881 \pm 138,3$  Бк/кг). Накопичення радіонуклідів у хвої було найменшим зі всіх розглянутих видів. На ділянці В2 воно становило  $2172 \pm 156$  Бк/кг, а на ділянці В3 –  $1312 \pm 59$  Бк/кг. Отримані результати показали, що накопичення радіонуклідів відбувається інтенсивніше у більш зволжених ґрунтах вологих суборів. Враховуючи практично однакові рівні щільності радіоактивного забруднення ґрунту на дослідних ділянках можна стверджувати, що більш вологі умови сприяють міграції радіонуклідів у лісових екосистемах, що цілком узгоджується з сучасними теоретичними уявленнями.

Варто зазначити, що величина питомої активності  $^{137}\text{Cs}$  не дозволяє охарактеризувати перерозподіл радіонукліду між різними видами опадів та різними компонентами екосистеми. Опад різних видів має різну щільність та різний об'єм, одиниця маси може займати досить різну площу, в різних умовах рослини можуть формувати різну фітомасу листя тощо. Більш інформативною формою оцінки перерозподілу радіонуклідів на нашу думку є розрахунок активності радіонукліду на однаковій площі поверхні (рис. 2). У такому разі закономірності розподілу  $^{137}\text{Cs}$  у сучасному опаді мають дещо інший характер, ніж величини питомої активності.

Найбільша величина активності  $^{137}\text{Cs}$  на одиниці площі виявилась у дуба як у свіжому, так і у вологому суборі ( $177 \pm 37$  Бк/м<sup>2</sup> та  $119 \pm 12$  Бк/м<sup>2</sup>, відповідно). Найменші значення сумарної активності виявились у різних видів. У свіжому суборі це виявився опад берези ( $34 \pm 7$  Бк/м<sup>2</sup>), а у вологому – опад крушини ( $15 \pm 5$  Бк/м<sup>2</sup>). Хвоя сосни містить практично однакову кількість радіонуклідів незалежно від особливостей зволоження ґрунту ( $49 \pm 17$  Бк/м<sup>2</sup> і  $49 \pm 5$  Бк/м<sup>2</sup>, відповідно). Таким чином, на одиниці площі у різних лісорослинних умовах під однаковими видами може концентруватись різна кількість ізотопів. Це, в свою чергу, впливає на рівень забруднення лісової підстилки.

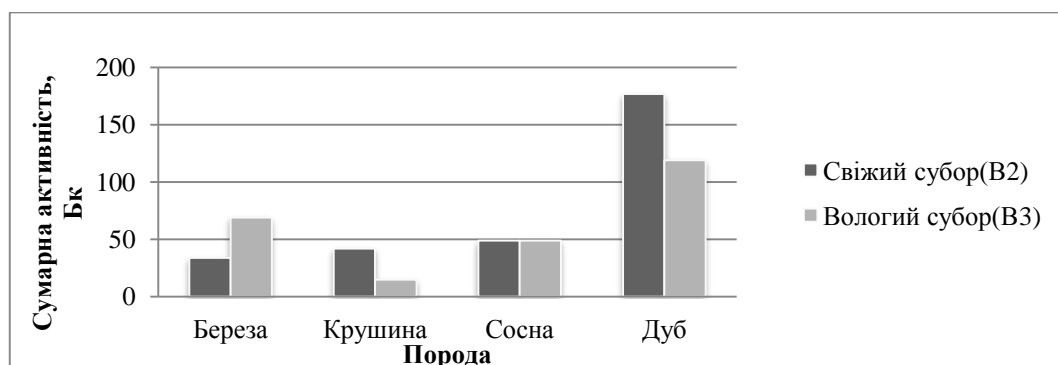


Рис. 2 – Сумарна активність сучасного опадів різних деревних порід.

Проведені результати досліджень свідчать про те, що у накопиченні радіонуклідів різними деревними породами спостерігається видова специфічність. В умовах більш вологих гігротопів перехід  $^{137}\text{Cs}$  в листяний

опад відбувається більш інтенсивно. Через особливості залягання опаду з одиниці площі у лісову підстилку може переходити різна кількість ізотопів.

