МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЗАХІДНОУКРАЇНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДВНЗ «ПРИКАРПАТСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ ВАСИЛЯ СТЕФАНИКА»

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ГРИГОРКІВ МАРІЯ ВАСИЛІВНА

УДК 330.4 : 519.866

МОДЕЛІ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ДИНАМІКИ У ПРОСТОРІ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНИХ СИСТЕМ

Спеціальність 08.00.11 – математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора економічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело
_____ М.В. Григорків

Науковий консультант
Буяк Леся Михайлівна,
доктор економічних наук, професор

Тернопіль – 2020

АНОТАЦІЯ

Григорків М.В. Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем. – Рукопис.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора економічних наук за спеціальністю 08.00.11 – математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці. – Західноукраїнський національний університет. – ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника». – Івано-Франківськ, 2020.

Дисертацію присвячено подальшому розвитку теоретико-методологічних і методичних підходів до моделювання процесів еколого-економічної взаємодії у просторах соціально-економічних систем та розробці комплексу моделей еколого-економічної динаміки в умовах соціально-економічної кластеризації.

У роботі здійснено аналіз ознак глобальної екологічної кризи, визначальної ролі антропогенного фактора у руйнування екосистеми, проблем і механізмів екологізації економіки як незворотного та обов’язкового процесу для збереження довкілля і досягнення сталого (стійкого) розвитку, основних підходів до оцінювання рівня екологічності економіки та довкілля, а також концептуальних засад, принципів і критеріїв сталого розвитку та методів його кількісного і якісного оцінювання.

Обґрунтовано методологічні основи дослідження процесів еколого-економічної взаємодії, сутність і роль системного та синергетичного підходів у здобутті нових знань про складні системи, властивості та закономірності їх розвитку, а також ефективність та універсальність моделювання, як технології наукового пізнання та практичного застосування його результатів для підтримки прийняття рішень, пов’язаних з управлінням еколого-економічними процесами.

Проаналізовано сучасний стан математичного моделювання еколого-економічних систем, концепції та результати побудови еколого-економічних моделей, пов’язані з урахуванням екологічних факторів у моделях економічних і антропогенних факторів у моделях екологічних систем, вплив на теорію та практику моделювання еколого-економічних процесів так званих глобальних моделей, розроблених у другій половині минулого століття. Охарактеризовано

результати моделювання еколого-економічної взаємодії відомих представників зарубіжної та вітчизняної науки, які у цілому створили потужну ідейну та інструментальну базу для подальших досліджень у напрямку моделювання еколого-економічних систем.

Обґрунтовано зв'язок якості довкілля з добробутом суспільства та якістю життя як визначальних характеристик екологічно та соціально збалансованої економіки. Розкрито зміст економічної або соціально-економічної структури суспільства як розподілу його елементів за показниками добробуту (ліквідними заощадженнями, доходами тощо), які суттєво залежать від економічних і екологічних умов життєдіяльності соціуму і визначають його рівень стабільності та відповідні перспективи. Підкреслено необхідність урахування соціальної складової за допомогою тих чи інших показників добробуту у еколого-економічних моделях, зокрема моделювання еколого-економічної динаміки у просторах соціально-економічних систем, стан яких у кожний момент часу можна описати певною сукупністю економічних, екологічних і соціальних характеристик.

Здійснено аналіз підходів до дослідження нерівномірності розподілу показника добробуту у суспільстві на основі функції розподілу та кривої Лоренца, побудова яких є окремою задачею моделювання. Обґрунтовано методику встановлення рівня нерівномірності розподілу показника добробуту та порівняльного аналізу таких розподілів для різних суспільств і їх прошарків за допомогою коефіцієнтів Джині, Рейнбоу, Гуда, а також необхідність застосування комплексної методики для адекватного встановлення соціально-економічної кластеризації суспільства та її наслідків.

Досліджено можливості застосування кривої Лоренца до визначення та формалізації середнього класу як фундаментальної основи для розвитку економіки та більш справедливої соціально-економічної диференціації суспільства. Виходячи з того, що поняття середнього класу для різних суспільств має свої особливості та обмеження, запропоновано формалізоване узагальнення середнього класу та встановлено двосторонні оцінки для коефіцієнтів

нерівномірності розподілу показника добробуту, за допомогою яких можна оцінити ряд інших кількісних і якісних соціально-економічних характеристик.

Охарактеризовано методику реконструкції розподілів елементів суспільства за показником добробуту на основі моделей динаміки цих показників, що актуалізує необхідність побудови динамічних моделей та можливість їх застосування для дослідження соціально-економічної структури та її наслідків. Конкретизовано окремі соціально-економічні аспекти українського бімодального суспільства із незначним за обсягом і якісною структурою середнім класом, великим прошарком бідних та невеликою частиною багатих членів суспільства.

Обґрунтовано ефективність поєднання методу моделювання та інформаційних технологій для створення цілісного базового інструментарію для системного дослідження складних економічних і еколого-економічних систем. Конкретизовано математичний апарат формалізації динаміки таких систем і їх якісного аналізу на основі побудованих моделей, зокрема диференціальних моделей, теорія і методи розв’язання яких добре розвинуті та мають достатньо потужне програмне забезпечення.

Досліджено проблему узгодження часового виміру у моделях економічної та еколого-економічної динаміки, побудовано модельні приклади рівнянь динаміки для випадків, коли час вимірюється у стандартних часових одиницях, виробничих циклах і циклах споживання, встановлено наявність так званих коригувальних коефіцієнтів взаємозв’язку між моделями динаміки у різних часових одиницях вимірювання. Отримані результати спрямовані на уникнення помилок неузгодження часового виміру у статистичних даних і обчислювальних експериментах.

Розкрито сутність часових лагів у процесах функціонування економічних і еколого-економічних систем. Проаналізовано типи та принципи побудови фіксованих і розподілених лагів. Побудовано модельні приклади рівнянь динаміки капіталу з урахуванням запізнення під час засвоєння інвестицій та наявності амортизаційних відрахувань, які залежно від типу лагів

формалізуються відповідними диференціальними моделями з відхиленням аргумента або власне моделями розподілених лагів.

Проаналізовано основні підходи до побудови динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки як окремих моделей економічної та еколого-економічної динаміки. Ці підходи базуються на введенні динамічного мультиплікатора для статичної функції, обмежень на часовий ресурс, розширенні сукупності аргументів функції змінними, які є похідними від інших змінних, застосуванні економетричних методів до апроксимації часових рядів і на інших способах урахування змінної часу у функціональних залежностях.

Запропоновано концепцію побудови динамічних функцій екологічності довкілля, зокрема функцій забруднення, які формують спеціальний клас динамічних функціональних моделей. Концепція побудови таких функцій включає два аспекти: оцінювання показника екологічності (якщо йдеться про функцію забруднення, то обсягів створеного, утилізованого та залишкового забруднення) на основі вартісних показників випуску економікою основного агрегованого продукту та інвестицій (видатків) у природоохоронну діяльність, а також конструювання специфікації функції у вигляді добутку двох функцій, з яких одна – це оцінка викидів забруднення, а інша – це функція-коефіцієнт, що визначає оцінку залишкового забруднення після природного самоочищення викидів.

Розроблено динамічні моделі односекторної економіки, у якій здійснюється виробництво основного агрегованого продукту та первинна утилізація виробничого забруднення. Моделі належать до класу диференціальних моделей. Їх формалізація реалізована для різних базових припущень, основними з яких є припущення про сталість чи змінність у часі сумарної величини такого показника добробуту як ліквідні заощадження для двох груп учасників виробництва – власників виробництв (виробників) і найманих робітників, припущення про задану частку капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення чи заданий коефіцієнт утилізації цього забруднення і інші. Якісний аналіз стаціонарних розв’язків деяких із цих

моделей дозволяє встановити наявність можливих стійких і нестійких рівноважних станів еколого-економічної системи, які можуть бути як низько-, так і високопродуктивними. Знання про такі стани є основою для розробки стратегій розвитку екологічно збалансованої економіки.

Запропоновано моделі динаміки односекторної економіки з первинною утилізацією виробничих відходів та контролем над обсягами неутилізованих викидів у довкілля. Контроль над неутилізованим виробничим забрудненням у розроблених моделях відображено рівнянням динаміки забруднення довкілля. Багатоваріантність моделей цього класу також пов'язана з різними базовими припущеннями щодо їх побудови. На основі розроблених моделей можна здійснювати перевірку екологічних обмежень щодо забруднення довкілля, можливості самоочищення якого також обмежені у просторі чи часі.

Розроблено динамічні моделі двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвами, тобто економіки, у якій перший сектор здійснює виробництво основної агрегованої продукції, а другий – утилізацію продуктів забруднення (виробничого та невиробничого характеру). Крім багатоваріантності базових припущень щодо побудови моделей, вони також можуть враховувати процес контролю над забрудненням довкілля. Як і аналогічні моделі односекторної економіки, моделі двосекторної економіки також формалізовані за допомогою рівнянь динаміки заощаджень власників виробництв і робітників, але кожного із секторів, ціни на основний продукт і тарифу на утилізацію, а у випадку урахування контролю над забрудненням довкілля – ще й рівняння динаміки такого забруднення.

Запропоновано моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації створеного виробничого забруднення як без контролю, так і з контролем над неутилізованими рештками цього забруднення, що попадають у довкілля. Усі ці моделі є відповідними модифікаціями динамічних моделей односекторної економіки лише з первинною утилізацією, але урахування вторинної утилізації не тільки змінює рівняння

динаміки моделей, але й специфіку деяких припущень, пов'язаних із вторинною утилізацією.

Розроблено динамічні моделі двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією у другому секторі продуктів як виробничого забруднення, створеного у першому (основному) секторі, так і забруднення, створеного невиробничою діяльністю. На відміну від динамічних моделей двосекторної економіки з первинною утилізацією забруднення запропоновані моделі формалізують динаміку аналогічних показників, але з урахуванням як первинної, так і вторинної утилізації. Якщо враховується контроль над забрудненням довкілля, то рівняння динаміки цього забруднення також зазнає відповідних змін, що концептуально відрізняє ці моделі від моделей без урахування вторинної утилізації.

Запропоновано моделі динаміки одно- та двосекторної економік у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення. Урахування різних тарифів розширює простір змінних моделей та у цілому розроблений комплекс динамічних моделей еколого-економічних систем з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення.

Дисертаційна робота є самостійним дослідженням, у якому розроблено нові теоретико-методологічні положення та підходи, а також відповідні практичні рекомендації щодо аналізу та прогнозування процесів становлення та функціонування екологічної економіки. З наукових праць, опублікованих у співавторстві, у дисертації використано лише положення та ідеї, які є особистим здобутком автора.

Практичне значення отриманих результатів полягає у тому, що розроблені автором моделі мають достатньо загальний та універсальний характер, тому можуть впроваджуватися у системи підтримки прийняття рішень та безпосередньо при управлінні процесами розбудови екологічної економіки на різних рівнях ієрархії (на рівні країни, регіону тощо), зокрема запропонований комплекс моделей може бути використаний у відповідних екологічних організаціях для обґрунтування та впровадження відповідних екологічних

стандартів виробництва, довкілля та соціально-економічної поведінки суспільства. Впроваджені результати дисертаційного дослідження підтверджені відповідними довідками.