#### **Перелік посилань**

1. Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О., Ландін В.П., Шелест З.М. Прикладна радіоекологія лісу: монографія // Під ред. д.с.-г.н. проф. В.П. Краснова. Житомир: «Полісся», 2007. 680 с.
2. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Последствия радиоактивного загрязнения лесов в зоне влияния аварии на ЧАЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37, вып. 4. С. 664-672.

### **ПРИРОДООХОРОННА РОБОТА ВОДНИХ ГОСПОДАРСТВ УКРАЇНИ: ОСНОВНІ НАПРЯМИ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ**

***В.С. Яценко, к.пед.н., с.н.с.***

*Інститут педагогіки НАПН України, м. Київ  
iatsenko\_v@ukr.net*

Відповідно до законодавчих актів України щодо водокористування в усіх регіонах України діють державні обласні (міські, районні) і міжрайонні водні управління.

У *Волинській області* здійснюється виконання довгострокових державних програм щодо розвитку меліорації, захисту від шкідливої дії води сільських населених пунктів та с.г. угідь, забезпечення потреб населення і галузей економіки водними ресурсами, міжнародне співробітництво в рамках виконання міжурядових угод щодо співпраці на транскордонних водних об'єктах. Наприклад, Волинське обласне управління області має у підпорядкуванні господарювання 2 великі річки (Прип'ять і Західний Буг), 132 річки протяжністю 3,5 тис. км, 12 водосховищ (площа 2203,4 га), 617 ставків; 20 осушувальних систем, на яких 520,1 км каналів; 361 гідротехнічних споруд; Верхньо-Прип'ятська осушувальна система, по ланцюгу висот на правому березі знаходиться Великий Європейський вододіл, що розмежовує басейни Чорного і Балтійського морів, 18 озер площею 390,7 га та 29 ставків.

Обласні та міжрайонні управління забезпечують роботу на осушувальних системах, попереджають і ліквідують негативні наслідки повеней та паводків.

Наприклад, Любешівське УВГ є уповноваженою організацією з питань водного господарства і меліорації земель в районі. Співробітники беруть участь у будівництві природоохоронних земель (побудовано 9 меліоративних куточків, встановлено 16 водоохоронних знаків).

Дещо з історії Волинського облводгоспу. У Ковельському районі є оз. Нечимне, до якого, будучи дівчиною, бігала з подружкою Леся. Українська поетеса Леся Українка про ту щасливу пору згадує у своїх

творах. Літературознавці кажуть, що саме таємнича краса озера надихнула її на написання драми-феєрії «Лісова пісня».

У 80-тих роках ХХ ст. на мілководдях озера-заказника було розсіяне в'єтнамський рис для корму диких качок. Рослини так розрослися, що перетворили озеро на болото. Державою було виділено кошти для порятунку водойми.

У 2007 р. на оз. Нечимне розпочалися очисні роботи. Облводгоспом видано довідник «Водний фонд Волинської області», каталоги озер та ставків.

Водоохоронна робота дала непогані результати: гідрохімічний склад поверхневих вод Волинської області за останні роки за вмістом всіх контрольованих забруднюючих речовин у водах річок не перевищує встановлених гранично допустимих скидів.

Щороку виконуються заходи із захисту від шкідливої дії води (у період повеней в області затоплюється майже десята частина території): розчищається бл. 54,9 км річищ річок, побудовано 13,2 км захисних дамб, одна гідротехнічна споруда, проведено укріплення берегів протяжністю 0,8 км, залужено і заліснені землі в прибережних зонах річок на площі 432 га, відновлено і впорядковано понад 30 джерел.

У Рівненській області природоохоронна робота направлена на збереження і відтворення водних ресурсів, контроль за меліоративним станом осушених земель, здійснення державного моніторингу вод та водопостачання сільських населених пунктів.