Ключові слова: модель, моделювання, система, еколого-економічна динаміка, економічна структура суспільства, первинна утилізація, вторинна утилізація, забруднення довкілля, екологічна економіка.

ANNOTATION

Hryhorkiv M.V. The models of eco-economic dynamics in the space of socio-economic systems. – The manuscript.

The thesis work for a Doctor of Economics degree by specialty 08.00.11 – Mathematical Methods, Models and Information Technologies in Economics. – West Ukrainian National University. – Public Higher Education Institution «Vasyl Stefanyk Precarpathian National University». – Ivano-Frankivsk, 2020.

The dissertation is devoted to the further development of theoretical and methodological and methodic approaches to modeling the processes of eco-economic interaction in the spaces of socio-economic systems and the development of the complex of the models of eco-economic dynamics in conditions of socio-economic clusterization.

The paper analyzes the features of the global ecological crisis, the determining role of the anthropogenic factor in the destruction of the ecosystem, the problems and mechanisms of ecologization of the economy as an irreversible and obligatory process for preserving the environment and achieving sustainable development, the main approaches to assessing the level of ecological economy and environment, as well as the conceptual framework, principles and criteria for sustainable development and methods for quantitative and qualitative assessment.

The methodological bases of research of the processes of the eco-economic interaction, the essence and role of systemic and synergetic approaches in acquiring new knowledge about complex systems, properties and regularities of their development, as well as the efficiency and versatility of modeling as technologies of

scientific knowledge and practical application of its results to support adoption are substantiated decisions related to the management of eco-economic processes.

The current state of mathematical modeling of eco-economic systems, the concepts and results of construction of eco-economic models related to the consideration of ecological factors in models of economic and anthropogenic factors in models of ecological systems, influence on the theory and practice of the modeling eco-economic processes of the so-called global models are developed in the second half of the last century. The results of modeling of eco-economic interaction of known representatives of foreign and national science are characterized, which in general have created a powerful ideological and instrumental base for further research in the direction of modeling of eco-economic systems.

The connection between the quality of the environment and the well-being of society and quality of life as defining characteristics of an ecologically and socially balanced economy is substantiated. The content of the economic or socio-economic structure of a society as a distribution of its elements by welfare measures (liquid savings, incomes, etc.), which significantly depend of the economic and environmental conditions of life of a society and determine its level of stability and corresponding prospects. The need to take into account the social component with the help of certain indicators of well-being in eco-economic models, in particular modeling eco-economic dynamics in the spaces of socio-economic systems, the state of which at any time can be described by a set of economic, ecological and social characteristics.

The approaches to the research of the uneven distribution of the welfare index in a society are analyzed based on the distribution function and the Lorentz curve, the construction of which is a separate modeling task. The methodology for establishing the level of uneven distribution of the welfare index and comparative analysis of such distributions for different societies and their layers using the Gini, Rainbow, Hood coefficients, as well as the need to use a comprehensive methodology to adequately establish the socio-economic clusterization of a society and its consequences.

The possibility of applying the Lorentz curve to the definition and formalization of the middle class as a fundamental basis for economic development and fairer socio-

economic differentiation of a society is explored. Given that the concept of the middle class for different societies has its own peculiarities and limitations, a formalized generalization of the middle class is proposed and bilateral estimates are established for the coefficients of unequal distribution of the welfare measure, by which a number of other quantitative and qualitative socio-economic characteristics can be estimated.

The method of reconstruction of distributions of elements of a society by welfare measure on the basis of the dynamics models of these indicators is characterized, which actualizes the necessity of construction of dynamic models and the possibility of their use for the study of socio-economic structure and its consequences. Specific some of socio-economic aspects of Ukrainian bimodal society with a small size and quality structure of the middle class, a large interlayer of the poor and a small part of the rich members of a society are specified.

The effectiveness of combining the modeling method and information technologies to create a comprehensive basic toolkit for systematic research of complex economic and eco-economic systems is substantiated. The mathematical apparatus for formalizing the dynamics of such systems and their qualitative analysis on the basis of constructed models, including differential models, whose theory and methods of solving are well-developed and have sufficiently powerful software is specified.

The problem of harmonization of time measurement in models of economic and eco-economic dynamics is investigated, model examples of dynamics equations for cases where time is measured in standard time units, production cycles and consumption cycles are constructed, the presence of so-called correlation coefficients between models in different models is established time units. The results obtained are aimed at avoiding timing errors in statistics and computational experiments.

The essence of time lags in the processes of functioning of economic and eco-economic systems is revealed. Types and principles of construction of fixed and distributed lags are analyzed. Model examples of equations of capital dynamics are constructed taking into account the delay in the development of investments and the presence of depreciation deductions, which, depending on the type of lags are

formalized by the corresponding differential models with the deviation of the argument or the models of distributed lags.

The basic approaches to the construction of the dynamic functions of the economic and eco-economic behavior as separate models of economic and eco-economic dynamics are analyzed. These approaches are based on the introduction of a dynamic multiplier for a static function, time constraints, the extension of a set of arguments to variables that are derived from other variables, the application of econometric methods to the approximation of time series, and other ways of considering the variable time in functional.

The concept of construction of dynamic environmental ecological functions, in particular pollution functions, which form a special class of dynamic functional models is proposed. The concept of construction of such functions includes two aspects: estimation of the environmental indicator (if it is a function of pollution, the volume of created, utilized and residual pollution) on the basis of the cost indicators of the output of the main aggregate product by the economy and investments (expenditures) in environmental protection, in the form of the product of two functions, one of which is the estimation of pollution emissions and the other is the coefficient function that determines the estimation of residual pollution after natural pollution self-purification of emissions.

Dynamic models of a one-sector economy are developed, in which the production of the main aggregate product and primary utilization of industrial pollution is carried out. The models belong to the class of differential models. Their formalization is implemented for various basic assumptions, the main ones being the assumption of stability or variability in time of the total value of such a welfare indicator as liquid savings for two groups of production participants - production owners (producers) and employees, assumptions about a given share of capitalization of the process of capitalization of the process of capitalization pollution or the specified rate of utilization of that pollution and others. A qualitative analysis of the stationary solutions of some of these models makes it possible to determine the possible stable and unstable equilibrium states of the eco-economic system, which can be both low-

and high-performance. Knowledge about such conditions is the basis for developing strategies for developing an environmentally balanced economy.

The dynamics models of one-sector economy with primary utilization of industrial waste and control over the volumes of utilized emissions into the environment are offered. The control over non-utilized industrial pollution in the developed models is reflected by the equation of dynamics of environmental pollution. The multivariate models of this class are also associated with different basic assumptions about their construction. Based on the models developed, it is possible to check environmental restrictions on environmental pollution, whose self-cleaning capabilities are also limited in space or time.

The dynamic models of a two-sector economy with main and auxiliary industries have been developed, that is, the economy in which the first sector produces the main aggregated production, and the second – the utilization of pollution products (production and non-production nature). In addition to the multivariate baseline assumptions for models construction, they can also take into account the process of controlling environmental pollution. Like similar the models of one-sector economy, the models of two-sector economy are also formalized using equations of savings for production owners and workers, but for each sector, the price of the main product and the tariff for disposal, and in the case of environmental pollution controls, equation of such dynamics pollution.

The dynamics models of one-sector economy with consideration of processes of primary and secondary utilization of created industrial pollution both without control and with control over the uncontaminated residues of this pollution entering the environment are offered. All of these models are corresponding modifications to the dynamic models of one-sector economy with only primary utilization, but the consideration of secondary recycling not only alters the dynamics of the models, but also the specifics of some of the assumptions associated with secondary utilization.

The dynamic models of a two-sector economy with primary and secondary utilization in the second sector of products of both industrial pollution created in the first (main) sector and pollution created by non-productive activity are developed.

Unlike the dynamic models of a two-sector economy with primary pollution utilization, the proposed models formalize the dynamics of similar indicators, but taking into account both primary and secondary utilization. If environmental pollution control is taken into account, then the equation of dynamics of that pollution also undergoes corresponding changes, which conceptually distinguishes these models from models without taking into account secondary recycling.

The dynamic models of the one- and two-sector economies in case of different tariffs for primary and secondary pollution utilization are proposed. Taking into account different tariffs expands the space of variable models and a whole complex of dynamic models of eco-economic systems with primary and secondary utilization of pollution products has been developed.

The dissertation is an independent research, which develops new theoretical and methodological provisions and approaches, as well as relevant practical recommendations for the analysis and forecasting of the processes of formation and functioning of the ecological economy. From the scientific works published in the co-authorship, the thesis uses only provisions and ideas that are the author's personal achievement.

The practical implications of the results are that the models developed by the author are of a sufficiently general and universal nature, and can therefore be implemented in decision support systems and directly when managing the eco-economy development processes at different levels of the hierarchy (at country, regional, etc.), in particular a set of models can be used by relevant environmental organizations to justify and implement appropriate environmental standards of production, environment and co socio-economic behavior of a society. The introduced results of the dissertation research are confirmed by the relevant references.

Keywords: model, modeling, system, eco-economic dynamics, economic structure of a society, primary utilization, secondary utilization, environmental pollution, ecological economy.

Список публікацій за темою дисертації

Статті у наукових фахових виданнях:

1. Григорків М. В. Динамічні моделі двосекторної екологічної економіки з лінійними функціями поведінки її суб'єктів. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2015. №12(174) С. 390-397, 0.65 д.а.

2. Григорків М. В. Односекторні моделі економічної динаміки з урахуванням процесів еколого-економічної взаємодії. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2015. Вип. 730-731. С. 183-186, 0.47 д.а.

3. Григорків М. В. Динамічні односекторні моделі еколого-економічної системи з лінійними функціями економічної поведінки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2015. Вип. I (57). С. 172-180, 0.99 д.а.

4. Григоркив М. В., Григоркив В. С. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 1. *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №2. С. 128-137, 0.88 д.а.

5. Григоркив М. В., Григоркив В. С. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 2. *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №3. С. 127-134, 0.7 д.а.

6. Григорків М. В. Двосекторні моделі еколого-економічногої динаміки з лінійними функціями економічної поведінки. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Економіка».* Ужгород, 2015. Випуск 1 (45). Том 1. С. 259-262, 0.47 д.а.

7. Mariia Grygorkiv, Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak Modelling of interaction of eco-economic processes. *Business Systems and Economic.* Vilnius, 2015 Vol. 5 (1). P. 18-25, 0.74 д.а.

8. Григорків М. В. Часові лаги у динамічних моделях економіки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2016. Вип. I (61). С. 242-251, 1ю16 д.а.

9. Hryhorkiv Mariya, Buyak Lesya Modelling of the possible integration consequences of the economy of Ukraine into the economies of the European Union or Russia. *Baltic Journal of Economic Studies.* Riga, 2016. Vol. 2 (1). P. 18-25, 0.47 д.а.

10. Hryhorkiv M. V., Hryhorkiv V. S. Some issues of time dimension agreement in economic dynamics models. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2016. Вип. 773-774. С. 166-170, 0.58 д.а.

11. Григорків М. В., Григорків В. С. Моделі еколого-економічної динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №6 (192). С. 214-221, 0.66 д.а.

12. Григорків М. В., Григорків В. С. Моделювання еколого-економічної динаміки з урахуванням мінімального рівня соціально-економічної структуризації суспільства. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №2 (188). С. 323-332, 0.82 д.а.

13. Григорків М. В. Моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення. *Науково-виробничий журнал. Інноваційна економіка.* Тернопіль, 2017. № 5-6 (69). С. 206-211, 0.5 д.а.

14. Григорків М. В. Моделювання динаміки односекторної економіки у випадку утилізації виробничих відходів та контролю над забрудненням довкілля. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. 13. С. 96-102, 0.46 д.а.

15. Григорків М. В. Динамічні моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. I-II (65-66). С. 199-207, 1.05 д.а.

16. Hryhorkiv M. V. Modeling of eco-economic dynamics of single sectoral economy in the case of specified share of industrial pollution utilization. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2017. Вип. 789. С. 64-68, 0.59 д.а.

17. Григорків М. В. Оцінювання рівня та механізми екологізації економіки на сучасному етапі її розвитку. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2018. Вип. 14. С. 136-144, 0.61 д.а.

18. Mariia Hryhorkiv Modeling of the sectoral ecological economy dynamics in view of different tariffs on primary and secondary disposal of production pollution. *Науковий журнал «Наукові записки Національного університету «Острозька академія» серія «Економіка»».* Острог, 2018. Випуск 9(37). С. 192-196, 0.59 д.а.

19. Григорків М. В., Григорків В. С. Формалізація середнього класу та оцінки нерівномірності розподілу суспільного багатства. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2019. Вип. 809. С. 77-83, 1.19 д.а.

20. Григорків М. В. Моделі динамічних функцій забруднення: концепція побудови / М. В. Григорків // Збірник наукових праць. Економічні науки. – Чернівці : Книги – XXI, 2020. – Вип. 16. – С. 70-80, 0.65 д.а.

Матеріали наукових конференцій:

1. Grygorkiv Mariia Design of eco-economic systems with linear function of economic behavior. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 23-24 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. С. 5-6, 0.12 д.а.

2. Григорків М. В. Моделювання трисекторної економіки з урахуванням еколого-економічної взаємодії. *Регіональні економічні проблеми в умовах сучасних викликів :* збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 27-28 лютого 2015 р. Київ, 2015. С. 139-140, 0.12 д.а.

3. Григорків М. В. Аналіз та моделювання часових лагів в економіці. *Економічні проблеми сучасності та стратегії інноваційного розвитку*

економіки : матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. У 2-х частинах. м. Львів, 18-19 березня 2016 р. Львів, 2016. С. 135-137, 0.17 д.а.

4. Григорків В. С., Григорків М. В. Про вибір та узгодження часового виміру в динамічних моделях економіки. *Економіко-математичне моделювання :* зб. мат. Першої нац. наук.-метод. конф., м. Київ, 30 вересня – 1 жовтня 2016 р. Київ, 2016. С. 99-101, 0.17 д.а.

5. Григорків М. В. Моделювання динамічних функцій економічної поведінки. *Праці VIII міжнародної школи-семінару «Теорія прийняття рішень»,* м. Ужгород, 26 вересня-1 жовтня 2016 р. Ужгород, 2016. С. 97, 0.06 д.а.

6. Григорків М. В. Моделювання рівноважних станів еколого-економічних систем. *Наукова спадщина Йозефа Алоїза Шумпетера і сучасність : погляд із минулого в майбутнє.* Матеріали III Міжнародної Шумпетерівської конференції, м. Чернівці, 21-22 жовтня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 233-234, 0.12 д.а.

7. Григорків М. В. Динамічні моделі двосекторної екологічно збалансованої економіки. *Актуальні проблеми ефективності використання потенціалу економіки країни:* матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро, 20-21 січня, 2017 р. Дніпро, 2017. С. 150-152, 0.14 д.а.

8. Григорків М. В. Інформаційна економіка: аналіз і перспективи розвитку. *Сучасні інформаційні технології у бізнесі та досвід їх використання :* матеріали Всеукраїнської школи-семінару. м. Чернівці, 23-24 жовтня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 26-27, 0.11 д.а.

9. Григорків М. В. Моделювання економічної динаміки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення: деякі прикладні аспекти. *International Scientific-Practical Conference. Integration of Business Structures: Strategies and Technologies, Part II*. Tbilisi, Georgia, February 24, 2017. Tbilisi, 2017. P. 198-200, 0.15 д.а.

10. Hryhorkiv Mariia Conceptual and mathematical models of dynamics of single sectoral economy with primary utilization of industrial pollution. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :*

матеріали V Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 травня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 3-4, 0.12 д.а.

11. Григорків М. В. Моделювання розподілів елементів суспільства за показниками добробуту. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали VI Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 квітня 2019 р. Чернівці, 2019. С. 78-79, 0.12 д.а.

12. Григорків М. В. Аналіз екологічності економіки регіонів України / М. В. Григорків // Сталий розвиток соціально-економічних систем в умовах глобалізаційних процесів [електронний збірник] : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (30 березня 2020 р., м. Київ). – С. 104-107, 0.3 д.а.

ЗМІСТ

ВСТУП……..23
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ЕКОНОМІКИ ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ……..... ...33
1.1. Характеристика ознак екологічної кризи, оцінювання та механізми екологізації економіки……. …33
1.2. Концептуальні засади, принципи, критерії та оцінки сталого розвитку……..... …48
1.3. Методологічний базис дослідження процесів еколого-економічної взаємодії та формування концепції моделювання еколого-економічної динаміки..... …63
1.4. Аналіз сучасного стану математичного моделювання еколого-економічних систем……..... …83
РОЗДІЛ 2. СУЧАСНІ ПІДХОДИ ДО МЕТОДОЛОГІЇ АНАЛІЗУ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КОМПОНЕНТИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕКОНОМІКИ…… ..102
2.1. Екологічні, економічні та соціальні компоненти суспільного добробуту……..... ..102
2.2. Поняття соціально-економічної структури суспільства як його розподілу за показником добробуту……... .124
2.3. Крива Лоренца та коефіцієнти нерівномірності розподілу показника добробуту у суспільстві……..... ..129
2.4. Застосування кривої Лоренца до визначення середнього класу…… ..144
2.5. Реконструкція розподілів елементів суспільства за показниками добробуту на основі моделей динаміки цих показників…… ..154
2.6. Деякі аспекти соціально-економічної кластеризації українського суспільства……..... ..159

РОЗДІЛ 3. МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОНОМІЧНОЇ ТА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ДИНАМІКИ ІЗ УРАХУВАННЯМ СПЕЦИФІКИ ЇЇ ПРОЦЕСІВ…… ..173

3.1. Моделювання та інформаційні технології як базовий інструментарій системного дослідження складових економічних явищ і процесів……..... ..173

3.2. Математичний апарат формалізації динаміки еколого-економічних систем…….. ..181

3.3. Узгодження часового виміру у моделях економічної та еколого-економічної динаміки……... ..187

3.4. Часові лаги у динамічних моделях економіки…… ..197

3.5. Деякі підходи до моделювання динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки……..... ..208

3.6. Моделі динамічних функцій забруднення як функцій екологічності довкілля: концепція побудови……. ..216

РОЗДІЛ 4. МОДЕЛІ ДИНАМІКИ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ СИСТЕМ В УМОВАХ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КЛАСТЕРИЗАЦІЇ ТА ПЕРВИННОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ЗАБРУДНЕННЯ……. ..234

4.1. Динамічні моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення……..... ..234

4.1.1. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та частки капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення…… ..237

4.1.2. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та коефіцієнта утилізації виробничого забруднення…… ..249

4.2. Моделі динаміки односекторної економіки у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва та контролю над обсягами неутилізованого виробничого забруднення……... ..253

4.3. Динамічні моделі двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвами……..... ..266

4.3.1. Формалізація моделей у випадку заданої основним сектором частки капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення……. ..270

4.3.2. Формалізація моделей у випадку заданого основним сектором коефіцієнта утилізації виробничого забруднення……..... ..276

4.3.3. Формалізація моделей у випадку урахування попиту на первинну утилізацію усіх учасників основного та допоміжного виробництв…… .279

4.4. Моделі динаміки двосекторної економіки з урахуванням контролю над забрудненням навколишнього середовища неутилізованими виробничими відходами……. ..285

4.5. Прикладне забезпечення моделей еколого-економічної динаміки... 295

РОЗДІЛ 5. ДИНАМІЧНІ МОДЕЛІ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ СИСТЕМ В УМОВАХ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КЛАСТЕРИЗАЦІЇ, ПЕРВИННОЇ ТА ВТОРИННОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ЗАБРУДНЕННЯ……... ..313

5.1. Моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації виробничого забруднення…. ..313

5.1.1. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та часток капіталозабезпечення первинної і вторинної утилізації……..... ..317

5.1.2. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації……. ..321

5.2. Динамічні моделі односекторної економіки у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва та контролю над неутилізованою частиною виробничих відходів……... ..327

5.3. Моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення у допоміжному секторі…….. ..335

5.3.1. Формалізація моделей у випадку заданих часток капіталозабезпечення утилізаційних процесів у основному та допоміжному секторах……..... ..341

5.3.2. Формалізація моделей у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації у основному та допоміжному секторах……. ..344

5.3.3. Формалізація моделей у випадку урахування попиту на первинну та вторинну утилізацію усіх учасників виробничих процесів…. ..348

5.4. Моделювання динаміки двосекторної економіки з урахуванням первинної та вторинної утилізації і контролю над забрудненням довкілля неутилізованою частиною виробничих і невиробничих відходів…… ..350

5.5. Модифікації динамічних моделей процесів еколого-економічного виробництва у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення……..... ..356

5.5.1. Моделювання динаміки односекторної економіки з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію виробничого забруднення…… ..357

5.5.2. Динамічні моделі двосекторної економіки у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію виробничих і невиробничих відходів……..... ..365

5.5.3. Деякі доповнення стосовно параметрів динамічних еколого-економічних моделей у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення……... ..371

ВИСНОВКИ……..... ..382

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ……. ..388

ДОДАТКИ……..... ..415

ВСТУП

Актуальність теми. Динаміка економічних, соціальних, екологічних і інших процесів у сучасному світі характеризується багатьма подіями, явищами та кризами, які мають суттєво нелінійний, а часто біфуркаційний чи навіть хаотичний характер, який у першу чергу є наслідком людської діяльності. Яскравим підтвердженням цього є негативний антропогенний вплив на навколишнє середовище та природу у цілому, яка була і є джерелом життя на планеті Земля. Сьогодні людство опинилося перед багатьма викликами, пов'язаними із виснажливим природокористуванням, подекуди непомірно високим економічним зростанням, екологічними катастрофами та знеціненням моральності, духовності, політичної відповідальності та інших чеснот, властивих людині як homo sapiens. При цьому позитивні та негативні творіння людського суспільства тісно взаємопов'язані. Їх аналіз чітко виокремлює ті принципово важливі проблеми, які потрібно розв'язувати людству вже і негайно, щоб мати стабільне та щасливе майбутнє для своїх нащадків. Очевидно, що однією із пріоритетних проблем у цьому сенсі є проблема екологізації економіки та побудови суспільства сталого розвитку. Ця багатогранна проблема може бути успішно розв'язана лише у разі її системного наукового обґрунтування та суспільної відповідальності, а також узгодженості спільних зусиль людей, громад, країн і їх урядів, тобто усіх тих, хто зацікавлений у її розв'язанні.