У підпорядкуванні облгоспу знаходиться 1 велика річка Прип'ять, 6 середніх (Горинь, Случ, Стир, Іква, Стугна, Льва), 164 малих річок, 12 водосховищ (Хрінницьке), 1120 ставків, 53 озер (Нобель, Біле та ін.).

Водні територіальні управління *АР Крим* забезпечують с.г. поливною водою, здійснюють контроль за раціональним використанням, охороною і відновленням водних ресурсів. У підпорядкуванні: 4 гірські річки (Альма, Кача, Бельбек, Чорна) протяжністю 332 км, водосховища (Партизанське – об'єм 34 млн. м<sup>3</sup>, Загорське – об'єм 28 млн. м<sup>3</sup>, Щасливинське – об'єм 12 млн. м<sup>3</sup>, Чорноречинське – об'єм 64 млн. м<sup>3</sup>), які використовуються для забезпечення питною водою відповідно жителів мм. Сімферополь, Ялта, Севастополь. Альминське (1925 р.) – забезпечує водою зрошення 3800 га с.г. угідь. Бахчисарайське (1935 р.) – через русло р. Кача подається вода на зрошення 2500 га с.г. угідь.

У *Закарпатській області* здійснюються комплекс робіт з експлуатації та ремонту меліоративних систем; обслуговування систем захисту від підтоплення території та населених пунктів, забезпечення раціонального використання водних ресурсів. Річна сума опадів в області на низовинах –630 мм, в горах – 1900 мм. Найщільніша в Україні гідрографічна сітка (1,7 км річок на 1 км<sup>2</sup> території). Довжина р. Тиса на території Закарпаття – 262 км.

*Київські обласні* (районні) управління забезпечують своєчасну подачу води водокористувачам, належний стан осушувальних систем і гідротехнічних споруд, раціональне використання та охорона водних ресурсів. Наприклад, Бортницьке управління працює з 1963 р., має площу обслуговування зрошувальних систем 27,7 тис. га, канали протяжністю 61,7 км, закритих водопроводів – 65,7 км, 8 малих річок (132,4 км) та 28 ставків, озера й інші водойми займають 114,2 га.

Вирішення водно-транспортного постачання *Львівської області* здійснюється комплексом заходів екологічного оздоровлення поверхневих вод, пропагандою і роз'ясненням вимог водного законодавства України серед широких верств населення. Область має осушувальних земель 513,2 га, 98 міжгосподарських меліоративних систем, канали протяжністю 8237,5 км, 4873 гідротехнічних споруд; понад 8950 річок і струмків протяжністю 16343 км, річки Дністер і Стир відносяться до басейну Чорного моря, Західний Буг і Сян – до Балтійського моря, 5738 річок відносяться до басейну Дністра, 3213 річок – до Західного Бугу, 20 водосховищ, 2751 ставків 18,6 тис. км меліоративних каналів.

*Чернігівське обласне* (районні) та басейнові управління організовують експлуатацію міжгосподарських меліоративних систем, здійснюють заходи щодо екологічного оздоровлення поверхневих вод, забезпечують потребу населення на галузі економіки у водних ресурсах, проводиться державний моніторинг довкілля (радіологічні і гідрохімічні спостереження на водогосподарських системах). Наприклад, Сіверсько-Донецьке басейнове управління Чернігівської області забезпечує потреби населення і галузі економіки, здійснення заходів з екологічного оздоровлення поверхневих вод (р. Сіверський Донець довжиною 1053 км, 266 річок довжиною понад 10 км; 158 водосховищ (Печенізьке 383 млн. м<sup>3</sup>, забір води 3,2 млн. м<sup>3</sup> щорічно)), контроль за роботою водосховищ.

*Херсонське обласне* виробниче управління розширює обсяги зрошення, ефективно використовує меліоративні землі.

Кожне водне господарство має свою цікаву історію, певну кількість штатних працівників і, звичайно, на їх територіях спостерігається активне життя тварин і рослин, прекрасні живописні ландшафти.

## ЗМІСТ

ANALYSIS AND MODELLING POLLUTANT CONCENTRATION DYNAMICS IN ATMOSPHERE OF THE INDUSTRIAL CITIES: NEW MATHEMATICAL METHODS	3
<i>A.S. Belodonov, I.R. Buchko, V.V. Buyadzhi, A.V. Glushkov</i>	
NEW APPROACH TO MODELLING ATMOSPHERE VENTILATION DYNAMICS OF INDUSTRIAL CITY AND ELEMENTS OF THE «GREEN-CITY» CONSTRUCTION TECHNOLOGY	5
<i>I.R. Buchko, V. Buyadzhi, N. Bykowszczenko, O.Yu. Khetselius</i>	
SOIL MICROBIOTA IN CONDITIONS OF GROWING <i>SALIX VIMINALIS</i> AND <i>MALUS SP.</i>	8
<i>M. Krivtsova, O. Bilak, I.Salamon, N. Bobryk, M. Chycherska</i>	
THREE SPECIES IN GENUS <i>JUNIPERUS</i> – QUALITATIVE AND QUANTITATIVE CHARACTERISTICS OF ESSENTIAL OILS	13
<i>P. Petruska, I. Salamon</i>	
RAILWAY TRANSPORT AS A SOURCE OF SOIL CONTAMINATION WITH HEAVY METALS	17
<i>A. Samarska, Yu. Zelenko</i>	
БІОІНДИКАЦІЯ ҐРУНТІВ У ЗОНІ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ҐРУНТОВІ ЕКОСИСТЕМИ	22
<i>A.C. Аносова, O.B. Нестеренко, O.Г. Мельнікова, B.O. Юрченко</i>	
ШЛЯХИ ЗНИЖЕННЯ ШУМОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ В М. ПОЛТАВА	26
<i>B.Г. Бабенко</i>	
СТАН ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ ОКСИДОМ ВУГЛЕЦЮ В ДЕЯКИХ МІСТАХ УКРАЇНИ У СУЧАСНИЙ ПЕРІОД	29
<i>М.П. Баиштаннік, I.B. Дворецька, Л.М. Надточій, М.В. Савенець</i>	
СУЧАСНИЙ СТАН ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ГАДЯЦЬКОГО РАЙОНУ	33
<i>Т.О. Білан</i>	
ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ТА ПЕРСПЕКТИВИ ЇХ ВИРІШЕННЯ	36
<i>Р.І. Біловус, А.М. Шибанова, В.Д. Погребенник</i>	
ПОШИРЕННЯ СОЗОФІТІВ НА ТЕРИТОРІЇ КОРЮКІВСЬКОГО РАЙОНУ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	39
<i>П.А. Бузунко</i>	
ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ М. ОДЕСА ФОРМАЛЬДЕГІДОМ	42
<i>О.А. Бургаз, М.О. Тимощук</i>	
ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ФОРМАЛЬДЕГІДОМ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ КИСВА НА АВТОМОБІЛЬНИХ АВТОПРОВОДАХ	46
<i>О.С. Волошкіна, Р.В. Сіпаков, О.Г. Жукова, Ю.О. Березницька</i>	
СУЧАСНИЙ СТАН УТВОРЕННЯ ВІДХОДІВ АВТОМОБІЛЬНОГО ТРАНСПОРТУ	51
<i>О.М. Ганошенко, А.М. Котляр, Ю.С. Голік</i>	