Все це свідчить про гостроту та актуальність застосування науки, її концептуальних і методологічних підходів, інструментальних засобів для наукового обґрунтування проблем еколого- та соціально-економічної взаємодії, розробки нових ідей та методів для дослідження динаміки еколого-економічних систем і її соціально-економічних наслідків для людського суспільства, що у кінцевому результаті дозволяє розробити стратегічні програми розвитку екологічно збалансованої економіки та створити ефективні механізми реалізації цих програм на практиці.

Починаючи із семидесятих років минулого століття наука та передова частина світової громадськості різко активізували свою діяльність щодо вивчення та зменшення негативного антропогенного впливу на екосистему, що у підсумку привело до розробки стратегії сталого розвитку. Поява цієї стратегії, як і ряд інших документів та заходів, присвячених питанням екологізації та соціалізації економіки підвищили інтенсивність наукових досліджень у цьому напрямку.

Отже, проблеми еколого-економічної взаємодії та сталого розвитку були і залишаються предметом численних наукових досліджень, причому інтерес до них постійно зростає у різних науково-дослідницьких, прикладних та державних інституціях. Особливо останнім часом актуальними та затребуваними у цьому сенсі є наукові дослідження у галузі моделювання, зокрема математичного моделювання еколого-економічних систем. Наукові досягнення у моделюванні окремо економічних і екологічних процесів і систем стали серйозним фундаментом для глибокого осмислення еколого-економічної проблематики і поєднання розробленого наукового інструментарію при вивченні цілісних еколого-економічних систем як об’єктів дослідження. Це привело до відомих знакових наукових проектів для теорії і практики еколого-економічного моделювання, авторами та керівниками яких були Дж. Форрестер, Д. Медоуз, М. Месарович, М. Мойсєєв, Х. Дейлі, Р. Айрес та А. Ніс, У. Айзард, Д. Уіллен, В. Леонтьєв і Д. Форд, І. Шімацу, Т. Тінберг і ряд інших учених світового рівня. Розробці математичних моделей процесів еколого-економічної взаємодії та сталого розвитку і дослідженню різних прикладних аспектів, пов’язаних з цими моделями присвячені також праці представників зарубіжних наукових шкіл Р. Раяцкаса, В. Суткайтіса, О. Петрова, І. Поспєлова, О. Шананіна, О. Лотова, М. Оленєва, О. Горстка, Г. Угольницького, О. Рюміної, а також вітчизняних науковців І. Ляшенка, В. Григорківа, М. Михалевича, О. Волошина, І. Благуна, Л. Дмитришин, Т. Клебанової, О. Ляшенко, Н. Максишко, Л. Буяк, А. Онищенка, Р. Білоскурського, Ю. Тадеєва, О. Якутової, А. Верстяка, Л. Хрущ, О. Єдинак, Л. Скращук, М. Коробової, Н. Чорней, М. Кузубова та багатьох інших.

У сукупності праці зазначених і багатьох інших вчених формують ґрунтовну теоретичну та прикладну основу методології еколого-економічного моделювання. Однак проблема екологізації економічної діяльності людства та його життєвого простору багатогранна та багатоаспектна. Тому цілий ряд питань, зокрема питань побудови моделей еколого-економічної динаміки у просторах соціально-економічних змінних, які відображають економічну структуру суспільства, її соціальну характеристику, вплив різних прошарків суспільства на розв’язання екологічних проблем, ще не достатньо дослідженні. У зв’язку з цим їх подальше наукове розширення та вдосконалення, у тому числі побудова моделей економіки з урахуванням процесів її екологізації та соціалізації, які б дозволяли на їх основі здійснити якісний аналіз динаміки еколого-економічних систем і відповідні експериментальні дослідження з цими моделями, є актуальною науковою проблемою.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційну роботу виконано згідно із планами науково-дослідних робіт кафедри економічної кібернетики та інформатики Тернопільського національного економічного університету: «Моделі динаміки економічних систем та процесів на різних рівнях ієрархії» (державний реєстраційний номер 0114U006471) (автором розроблено динамічні моделі односекторної економіки з первинною та первинною і вторинною утилізацією виробничого забруднення); «Моделювання та аналіз систем управління та інформаційних процесів» (державний реєстраційний номер 0120U093898) (автором розроблено динамічні моделі двосекторної економіки з первинною та первинною і вторинною утилізацією продуктів забруднення) та кафедри економіко-математичного моделювання Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича: «Моделювання економічних, еколого-економічних і соціально-економічних процесів і систем» (державний реєстраційний номер 0112U008341) (автором розроблено моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням утилізації виробничого забруднення та контролю над забрудненням довкілля); «Моделі та методи дослідження процесів еколого-економічної та соціально-

економічної взаємодії» (державний реєстраційний номер 0117U006699) (автором розроблено моделі динаміки двосекторної економіки з урахуванням утилізації продуктів забруднення та контролю над забрудненням довкілля).

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є обґрунтування теоретико-методологічних підходів та розробка комплексу економіко-математичних моделей для дослідження динаміки еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації.

Мета дисертаційної роботи повністю визначає зміст досліджень, які полягають у розв’язанні таких завдань:

– аналіз наукових засад системного дослідження процесів екологізації економіки та сталого розвитку;

– обґрунтування теоретико-методологічних підходів та інструментальної бази для дослідження еколого-економічних систем;

– аналіз методологічних і методичних аспектів дослідження соціально-економічної структуризації суспільства та її впливу на процеси екологізації економіки;

– обґрунтування специфіки моделювання економічної та еколого-економічної динаміки;

– розробка концепції побудови динамічних функцій забруднення як функцій екологічності довкілля з урахуванням здатності природного середовища до самоочищення;

– розробка динамічних моделей односекторної економіки з первинною утилізацією виробничого забруднення;

– розробка моделей динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації виробничого забруднення;

– розробка динамічних моделей односекторної економіки з первинною та первинною і вторинною утилізацією виробничого забруднення, які враховують контроль над забрудненням довкілля;

– розробка динамічних моделей двосекторної економіки з первинною утилізацією продуктів забруднення;

– розробка моделей динаміки двосекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації продуктів забруднення;

– розробка динамічних моделей двосекторної економіки з первинною та первинною і вторинною утилізацією забруднення, які враховують контроль над забрудненням довкілля;

– розробка моделей динаміки одно- та двосекторної економік у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення.

Об'єктом дослідження є еколого-економічна динаміка в умовах соціально-економічної кластеризації.

Предметом дослідження є методологічні підходи та інструментарій економіко-математичного моделювання еколого-економічної динаміки у просторах соціально-економічних систем.

Методи дослідження. Теоретичною та методологічною основою дисертаційної роботи є сукупність принципів і методів наукових досліджень, наукові праці зарубіжних і вітчизняних вчених у галузі дослідження процесів екологізації економіки та її переходу до сталого розвитку, економіко-математичного моделювання, еколого-економічної динаміки, а також наукові положення економічної теорії, теорії диференціальних рівнянь, системного й економіко-статистичного аналізу, математичного моделювання складних систем.

У процесі дослідження були використані такі загально-наукові і спеціальні методи: системного аналізу та абстрактно-логічний – для обґрунтування сутності певних понять і категорій економічних і еколого-економічних систем та загальної еколого-економічної динаміки; економіко-статистичний та порівняльного аналізу – для порівняння показників рівня екологічності, різних тенденцій та явищ, характерних для економічних і еколого-економічних процесів; ймовірнісно-статистичний та графічного аналізу – для обґрунтування змісту та основних підходів до дослідження соціально-економічної структуризації суспільства; аналогій та якісного аналізу – для побудови диференціальних еколого-економічних моделей та дослідження їх стаціонарних

розв’язків; наукового узагальнення – для формування науково-теоретичних і практичних висновків, підведення підсумків тощо, а також інші методи.

Інформаційною та статистичною базою дослідження є матеріали науково-практичних конференцій, довідкові та нормативні матеріали періодичних видань і аналітичних звітів, ресурси мережі Інтернет, офіційні статистичні дані Державної служби статистики України та його обласних підрозділів, а також інші експертні та статистичні дані.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у формуванні теоретико-методологічної бази та інструментарію для дослідження еколого-економічної динаміки у просторах соціально-економічних систем. Наукова новизна включає такі положення:

вперше:

– запропоновано концепцію моделювання економіки з урахуванням процесів екологізації та соціально-економічної кластеризації, що дозволяє будувати моделі еколого-економічної динаміки, а на їх основі – траєкторії та стратегії еколого-економічного розвитку;

– розроблено комплекс моделей динаміки односекторної економіки з урахуванням первинної або первинної та вторинної утилізації створеного виробничого забруднення, у тому числі моделі, які враховують контроль над забрудненням неутилізованими рештками довкілля та наявність різних тарифів на первинну і вторинну утилізацію, що у сукупності формують ефективний інструментарій для дослідження характеру станів і динаміки екологічної економіки та вибору відповідних стратегій розвитку еколого-економічних систем;

– розроблено динамічні моделі двосекторної економіки, один із секторів якої займається виробництвом основного агрегованого продукту, а інший – утилізацією відходів виробничого та невиробничого характеру, які, як і моделі односекторної економіки, враховують первинну або первинну і вторинну утилізацію, контроль над забрудненням довкілля і різні тарифи на первинну та вторинну утилізацію, але на відміну від них дозволяють досліджувати характерні тенденції, закономірності та сценарії еколого-економічного розвитку у

розширених просторах соціально- та еколого-економічних показників, а значить більш повно описати реальні процеси в економіці та підвищити ефективність відповідних регуляторних рішень.

удосконалено:

– теоретико-методологічний інструментарій побудови динамічних моделей еколого-економічних систем з урахуванням впливу на процеси еколого-економічної взаємодії соціально-економічної кластеризації суспільства та дослідження за допомогою цих моделей характеристик екологізації та соціалізації економіки;

– методику аналізу та формалізації економічної структури суспільства як розподілу його елементів за показниками добробуту, оцінювання рівня нерівномірності та порівняння таких розподілів для різних прошарків суспільства і різних суспільств на основі показників нерівномірності;

– концептуальні підходи до побудови динамічних функцій забруднення як функцій екологічності довкілля з урахуванням здатності природного середовища до самоочищення;

– моделі економічної динаміки з урахуванням процесів вторинної утилізації, які на відміну від існуючих динамічних еколого-економічних моделей, дозволяють формалізувати вимоги дотримання виробниками та суспільством встановлених екологічних обмежень щодо забруднення довкілля та більш адекватно відображають збалансованість економічної, соціальної та екологічної підсистем.