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ У ВОДОЙМАХ М. КИЄВА ЗА ТАКСОНОМІЧНИМ СКЛАДОМ ЦИКЛОПОЇДНИХ КОПЕПОД (COPEROIDA, CYCLOPIDAE)	55
<i>Л.П. Гапонова, М.С. Прокопук, Ю.В. Погорєлова</i>	
СУЧАСНИЙ СТАН ҐРУНТОКОРИСТУВАННЯ ПОДІЛЬСЬКИХ ТОВТР	58
<i>В.В. Гарбар</i>	
ВИЗНАЧЕННЯ ПІДРОБОК БУТИЛЬОВАНОЇ ВОДИ МАРКИ «МОРШИНСЬКА» У М. ХЕРСОН ЗАСОБАМИ ТЕСТ-СИСТЕМ «ПРОРОСТКИ ОДНОДОЛЬНИХ»	62
<i>О.В. Гвоздьова, М.М. Сидорович</i>	
ЩОДО КОНЦЕПЦІЇ ЕНЕРГЕТИЧНОГО РОЗВИТКУ ПОЛІГОНІВ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ	66
<i>В.М. Герман, ст., О.І. Лежнева</i>	
ВМІСТ РАДІОАКТИВНИХ НУКЛІДІВ У ЗЕРНІ ПШЕНИЦІ ОЗИМОЇ ЗА ТРИВАЛОГО (З 1965 Р.) ЗАСТОСУВАННЯ ДОБРІВ У ПОЛЬОВІЙ СІВОЗМІНІ	67
<i>Г.М. Господаренко, В.В. Любич, О.В. Нікітіна</i>	
ЗАБРУДНЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ПРИ АВАРІЙНИХ СИТУАЦІЯХ В ЗОНІ ВПЛИВУ НАФТОГАЗОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ	71
<i>В.І. Гринюк</i>	
ДО ПИТАНЬ МЕТОДІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОСВІТИ	74
<i>Я.Ю. Дементєєва, А.Н. Некос</i>	
ХАРАКТЕРИСТИКА СКЛАДУ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	76
<i>О.В. Деревенська, А.А. Кушнір, А.В. Чугай</i>	
ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОЗЕРА ЯЛПУГ ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД	79
<i>О.В. Деревенська, А.В. Чугай</i>	
ВИЗНАЧЕННЯ КЛАСУ ЯКІСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СЕРЕДНІХ РІЧОК ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	82
<i>В.В. Дорогань, О.О. Гололобова</i>	
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО БЛАГОПОЛУЧЧЯ МІСЬКИХ ТЕРИТОРІЙ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХАРКОВА	85
<i>Г.М. Желновач</i>	
ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ	88
<i>П.В. Жуков, Н.С. Кічук</i>	
ЕКОЛОГІЧНИЙ ВІДБИТОК ОБЛАСТІ - ІНДИКАТОР ФОРМУВАННЯ ПРИРОДООХОРОНОЇ ПОЛІТИКИ РЕГІОНУ	90
<i>Д.В. Земська, В.В. Трофімович</i>	
ВПЛИВ КИЇВСЬКОГО ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ НА ВОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ	95
<i>Я.В. Зинич, О.Ю. Мірошниченко</i>	