отримали подальший розвиток:

– методи формалізації середнього класу як принципово важливого для формування економічної структури суспільства прошарку та встановлення оцінок для коефіцієнтів нерівномірності розподілу показників добробуту між елементами суспільства;

– моделі економічної та еколого-економічної динаміки з коригувальними коефіцієнтами узгодження часового виміру у елементах їх специфікацій, які можуть залежати від стандартних одиниць часу, виробничих

циклів і циклів споживання, що є актуальним для практики застосування статистичних даних і експериментальних досліджень;

– наукові підходи до моделювання часових лагів для відображення у моделях динаміки економічних і еколого-економічних систем фактора запізнення у часі віддачі від вкладених інвестицій чи інших явищ і подій подібного характеру, що у випадку реальної наявності лагів у досліджуваних процесах дає можливість позбутися відповідних похибок під час розробки моделей динаміки, підвищити рівень їх адекватності та практичного застосування;

– методи побудови динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки як окремих функціональних моделей економічної та еколого-економічної динаміки, що залежать як від просторових змінних, так і від змінної часу, служать для аналізу характеристик якості та ефективності досліджуваних процесів і використовуються у специфікаціях інших динамічних моделей;

– комп’ютерно-інформаційне забезпечення дослідження динаміки еколого-економічних систем на основі розроблених моделей, встановлення основних тенденцій та характеристик цієї динаміки і застосування отриманих результатів для підтримки прийняття рішень у процесах екологізації економіки.

Практичне значення одержаних результатів. Одержані у дослідженні результати та практичні рекомендації формують методологічну, методичну та інструментальну основу для побудови у випадку наявності відповідного інформаційного забезпечення комплексних моделей динаміки еколого-економічних систем у просторах соціально-економічних і екологічних змінних.

Запропоновані у роботі моделі описують процеси виробництва економікою основної агрегованої продукції, первинної та вторинної утилізації створеного людською діяльністю забруднення, динаміку цін на основну продукцію і тарифів на утилізацію, рівень забруднення довкілля та добробуту задіяних у виробництві елементів суспільства. За допомогою змінних і параметрів розроблених моделей можна аналізувати окремі стани та динаміку траєкторій еколого-економічних систем на різних рівнях ієрархії (країни, регіону), прогнозувати тенденції та

закономірності основних показників еколого-економічного розвитку і його соціальних наслідків, а на основі результатів аналізу та прогнозування – обґрунтовувати і розробляти відповідні програми та заходи щодо підтримки та прийняття ефективних управлінських рішень.

Результати наукових досліджень впроваджені в Управлінні екології та природних ресурсів Чернівецької обласної державної адміністрації при виконанні Комплексної програми з охорони навколишнього природного середовища «Екологія» у Чернівецькій області на 2019-2021 роки (довідка №745 від 05.06.2020 року) та в Управлінні екології та природних ресурсів Тернопільської обласної державної адміністрації при виконанні програми охорони навколишнього природного середовища у Тернопільській області на 2014-2020 роки (довідка №486 від 15.06.2020 року).

Основні положення та результати дослідження впроваджено у навчальний процес кафедр економічної кібернетики та інформатики Тернопільського національного економічного університету та кафедри економіко-математичного моделювання Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича (довідка №15/17-1141 від 11.06.2020 року).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є самостійно виконаним науковим дослідженням. Винесені на захист результати отримані автором особисто. Співавтори публікацій були лише консультантами з постановочних і методологічних питань. У роботі не використовувалися матеріали та висновки кандидатської дисертації автора.

Апробація результатів дисертації. Основні результати дисертаційної роботи були оприлюднені та отримали схвальні відгуки на міжнародних і всеукраїнських науково-практичних конференціях: «Регіональні економічні проблеми в умовах сучасних викликів» (м. Київ, 27-28 лютого 2015 р.); 5th International Conference on Application of Information and Communication Technology and Statistics in Economy and Education (м. Софія, Болгарія, 13-14 листопада 2015 р.); 5th International Scientific Conference «Practice and Research in Private and Public Sector – 2015» (м. Вільнюс, Литва, 14-15 травня 2015 р.); Перша

національна науково-методична конференція «Економіко-математичне моделювання» (м. Київ, 30 вересня – 1 жовтня 2016 р.); VIII Міжнародна школа-семінар «Теорія прийняття рішень» (м. Ужгород, 26 вересня – 1 жовтня 2016 р.); III Міжнародна Шумпетерівська конференція «Наукова спадщина Йозефа Алоїза Шумпетера і сучасність : погляд із минулого в майбутнє» (м. Чернівці, 21-22 жовтня 2016 р.); «Економічні проблеми сучасності та стратегії інноваційного розвитку економіки» (м. Львів, 18-19 березня 2016 р.); «Сучасні інформаційні технології у бізнесі та досвід їх використання» (м. Чернівці, 23-24 жовтня 2017 р.); «Актуальні проблеми ефективності використання потенціалу економіки країни» (м. Дніпро, 20-21 січня 2017 р.); International Scientific-Practical Conference «Integration of Business Structures: Strategies and Technologies» (м. Тбілісі, Грузія, 24 лютого 2017 р.); IV, V, VI Міжнародні науково-методичні конференції «Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці» (м. Чернівці, 23-24 квітня 2015 р., 18-19 травня 2017 р., 18-19 квітня 2019 р.); Міжнародна науково-практична конференція «Сталий розвиток соціально-економічних процесів в умовах глобалізаційних процесів» (м. Київ, 30 березня 2020 р.).

Публікації. Основні положення дисертації висвітлені у 42 друкованих наукових працях, а саме: 1 одноосібна монографія; 1 колективна монографія; 26 статей у фахових виданнях, з яких – 18 у виданнях, що внесені до міжнародних наукометричних баз даних; 14 тез і матеріалів доповідей на міжнародних і всеукраїнських науково-практичних конференціях. Загальний обсяг публікацій становить 47,61 ум. друк. арк., особисто автору належить 40,97 ум. друк. арк.

Структура роботи. Дисертаційна робота складається зі вступу, п’яти розділів, висновків, списку використаних джерел (283 найменувань на 27 сторінках), 3 додатків (на 41 сторінках). Крім того, робота містить 49 рисунків, з яких повну сторінку займають 2 рисунки. Основний зміст роботи викладено на 368 сторінках.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ ЕКОНОМІКИ ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ

1.1. Характеристика ознак екологічної кризи, оцінювання та механізми екологізації економіки

Історія взаємовідносин людського суспільства та природи характеризується багатьма подіями, що призводили та призводять до екологічних криз як локального, так і глобального масштабу. У сучасному світі, де соціально-економічні зв'язки (економічні, політичні, торговельні, наукові, культурні, релігійні та ін.) між різними народами та окремими людьми є достатньо активними і динамічними, будь-яка екологічна проблема зазвичай має глобальний характер і певною мірою стосується всього людства. Планета Земля практично перетворюється в єдину систему, кожна із підсистем якої (соціально-економічна та еколого-економічна) не може функціонувати ізольовано одна від одної. Однак їх ефективний взаємозв'язок, що забезпечує майбутнє людству, можливий лише при гармонійному збалансуванні економічних, соціальних і екологічних інтересів людського суспільства, при якому можна нейтралізувати негативні наслідки глобальної екологічної кризи.

До найбільш важливих ознак такої кризи слід віднести глобальне потепління на нашій планеті, парниковий ефект, руйнування озонового шару, а також забруднення Світового океану, ерозію та отруєння ґрунтів, спустелювання. Глобальне потепління приводить до накопичення в атмосфері Землі парникових газів, які створюють так званий парниковий ефект, а останній – до зміни клімату. За своєю сутністю парниковий ефект є порушенням теплового балансу, що спричиняє зростання температури на планеті, наслідки якого за останніх минулих два століття стали особливо помітними. Дослідження показали, що за цей індустріальний період вміст найбільш поширеного парникового газу діоксиду вуглецю (CO_2) в атмосфері виріс до 30%. Якщо темпи викидів CO_2 в атмосферу збережуться і надалі, то уже до середини XXI століття середня температура на планеті підвищиться приблизно на 2-3.5^0 С, хоча звісно такі пронози не можуть бути точними. Наслідком підвищення температури буде

зростання рівня Світового океану у зв'язку з таненням льодів Антарктики та Арктики, що звісно приведе до затоплення певних територій, зміни океанських течій та вітрів, кількості опадів тощо, тобто до дуже серйозних чи навіть катастрофічних змін в екосистемі. Звичайно, ці зміни пов'язані з комплексом космічних, геологічних і антропогенних впливів, але швидкість останніх значно перевищує ефекти неантропологічного характеру.

Вплив природних факторів приводить до циклічності цих змін. Періоди потепління змінюються періодами похолодання. Наприклад, період X-XIII ст. згідно із висновками науковців характеризується потеплінням, а період XVI-XVII ст. – похолоданням. Сьогоднішній період знову характеризується потеплінням. Однак, в останні століття природні фактори впливу на клімат суттєво підсилилися людською діяльністю. Є різні оцінки щодо порівняння негативного впливу на клімат природи та людства, хоча однозначним є висновок, про те, що антропогенний вплив є значно інтенсивнішим і у декілька разів перевищує вплив природний, особливо на парниковий ефект.

Потужність антропогенного впливу на клімат найперше пов'язана з викидами CO_2 у зв'язку із спалюванням газу, вугілля, нафти, транспортом, сферою будівництва. Крім двоокису вуглецю спостерігаються також значні викиди метану, джерелом якого є, наприклад тваринництво, сміттєзвалища тощо. Отже, як промисловість, так і сільське господарство у випадку їх екологічної неконтрольованості та надмірного зростання різко прискорюють негативні процеси зміни клімату. Як стверджується у [193], протягом попередніх 150 років значно більша частина викидів парникових газів у атмосферу спричинена саме людською діяльністю, причому лідерами у цих процесах сьогодні вважають Індію, Китай, США і Росію. Зважаючи на постійне переміщення парникових газів у атмосфері, мусимо визнати глобальний характер цього явища. Що стосується України, то за рівнем викидів CO_2 вона посідає 27-ме місце у світі, причому 60% цих викидів припадає на енергетичну галузь.Останніми роками, наприклад з 2007-го по 2018 рік, відчутно скоротилися викиди CO_2 у розвинених

європейських країнах, зокрема у Данії – на 36%, Фінляндії – на 32%, Швеції – на 28%, Німеччині – на 13%, а загалом у країнах ЄС – на 19% [25].

Людство може і повинно виправити свої помилки, змінити своє відношення до природи та економічної діяльності, свою соціальну та економічну поведінку, інакше не уникнути стрімко зростаючого тренду негативних екологічних змін.

Це особливо стосується нашої країни, де за підрахунками науковців екологічно чисті території складають лише біля 13% [100], а втрати України, що пов'язані з неефективним природокористуванням і забрудненням уже давно складають майже 20% від національного доходу та є чи не найбільшими у світі. До того ж, за останні 100 років тренд зростання середньої річної температури в Україні склав приблизно 0.5^0 С [211].

Зміни клімату надзвичайно негативно впливають також на флору та фауну у різних куточках нашої планети. До глобальних негативних наслідків людської діяльності відноситься і руйнування озонового шару Землі, який захищає земну поверхню від шкідливої ультрафіолетової радіації, знаходячись в атмосфері на висоті 20-25 км. Як відомо, без озонового шару життя на суходолі не може існувати. Причин руйнування озону чимало, наприклад викиди в атмосферу таких речовин як метил хлороформу, тетрахлориду карбону, бром- та хлорпохідних вуглеводів, продуктів згорання палива сучасних надзвукових літаків і ракет, але до основних руйнівників належать фреони. Вони використовуються в аерозольних установках, тому їх виробництво є значним, наприклад у межах світової економіки річне виробництво фреонів на початку 90-х років XX століття складало більше, ніж 1 млн. 360 тис. т [211]. Основним завданням суспільства у цьому плані є неперервний контроль над станом озонового шару, а в ідеалі – кардинальна зміна його екологічної поведінки, що призведе до ефективної екологізації економіки та сталого розвитку [99] у цілому. Зауважимо, що Україна досить строго моніторить озоновий екран над своєю територією, який, як свідчать спостереження, став менш потужним, що повністю узгоджується зі світовим трендом руйнування озонового шару, зокрема

дослідження кількості стратосферного озону, які проводилися за допомогою канадського супутника «Німбус-7» з 1980 до 1991 року, показали, що швидкість його руйнування на рік складає 0.224 % [211].