ОЦІНКА ВПЛИВУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ПРОДУКТИВНІСТЬ ВІВСУ В УМОВАХ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>А.О. Ільїна</i>	98
СОЦІАЛЬНЕ ОПИТУВАННЯ НАСЕЛЕННЯ ЩОДО СТАВЛЕННЯ ДО АТОМНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ <i>А.П. Карманська, Т.В. Дудар</i>	102
АГРОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ЗЕМЕЛЬ ХЕРСОНЩИНИ <i>Л.О. Качановська</i>	104
ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНОЇ ОБСТАНОВКИ У РІЗНІ ЗА ВОДНІСТЮ РОКИ У БАСЕЙНІ РІЧКИ СУЛА <i>Н.В. Кликач, М.Є. Даус</i>	108
ВИЗНАЧЕННЯ ПРОТЕКТОРНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НОВОГО РЕГУЛЯТОРА РОСТУ РОСЛИН ЩОДО ВПЛИВУ ПРОМИСЛОВОЇ СТІЧНОЇ ВОДИ ЗАСОБАМИ ПРОРОСТКІВ <i>ALLIUM TEST</i> <i>О.Є. Коноваленко, М.М. Сидорович</i>	112
БИОЛОГО-МАТЕМАТИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ИСКУССТВЕННЫХ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ <i>Кордзадзе Т.З.</i>	115
ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ДИНАМИКУ ЧИСЛЕННОСТИ ИКСОДОВЫХ КЛЕЩЕЙ (ACARINA: <i>IXODIDAE</i> ) В ПАРКЕ ИМЕНИ «ДРУЖБЫ НАРОДОВ» Г. БЕНДЕРЫ <i>О.В. Кравченко</i>	118
СУЧАСНИЙ СТАН ТА НАПРЯМКИ ОПТИМІЗАЦІЇ ЗЕЛЕНИХ ЗОН МІСЬКИХ ПОСЕЛЕНЬ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>І.Р. Кузик</i>	123
ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА ЧУТЛИВОСТІ РЯСКОВИХ ЩОДО ТОКСИЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ З ПУНКТИВ ПРОДАЖУ М. ХЕРСОН <i>Д.О. Кузнєцова, М.М. Сидорович</i>	126
ЕКОЛОГІЗАЦІЯ ЯК ОСНОВНА ТЕНДЕНЦІЯ СУЧАСНОГО СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКОГО ВИРОБНИЦТВА <i>І.М. Куліш</i>	129
ОЦІНКА СТАНУ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ В КОНТЕКСТІ ВИКОРИСТАННЯ ПРИРОДНОГО БАГАТСТВА <i>А.В. Кучер, Л.Ю. Кучер</i>	132
ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ТА ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ У РІЗНІ ЗА ВОДНІСТЮ РОКИ РІЧКИ РОСЬ <i>В.О. Лавтар, М.Є. Даус</i>	137
ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СНЕЖНОГО ПОКРОВА АММОНИЙНЫМ АЗОТОМ НА ТЕРРИТОРИИ ХАРЬКОВА <i>Е.Н. Масс, В.А. Юрченко</i>	141
ФІТОТОКСИЧНА АКТИВНІСТЬ ҐРУНТІВ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ <i>А.Ю. Масікевич, М.П. Колотило, В.М. Яремчук, Ю.Г. Масікевич</i>	145



ЕКОЛОГІЧНА СКЛАДОВА БЕЗПЕКИ ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ УКРАЇНИ <i>Г.Є. Мацкевич, Внукова Н.В.</i>	146
ОЦІНКА ЗБАЛАНСОВАНOSTІ МІНЕРАЛЬНОГО СКЛАДУ ПИТНИХ ВОД ОКРЕМИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ <i>О.О. Миленька, Т.А. Сафранов</i>	149
ВПЛИВ СУПЕРЕКОТОКСИКАНТІВ НА ТОКСИЧНІСТЬ ВИХЛОПНИХ ГАЗІВ <i>В.І. Михайленко, Т.П. Шаніна</i>	153
ОЦІНКА СТАНУ ҐРУНТІВ В РАЙОНІ РОЗМІЩЕННЯ ПОЛІГОНУ ТПВ (М. КУП'ЯНСЬК) <i>І.С. Мікоткін</i>	156
ПРОБЛЕМИ ТА ВЕКТОРИ ІНТЕГРАЛЬНОГО ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ ПАРКОВИХ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ У МІСЬКОМУ СЕРЕДОВИЩІ <i>Н.В. Мірошник, І.К. Тесленко</i>	159
МОДЕЛЮВАННЯ ШВИДКОСТІ ПОГЛИНАННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИМИ РОСЛИНАМ В УМОВАХ ВОЛИНСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>А.Я. Мороз, В.Г. Ільїна</i>	162
НЕБЕЗПЕЧНА СКЛАДОВА ЗАГАЛЬНОГО ПОТОКУ МЕДИЧНИХ ВІДХОДІВ МІСТА ОДЕСА <i>А.-М.В. Назарова, Т.П. Шаніна</i>	165
МАКСИМАЛЬНИЙ СТІК РІЧОК В МЕЖАХ ЛІСОСТЕПОВОЇ ЧАСТИНИ БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ ПІД ЧАС ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ <i>В.А. Овчарук, А.О. Ярошенко</i>	167
ВИКОРИСТАННЯ РЕГРЕСІЙНОГО АНАЛІЗУ ДЛЯ ВИЗНАЧЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД В КОМБІНОВАНОМУ МОДУЛЬНОМУ АПАРАТІ <i>Н.Г. Онищенко, А.І. Самохвалова</i>	169
ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛУЧНИХ РОСЛИН ОКОЛИЦЬ С. ВЕСЕЛА ДОЛИНА ГЛОБІНСЬКОГО РАЙОНУ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>Л.Д. Орлова, М.В. Жук, О.В. Коваль</i>	172
ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ РІЧКИ СИНЮХА ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ <i>Л.В. Петренко, О.П. Мітрясова</i>	176
УСТАНОВЛЕННЯ РАЗМЕРА ПЛАТЫ ЗА РАЗМЕЩЕННЯ ОТХОДА НА САНКЦІОНІРОВАНОЇ СВАЛКЕ В ЗАВИСИМОСТІ ОТ КЛАССА ОПАСНОСТІ ОТХОДА <i>Е.В. Порожнюк, К.И. Топал, Л.А. Порожнюк</i>	179
ОЦІНКА ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ ЗА РІЗНИХ МЕТОДІВ ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ <i>В.Ю. Приходько, В.Є. Кіріяк</i>	182