У другій половині XX століття людство вперше зустрілося з таким явищем як кислотні дощі чи опади. Вперше вони були зафіксовані у 1972 р. в Манчестері (Англія). Причиною цього явища є попадання до атмосфери оксидів нітрогену (NO_2) і сульфуру (SO_2). Під впливом кислотних дощів закислюються та руйнуються води, ґрунти, прискорюється руйнування архітектурних і житлових будівель, що оздоблені вапняком і мармуром. Наприклад, вода у водоймах з бікарбонатної стає сульфатною, що приводить до зниження її видової різноманітності. Україна також постраждала від кислотних опадів. За останніх чотири десятки років площа її кислих ґрунтів збільшилася більш, ніж на 33%, що завдає вагомих збитків природній рослинності та сільському господарству.

Наслідком нераціональної та екологічно неграмотної господарської діяльності людей є також зміни ландшафтів. Навіть достатньо наближені оцінки масштабів цих змін вражають. Вони свідчать про те, що господарською діяльністю на планеті не зайняті всього-навсього 28% всіх площ, не враховуючи материкового льоду. Людство контролює та експлуатує третину всієї площі суші (50 млн. км^2 із 150 млн. км^2). Практично за останніх 40-50 років Латинська Америка втратила 38%, а Африка – 23% своїх лісів. Все це невпинно збільшує обсяги глобальної екологічної кризи та наближає екосистему планети, особливо густонаселених її територій, до катастрофічного стану. Потрібно зупинити руйнування природи, контролюючи та строго регламентуючи виконання екологічних обмежень та стандартів у процесах економічного зростання, допустимі межі якого необхідно науково обґрунтувати з урахуванням доцільності потреб споживання, матеріального добробуту людей та соціалізації суспільства у цілому.

До екологічної кризи приводять також такі вкрай негативні явища як отруєння та ерозія ґрунтів. Це здійснюється у результаті попадання у ґрунти важких металів, речовин, що є екологічно шкідливими рештками людської

діяльності (наприклад, відомо, що один автомобіль викидає в атмосферу за рік 3 кг свинцю і 93 кг вуглеводів), втрати гумусу, засолення ґрунтів тощо (ерозія приводить до того, що на рік приблизно 20 млн. га землі втрачають свою продуктивність). Отже, відбувається зміна складу води, повітря, ґрунтів, тобто біосфера еволюціонізує. Вплив людини на цю еволюцію стає все більш помітним, причому не в кращому, а гіршому розумінні. Якщо до антропогенного фактору додаються ще й незалежні від людини природні катаклізми (вони можуть бути реакцією на зростаючу антропогенну діяльність), то екологічні біди можуть зростати з неймовірною швидкістю. Прикладом такого негативного природного явища є посуха, яка у сукупності з недбайливою господарською діяльністю людини призводить до виснаження аридних і напіваридних екосистем, тобто до спустелювання. Території, де це вже відбулося, не можуть самовідновлюватися. Люди, які проживають на цих територіях, фактично перетворюються у екологічних біженців, оскільки страждають від деціфиту їжі та інших благ, які дарує їм природа (сьогодні за даними ООН від спустелювання страждають понад четверть млрд. людей і ще 1 млрд. перебувають під загрозою можливого спустелювання). Відновлення спустелених територій, як і багатьох інших наслідків руйнівних для екосистем проявів людської діяльності та біосфери, вимагає астрономічних коштів, яких у світовій економіці або немає або не буде в найближчому майбутньому, якщо процес руйнування екосистеми не зупинити.

Як уже йшлося раніше, потужним фактором екологічної кризи є забруднення Світового океану, вплив якого на клімат, життя людей та загальний стан екосистеми складно переоцінити. Нерегульована антропогенна діяльність у Світовому океані завдає йому серйозної шкоди, хронічно забруднюючи його води та зменшуючи відтворення його біологічних ресурсів. Джерела забруднення океанів і морів загальновідомі. Це підводні викиди газу та нафти, аварійні викиди із підводних трубопроводів і суден, річковий та прямий стік забруднюючих речовин із суші, випробування атомної зброї, безпосередні викиди решток людської діяльності тощо. Більшість країн, особливо тих, які

мають вихід до моря, свідомо здійснюють захоронення продуктів у Світовий океан, що дозволяє зменшити витрати на їх утилізацію та досягти кращих фінансових результатів для бізнесу. Однак їх поведінка є вкрай шкідливою і стратегічно руйнівною для екосистеми нашої планети.

Підсумовуючи коротко проаналізовані ознаки наявної глобальної екологічної кризи, приходимо до очевидного висновку, яким неодноразово будемо оперувати надалі у своїх дослідженнях, – антропогенний фактор зазвичай є визначальним у руйнуванні екосистеми, тому суттєве зменшення його впливу – стратегічне завдання, від виконання якого залежить майбутнє людства. Виконати це завдання можна лише, екологізуючи економіку.

Отже, як випливає з попереднього матеріалу, уже тривалий період часу проблеми екологізації економіки є не лише актуальними для науки, але й надзвичайно гострими та пріоритетними для існування людської цивілізації у цілому [1, 101, 229]. Від їх розв’язання чи нерозв’язання суттєво залежить стан системи «суспільство-природа», тобто стан взаємопов’язаних між собою соціальних, економічних і природних підсистем, що власне формують цілісну соціо-еколого-економічну систему. Гармонійний розвиток і збалансованість всіх складових підсистем забезпечують перехід суспільства до сталого розвитку, а значить і відповідні йому рівень та якість існування людства, яке повинно постійно розвиватися та функціонувати соціально і економічно тільки з урахуванням екологічних обмежень. Досягти такого рівня розвитку суспільство може лише у тому разі, коли буде дотримуватися загальновідомих принципів функціонування систем [49, 155], а саме принципів цілісності (всі компоненти системи мають сенс та існують тільки при існуванні цілого), неадитивності (будь-який елемент чи процес розвитку суспільства завжди пов’язаний з іншими елементами чи процесами), взаємоузгодженості (інтереси суспільства та його елементів, наприклад окремих індивідумів завжди повинні бути узгоджені), ієрархічності (елемент системи є системою нижчого рівня і навпаки), синергетичності (ефект функціонування цілісної системи як сукупності взаємопов’язаних підсистем зазвичай сильніший за сумарний ефект

функціонування її складових). Зазначені вище принципи функціонування систем, які як за структурою, так і за призначенням є соціо-еколого-економічними системами, апріорі передбачають функціонування екологічної економіки, тобто економіки, у якій інтегральний екодеструктивний вплив виробництва та споживання продукції є мінімальним. Домогтися такого результату можна лише, свідомо та цілеспрямовано здійснюючи екологізацію економіки.

Незважаючи на те, що поняття «екологізація економіки» на перший погляд не потребує зайвих пояснень, все-таки підкреслимо, що під екологізацією економіки розуміють сукупність всеможливих організаційних заходів і процесів (структурних, інноваційних, технологічних тощо), які приводять до зменшення негативного впливу процесів виробництва та споживання товарів і послуг на екосистему. Рівень такого впливу може вимірюватися по-різному, але він повинен адекватно відображати відповідні зміни у реальній дійсності. Варто зауважити також, що екологізація економіки – це процес неперервного екологічного вдосконалення, тобто зменшення негативних наслідків від процесів забруднення навколишнього середовища, антропогенного впливу на природні ландшафти (землю, воду, ліси тощо), процесів прямого впливу на організм людини та її особистість, а також прямого негативного впливу на флору та фауну. Для оцінювання рівня екологічності виробництва та споживання продукції потрібно у тій чи іншій мірі враховувати всі перелічені вище екодеструктивні процеси, хоча зазвичай тут часто використовуються лише процеси забруднення.

Для теоретичних і прикладних досліджень екологізації економіки принципово важливе значення має кількісне оцінювання рівня її екологічності. Складність та особливість такого оцінювання безпосередньо пов’язані з вибором критеріальної бази оцінювання, хоча отримання кількісних оцінок та їх порівняння далеко не завжди є можливим у зв’язку із рядом об’єктивних причин. Справа у тому, що значна кількість екологічних наслідків взагалі не може бути оцінена кількісно, наприклад наслідки впливу на особистість людини, її психіку

тощо. Інколи оцінки не можна порівняти між собою, оскільки вони відносяться до різних часових періодів або життєвих циклів товарів і послуг. Можуть бути і інші причини, зокрема різні методичні підходи до встановлення кількісних оцінок рівня екологічності. Стосовно методичних підходів до визначення рівня екологічності слід зазначити, що їх часто пов'язують із характером процесів негативного впливу на екосистему. Відомі на сьогодні методичні підходи [155] дозволяють визначати рівень екологічності за допомогою економічних, енергетичних і земельних показників, а також показників порівняння та відсутності чи наявності екологічно небезпечних «місць» у процесах виробництва чи споживання. Універсальними у певному сенсі показниками є економічні показники, оскільки вони найбільш адекватно відображають соціально-економічні інтереси суспільства чи окремої людини, причому можуть бути використані для оцінювання рівня екологічності як для мікро-, так і для макроекономічних систем та безпосередньо пов'язані зі всіма можливими процесами екодеструктивного впливу, зокрема зазначеними вище. Якщо взяти за об'єкт дослідження конкретну сферу економіки, наприклад виробництво, то економічний показник екологічності може бути обчислений за формулою

$$E_в = \frac{1}{V}\left(\sum_{i=1}^{I} K_i^{(З)} E_i^{(З)} + \sum_{j=1}^{J} K_j^{(Л)} E_j^{(Л)} + \sum_{l=1}^{L} K_l^{(О)} E_l^{(О)} + \right.$$
$$\left. + \sum_{m=1}^{M} K_m^{(П)} E_m^{(П)} + \sum_{n=1}^{N} K_n^{(Б)} E_n^{(Б)} \right),$$

де $E_в$ – показник (вартісний) екологічного рівня виробництва; $K_i^{(З)}, K_j^{(Л)}, K_l^{(О)}, K_m^{(П)}$ та $K_n^{(Б)}$ – кількісні показники відповідно $i-$го виду забруднення, $j-$го виду екодеструктивного впливу на ландшафти, $l-$го виду екодеструктивного впливу на організм людини, $m-$го виду психологічного дискомфорту та $n-$го виду деструктивного екологічного впливу на біологічні об'єкти (флору та фауну); $E_i^{(З)}, E_j^{(Л)}, E_l^{(О)}, E_m^{(П)}$ та $E_n^{(Б)}$ – питомі показники економічних витрат, пов'язаних відповідно з одиницею $i-$го забруднення, $j-$го деструктивного впливу на ландшафти, $l-$го екодеструктивного впливу

на організм людини, *m*-го виду психологічного дискомфорту та *n*-го виду екодеструкції стосовно біологічних об'єктів; V – загальна вартість товарів і послуг, виробництво яких пов'язане з процесами екодеструкції.