ОЦІНКА ЕМІСІЇ ПАРНИКОВИХ ГАЗІВ ВІД МІСЦЬ ЗАХОРОНЕННЯ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ЗА БАГАТОРІЧНИЙ ПЕРІОД <i>В.Ю. Приходько, І.О. Просянюк</i>	186
ОЦІНКА ЯКОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД ЯК ДЖЕРЕЛА ГОСПОДАРСЬКО-ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ М. ІЗМАЇЛ <i>В.Ю. Приходько, А.О. Таран</i>	189
ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА НІТРИФІКАЦІЇ В СИСТЕМАХ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ <i>М.П.Радіонов, В.О. Юрченко</i>	192
РОЛЬ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ В ЗМЕНШЕННІ ШУМУ АНТРОПОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ НА ПРИКЛАДІ МІСТА ХАРКІВ <i>А.І. Решетченко, Ю.І. Вергелес</i>	197
НАУКОВО-МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ СИСТЕМНОГО АНАЛІЗУ ЯКОСТІ ФУНКЦІОНУВАННЯ КОНСОРЦІЙНИХ ЕКОТОНІВ ЗАХИСНОГО ТИПУ НА ШЛЯХАХ ЗАЛІЗНИЧНОГО ТРАНСПОРТУ <i>М.В. Руда, М.М. Паславський</i>	200
РОЗРОБКА КРИТЕРІЇВ ДЛЯ ВИБОРУ НАЙЕФЕКТИВНІШОЇ ТЕХНОЛОГІЇ ЗАХИСТУ ПОВІТРЯ ВІД ВИКИДІВ ТЕЦ-5 У ДЕРГАЧІВСЬКОМУ РАЙОНІ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>Сіденко Є.О.</i>	204
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ ЗА ПОКАЗНИКАМИ ЕЛЕКТРОПРОВІДНОСТІ ТА КИСЛОТНОСТІ <i>К.О. Сидоренко, Т.Є. Ясиновська, С.А. Букарєва</i>	207
АНАЛІЗ РЕАЛІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНИХ ПРОГРАМНИХ ЗАХОДІВ У ПЕРІОД 2012-2016 РОКАХ У ПОЛТАВСЬКІЙ ОБЛАСТІ <i>О.В. Степова, А.С. Хоменко</i>	210
ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД ВІД СПОЛУК ЗАЛІЗА ПРИ ВИКОРИСТАННІ СОРБЕНТУ МОДИФІКОВАНОГО МАГНЕТИТОМ <i>М.М. Твердохліб, М.Д. Гомеля</i>	213
ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ШЛЯХОМ ВИКОРИСТАННЯ КАПСУЛЬОВАНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРІВ НА ПРИКЛАДІ АГРОЕКОСИСТЕМИ СОЇ <i>І.С. Тимчук, М.С. Мальований, А.С. Серєда</i>	216
АНАЛІЗ СВІТОВОЇ ПРАКТИКИ НОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ЗРОШУВАЛЬНОЇ ВОДИ <i>Л.К. Хохлова, Д.В. Лукашов</i>	220
НАКОПИЧЕННЯ ВІДХОДІВ ТА ПОВОДЖЕННЯ З НИМИ В УМОВАХ ПОБУТУ <i>Г.С. Черемисін, С.А. Букарєва</i>	224
ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ПОВІТРЯНИЙ БАСЕЙН ХЕРСОНСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>І.В. Шатохіна, маг., А.В. Чугай., к.геогр.н., доц.</i>	226
АНАЛІЗ ВПЛИВУ ВНЕСЕННЯ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРІВ НА СТАН АГРОЦЕНОЗІВ ЧЕРКАСЬКОЇ ОБЛАСТІ <i>А.Я. Шевченко, В.Г. Ільїна</i>	230

АСОЦІЙОВАНІСТЬ ВОДРОСТІ <i>PHORMIDIUM RETZII</i> З ІНШИМИ ПЕРЕДСТАВНИКАМИ АЛЬГОУГРУПОВАНЬ МЕЛІОРОВАНИХ АГРОЦЕНОЗІВ ЗОНИ ТИПОВОГО ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ «АСКАНІЯ-НОВА»	
<i>В.В. Щербина, А.В. Щербина</i>	233
ВПЛИВ ПРОЯВІВ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ НА СТАН ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ТА ОСЛАБЛЕННЯ ЇХ НАСЛІДКІВ	
<i>В.М. Шмандій, Т.Є. Ригас, Т.Р. Нечипоренко</i>	235
ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ЗАКАЗНИКА «ДІДОВЕ ОЗЕРО» В ЖИТОМИРСЬКІЙ ОБЛАСТІ	
<i>О.М. Шомко</i>	239
СТРУКТУРА ТЕХНОЛОГІЧНОГО ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ В МЕЖАХ ТЕРИТОРІЙ ТУРИСТИЧНИХ ДЕСТИНАЦІЙ	
<i>Ю.І. Юрас, Я.С. Коробейникова</i>	241
ОЦІНКА ВПЛИВУ ІОНІЗАЦІЇ НА ЕФЕКТИВНІСТЬ ОЧИСТКИ ВИКИДІВ ВІД ОКРЕМИХ КОМПОНЕНТІВ (КАКАО, КРОХМАЛЬ, ЦУКОР) КОНДИТЕРСЬКИХ ВИРОБНИЦТВ	
<i>В.О. Юрченко, К.С. Пономарьов, С.Д. Пономарьова</i>	244
ДИНАМІКА РАДІОАКТИВНОГО ЗАБРУДНЕННЯ <sup>137</sup> Cs СУЧАСНОГО ЛИСТЯНОГО ОПАДУ РІЗНИХ ДЕРЕВНИХ ПОРІД ЛІСІВ ЖИТОМИРСЬКОГО ПОЛІССЯ	
<i>К.А. Ярошовець, З.М. Шелест</i>	247
ПРИРОДООХОРОННА РОБОТА ВОДНИХ ГОСПОДАРСТВ УКРАЇНИ: ОСНОВНІ НАПРЯМИ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ	
<i>В.С. Яценко</i>	250

# **РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ**

**Міжнародна наукова конференція молодих вчених**

**Матеріали конференції**

Підписано до друку \_\_\_\_\_ Формат 60x84/16.

Папір офсетний. Ум. друк. арк. \_\_\_\_\_

Наклад 70 прим. Замовлення \_\_\_\_\_

Одеський державний екологічний університет  
65016 м. Одеса, вул. Львівська, 15