Зазначимо, що наведена вище формула для визначення рівня екологічності економіки, зокрема її виробничої сфери демонструє один із можливих підходів для формування та кількісного оцінювання економічних показників екологічності. Інакше кажучи, ця формула є однією з моделей економічного показника рівня екологічності. Її реалізація також не є простим завданням, оскільки знаходження відповідних складових показників у реальній ситуації не завжди є адекватним чи можливим взагалі.

Не зупиняючись детально на інших підходах до визначення рівня екологічності економіки, охарактеризуємо коротко лише їх сутність. В основі концепції визначення енергетичних показників рівня екологічності економіки лежить об'єктивний зв'язок між енергетичною ємністю виробництва та його впливом на навколишнє середовище. Загальновідомо, що виробничо-технологічні процеси, наприклад у хімічній промисловості, промисловості будівельних матеріалів, металургії та у багатьох інших галузях виробництва є не тільки найбільш енергоємними, але й екодеструктивними. Інтуїтивно зрозуміло, що частка енергоємності всіх компонент виробничого процесу (сировини, робіт, послуг, комплектуючих) у загальній вартості витрат на виробництво продукції чи послуг може також слугувати певним показником екологічного рівня економіки чи рівня її екологізації. Саме у такий спосіб моделюються енергетичні показники рівня екологічності. Значно рідше, крім енергетичних і тим більше економічних показників використовуються для оцінювання рівня екологічності економіки так звані земельні показники або показники екологічного навантаження, які насправді є показниками площ землі, потрібних для забезпечення життєдіяльності однієї людини. Питомий земельний показник нижчий, якщо вища ефективність процесів виробництва та споживання. У певному сенсі такого підходу притримується мальтузіанська теорія [258]. Земельні показники інколи замінюються показниками умовної щільності

населення, які є оберненими величинами до питомих показників земельної потреби для однієї людини. Наступний клас показників екологічності – це показники порівняння, які можуть бути як кількісними, так і якісними. Порівняння показників екодеструкції конкретних об’єктів чи видів економічної діяльності з аналогічними показниками вітчизняних чи зарубіжних стандартів дає можливість встановити рівень екологічності (кращий або гірший стосовно базових показників порівняння). Зауважимо також, що якісні показники зазвичай використовуються там, де кількісні оцінки встановити складно або й неможливо (такі оцінки часто є експертними). Рівень екологічності може бути також оцінений за наявністю чи відсутністю екологічно небезпечних місць у ланцюжку виробництво – споживання. При цьому використовують як прямі, так непрямі способи обліку тих чи інших видів і факторів екодеструктивної діяльності. Кількість цих місць (точок, вузлів, видів, факторів) та їх вага (ступінь значущості) у кінцевому результаті і визначають показник екологічного рівня, який формалізується як частка від ділення лінійної комбінації кількостей точок кожного із видів деструктивної діяльності (коефіцієнтами служать ступені значущості) на загальну вартісну оцінку виробленої продукції. Підсумовуючи питання, пов’язані зі тлумаченням поняття екологічності економіки та визначенням кількісної оцінки рівня екологізації, зазначимо, що у більшості випадків пріоритетними у використанні є так звані економічні показники екологічності.

Зазначимо також, що традиційне оцінювання рівня розвитку економіки та успішності країни сьогодні, в епоху екологічних криз та різкої зміни клімату, стає непридатним, оскільки саме лідери світової економіки, тобто «велика двадцятка», є найбільшими забруднювачами на нашій планеті. Це означає, що мірою успішності країни показник зростання ВВП практично бути уже не може. Якість життя залежить не тільки від економічних, але й від екологічних і соціальних умов проживання та діяльності людини. Більш адекватним показником успішності тієї чи іншої країни на сьогоднішній день слід вважати співвідношення КПР/ВВП, де під КПР розуміється кількість природних ресурсів,

що були витрачені на ВВП. Якщо цим ресурсом є до прикладу вода, земля чи енергія, то тут йдеться про водоємність, землеємність чи енергоємність ВВП. Перехід до сталого розвитку апріорі передбачає максимально можливе зменшення останніх показників. У плані вимірювання рівня екологічності економіки можна використовувати показник КВВ/ВВП, КВПВ/ВВП (під КВВ і КВПВ розуміється кількість виробничих відходів і кількість виробничих і побутових відходів) та інші аналогічні показники. Задача знаходження оптимальних значень показників цього класу не є однокритеріальною, тобто вона як мінімум є двокритеріальною, а якщо мірилом успішності економіки та країни у цілому вибрати, наприклад показник (КПР+КВПВ)/ВВП (одиниці вимірювання повинні бути узгоджені), то задача буде трьохкритеріальною, хоча у сенсі побудови економіки сталого розвитку одночасна мінімізація ресурів і забруднення та максимізація ВВП фактично може привести лише до встановлення деякого компромісного значення таких показників.

Отже, незважаючи на різні підходи до оцінювання рівня екологічності економіки або окремої країни (чи регіону), останній підхід можна пропонувати як один з найбільш конструктивних і простих для практики, оскільки він дозволяє отримувати достатньо реальні оцінки відповідного рівня екологічності чи успішності країни.

Застосування цього підходу для визначення показників екологічності (ПЕК) на основі річного ВВП та загального річного обсягу відходів (ЗРОВ) [209] проілюстровано на рис. 1.1.1 для зазначених на ньому десяти країн. Оскільки ПЕК=ЗРОВ/ВВП, то ці показники визначають кількість відходів у млн. тонн, що припадають на одиницю ВВП, оціненою в 1 млрд. $. Як випливає з рис. 1.1.1 показники екологічності дуже різняться між собою. Найменші значення мають такі успішні країни Європи як Люксембург, Швеція та Фінляндія, а найбільші значення – Вірменія, Україна та Болгарія, що достатньо адекватно відображає реальну ситуацію.

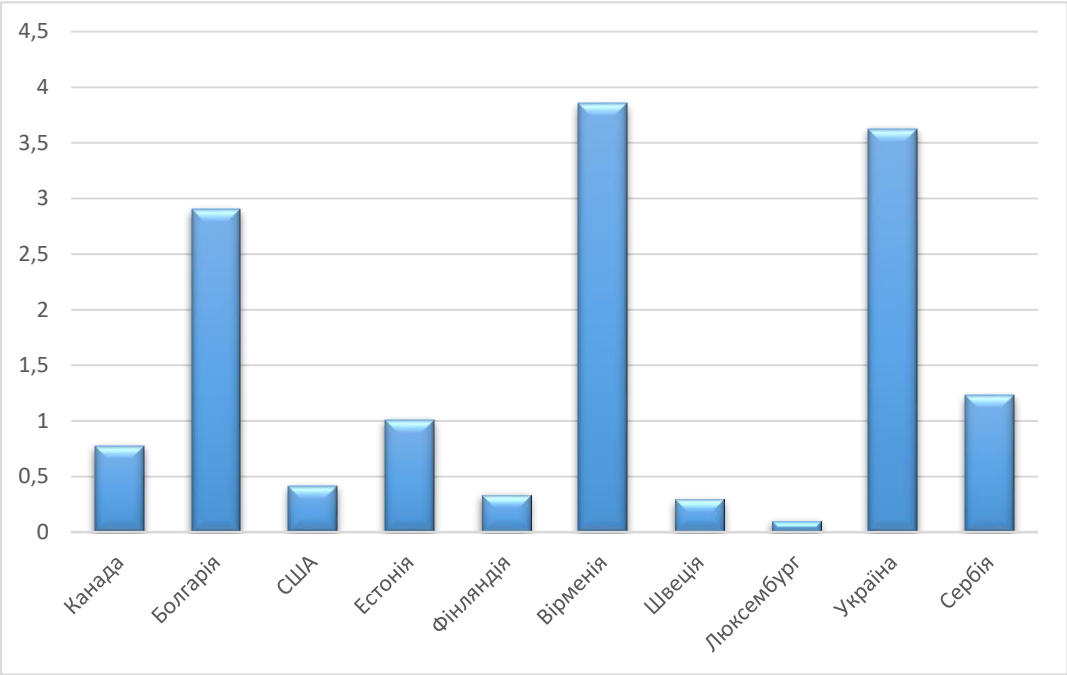


Рис. 1.1.1. Визначення показників екологічності зазначених країн за 2018 рік

Такий спосіб визначення показника або рівня екологічності можна використати для різних складових зовнішнього середовища (землі, води, повітря) та різних типів забруднення. На основі отриманих показників можна обчислити той чи інший інтегральний показник екологічності (наприклад, середнє арифметичне всіх показників і ін.).

Оцінювання рівня екологічності економіки повинно бути постійним процесом і системою [83] у життєдіяльності сучасного людського суспільства. Такими ж повинні бути і процеси вдосконалення та реалізації механізмів екологізації економіки, які пов’язані не лише з будівництвом і вдосконаленням очисних споруд, інших об’єктів допоміжного або утилізованого виробництва, але й із дбайливим використанням природних і трудових ресурсів, споживацькою та екологічною культурою людей тощо. Саме тому, коли йдеться про відтворювальні механізми екологізації економіки, слід розуміти відтворення екологічного попиту та споживання, екологічно орієнтованих виробництва та людських факторів, а також мотивів екологізації.

Екологічний попит означає, що у споживачів має сформуватися усвідомлена позиція щодо використання екологічних товарів і послуг, що власне мотивує їх створювати відповідні фінансові ресурси для забезпечення своїх (екологічних) потреб. Саме поняття екологічного товару слід розуміти як товару, споживання якого приводить до мінімальних екологічно небажаних чи екодеструктивних наслідків, оцінювання яких може здійснюватися за різними методиками. У будь-якому випадку споживач є визначальним чинником процесу «виробництво-споживання», який неодмінно приводить до появи екологічно небезпечних решток, що забруднюють довкілля. Продукування екологічних товарів не повинно зменшувати якості забезпечення суспільства необхідними товарами та послугами і приводити до падіння матеріального та технічного рівня життя людей. У цьому проявляється двокритеріальність еколого-економічного розвитку, прогрес якого може бути досягнутим лише у випадку гармонійної збалансованості економічних і екологічних факторів. Екологізація виробництва, яке насправді є єдиним джерелом матеріального забезпечення людства та його існування, не повинна приводити до негативних соціально-економічних наслідків, які за принципом ланцюгової реакції обов'язково відіб'ються на стані екосистеми у цілому. Отже, формування попиту на екологічні товари є надзвичайно важливим завданням екологізації економіки, але воно повинно здійснюватися на основі глибоко обґрунтованих потреб, інтересів і можливостей споживача та їх тісного, органічного взаємозв'язку, оскільки потреби у відповідних товарах породжують інтереси, які за допомогою фінансових можливостей переходять у попит. Зрозуміло, що формування екологічного попиту, як і екологізація економіки у цілому, є динамічним процесом, еволюція якого має свої характерні особливості та часові межі, які суттєво пов'язані з іншими складовими компонентами механізмів екологізації, а саме з екологізацією виробництва, людських факторів і мотивами екологізації.

Коли йдеться про екологізацію виробництва, тобто формування екологічно зорієнтованої виробничо-технологічної системи, то перш за все слід розуміти реалізацію нових технічних і технологічних засобів і рішень, а також їх

інформаційну та наукову підтримку, що у сукупності сприяє формуванню та розвитку екологічно збалансованих виробництв. Звичайно, процесам екологізації виробництва повинні сприяти наявні передумови економічного, соціального та технологічного характеру. Етапи налагодження екологічного виробництва можуть мати різну часову та функціональну тривалість і відображати різні аспекти екологічної трансформації виробництва. Зокрема досвід екологізації виробництва у передових країн світу показує, що потрібно будувати очисні споруди, використовувати маловідходні технології, підвищувати ефективність виробничого процесу, формувати екологічний стиль життя людей. Для реалізації кожного з цих етапів необхідна достатня кількість матеріальних, енергетичних і фінансових ресурсів, яких зазвичай не вистачає навіть у багатих країнах (економіках) світу. Потреба у ресурсах є особливо значною при будівництві очисних споруд та введені нових «екологічно чистих» технологій. Ці етапи тісно взаємопов'язані між собою, адже новозбудовані очисні споруди або підприємства, які утилізують відходи основного виробництва, стають новими джерелами забруднення навколишнього середовища. Для того, щоб це (вторинне) забруднення було мінімальним (у межах екологічних стандартів), очисні споруди та власне підприємства основного виробництва повинні будуватися та реконструюватися з урахуванням найбільш новітніх і передових технологій. Саме такі технології у кінцевому результаті приводять як до економії різноманітних ресурсів, так і до зростання сумарного синергетичного ефекту діяльності виробничих систем, зміст якого полягає у тому, що зменшуються обсяги екологічних витрат і збільшуються обсяги витрат (за рахунок вивільнених коштів) на соціальні потреби людей, екологізацію їх свідомості, культури, побуту тощо, а також на формування мотивів екологізації.

Екологізація людських факторів передбачає постійне формування знань, умінь і переконань щодо обов'язкової реалізації процесів екологізації економіки. Досягти цього можна за допомогою цілеспрямованих і глибоко професійних інформаційних, тренінгових, освітніх і виховних заходів та програм. Виховання

та освіта людей, починаючи з раннього дитинства, повинна бути екологічною, що зрештою і приводить до формування громадського суспільства з високим рівнем екологічної свідомості, етики, культури. Екологічно грамотна та свідома людина має відноситися до природи як до неповторної, унікальної та універсальної цінності. Екологічне навчання у системі освіти повинно бути неперервним, зокрема відповідні програми з екології та екологізації економіки обов'язково повинні бути включені у систему підготовки та перепідготовки кадрів будь-якого фахового спрямування. При цьому екологічною має бути і наукова діяльність суспільства, метою якої є створення нових наукових уявлень, понять, теорій, які обґрунтовують гостру потребу у екологізації економіки та людського життя як такого і відображають природничо-наукові, філософські, соціально-економічні, морально-етичні та всі інші аспекти реальної дійсності та нашого існування у ній.

Механізми екологізації економіки не можуть бути ефективними без сформованих мотивів екологізації, що розвиваються у таких економічних, соціальних і організаційних умовах, які стимулюють людей до реалізації процесів екологізації економіки. Вплив на людей у цих умовах здійснюється за допомогою різних мотиваційних інструментів, зокрема екологічних, психологічних, соціальних, адміністративних тощо. При цьому система формування чи відтворення мотивів екологізації повинна активно функціонувати у колективах людей, які створюють матеріальні цінності, використовуючи природні чи неприродні ресурси. Ця система реалізує ряд функцій, у тому числі здійснює моніторинг і аналіз інформації про стан економічної, соціальної та природоресурсної систем, причинно-наслідкових зв'язків між факторами екологізації, проблемних у сенсі екологізації економіки місць у ланцюжку виробництва та реалізації продукції. Крім того, система формування мотивів екологізації генерує завдання і засоби екологізації, спрямовані на максимальне збалансування економічних, екологічних і соціальних інтересів людського суспільства, а також ці завдання та заходи доводить до колективів підприємств і установ, окреслюючи принципові

положення екологічної політики та контролюючи їх втілення з метою розвитку мотивів екологізації. Звичайно, як для оцінювання рівня екологічності, так і для впровадження механізмів екологізації, у тому числі і розвитку мотивів екологізації, потрібна фундаментальна програма реалізації процесів екологізації економіки. Така програма є програмою активних дій, спрямованих на досягнення кінцевої мети.

1.2. Концептуальні засади, принципи, критерії та оцінки сталого розвитку

Попередні викладення щодо екологізації економіки аргументовано переконують нас у тому, що побудова екологічної економіки – це незворотний процес не тільки для збереження навколишнього середовища та самовідновлення природи, але й для виживання людства у цілому. Взаємозв'язок економіки та природи породжує взаємозумовлене функціонування суспільного виробництва та природних процесів, тобто єдину цілісну еколого-економічну систему. Динаміка цієї системи або процес її розвитку повинні бути життєздатними для людського суспільства та його перспектив у майбутньому. Іншими словами, економічні, екологічні та соціальні складники цього розвитку повинні бути гармонійно збалансовані та комфортними для людей. Розуміння цих істин приходило до суспільства поступово, під впливом наслідків глобальної екологічної кризи, що й досі супроводжується високим рівнем забруднення навколишнього середовища. Це розуміння привело до висновку, що конфлікти між природними та економічними системами, соціальні наслідки цього конфлікту можна подолати, перейшовши до так званого сталого або стійкого розвитку [125, 219]. Змістове наповнення поняття «сталий розвиток», основні етапи переходу до нього, принципи, критерії, а отже і методологія його наукового обґрунтування були сформовані у результаті певних еволюційних процесів, пов'язаних з багатьма науковими заходами і конференціями, громадськими та політичними обговореннями тощо.

На перший погляд поняття «сталий розвиток» (англ. sustainable development) є зрозумілим без зайвого обґрунтування, так би мовити на

інтуїтивному рівні. Однак, тлумачення цього поняття, як і його складників, є значно глибшим і предметнішим. По-перше, під «розвитком» тут розуміється не просто рух системи у просторі та часі, а її перехід від одного якісного стану до іншого [9], а по-друге, саме слово «сталий» [116] означає не певну «константу», а постійну чи неперервну збалансованість, врівноваженість та стабільність. Зважаючи на те, що поняття «сталий розвиток» вперше виникло у зв'язку з екологічними проблемами навколишнього середовища, його різноманітні тлумачення та визначення так чи інакше прив'язані до екологізації соціально-економічних процесів і життя людини у цілому. Сьогодні є багато визначень «сталого розвитку» [9, 99, 125]. Хоча багато в чому вони подібні та відображають одну і ту ж сутність, варто навести деякі з них, принаймні з метою підтвердження багатогранності та змістової еквівалентності цього поняття. Наприклад, якщо брати до уваги визначення «сталого розвитку» українських науковців, то також маємо різні форми його констатації: Осауленко О.Г. під сталим розвитком розуміє «процес збалансованого економічного і соціального розвитку за умови дотримання екологічних критеріїв, відтворення природного середовища з урахуванням вимог нинішнього і майбутніх поколінь, в інтересах конкретної людини (як особистості) і людства в цілому» [176]. Гринів Л.С. констатує, що «сталий розвиток – це такий розвиток, який задовольняє потреби сьогодення, але не ставить під загрозу спроможність прийдешніх поколінь задовольнити свої потреби» [91]. Герасимчук З.В., аналізуючи поняття сталого розвитку, робить висновок, що це «процес забезпечення функціонування територіальної системи із заданими параметрами в певних умовах протягом тривалого проміжку часу, що приводить до гармонізації факторів виробництва та поліпшення якості життя сучасних і майбутніх поколінь за умови збереження і поетапного відтворення цілісності навколишнього середовища» [36, 37]. Шевчук В.Я. тлумачить сталий розвиток «як процес гармонізації продуктивних сил, забезпечення гарантованого задоволення принаймні необхідних потреб членів суспільства за умови збереження і поетапного відтворення цілісного навколишнього середовища,

забезпечення рівноваги між потенціалом природи і вимогами людей усіх поколінь» [234].

Звичайно, крім зазначених вище можна навести обґрунтування поняття «сталого розвитку» і інших вітчизняних і зарубіжних учених, проте у цьому немає потреби, оскільки всі вони, як уже було зазначено раніше, незважаючи на певну суб'єктивність, аналогічні та адекватно відображають зміст того явища чи процесу, під яким розуміють гармонійно збалансований у економічному, екологічному та соціальному аспектах розвиток, тобто розвиток, який має три складові: суспільство, економіка, екологія.

На рис. 1.2.1 складові сталого розвитку проілюстровані окремими множинами (кругами), а сталий розвиток – їх перетином, тобто тією спільною частиною вказаних множин, де гармонійно збалансовані економічні, екологічні та соціальні фактори реальної дійсності, тобто тією спільною частиною, у якій зберігається життєдайність, справедливість та толерантність. Крім того, насправді всі визначення сталого розвитку певною мірою є лише різними варіаціями базового, що стало уже класичним, тобто визначення, сформульованого комісією ООН з розвитку та навколишнього середовища.

Рис. 1.2.1. Складові сталого розвитку

Якщо прослідкувати хронологічний аспект прийнятих щодо сталого розвитку документів, звернень, заяв, то можна розкрити не тільки історію виникнення питання про сталий розвиток, але і його еволюцію, що власне призвела світове суспільство до сформованої стратегії сталого розвитку.

Ще у 1967 р. Генеральна асамблея ООН зініціювала проведення міжнародної конференції щодо проблем забруднення довкілля. Така конференція (перша конференція ООН) з проблем навколишнього середовища відбулася у 1972 р. у Стокгольмі. Результатом конференції стали Декларація принципів і План дій, що започаткували під егідою ООН постійну діяльність з охорони довкілля. Потрібно зазначити, що проблеми забруднення навколишнього середовища та екологізації економіки піднімалися й досліджувалися також значно раніше, причому не обов'язково з ініціативи ООН. Наприклад, у 1968 р. на конференції, зорганізованої Римським клубом, було підготовлено звіт під назвою «Межі росту», у якому було зроблено висновок про катастрофічний стан людства десь біля 2050 р., якщо технології та темпи індустріального розвитку залишити незмінними. У тому ж 1968 р. під егідою ЮНЕСКО у Парижі була також проведена конференція, на якій обговорювалися питання впливу суспільства на біосферу, а уже на Генеральній конференції ЮНЕСКО у 1970 р. була розроблена спеціальна Міжнародна програма ЮНЕСКО під назвою «Людина і біосфера». Ця програма привела до створення Міжнародної координаційної ради, яка відповідала за дослідження спеціальних 14 напрямків і проектів. Повертаючись до Стокгольмської Декларації принципів, зауважимо, що цей документ не тільки поставив перед суспільством завдання побудови світової системи, яка була б стійкою до антропогенної діяльності та забезпечувала соціальні потреби людства, але й спонукав світову спільноту до закріплення у своїх Конституціях права людини на сприятливе (чисте) довкілля. І це право справді було закріплене у Конституціях майже 70 країн після Стокгольмської Декларації. У Конституції України (стаття 50) також проголошено право кожної людини на безпечне довкілля та на відшкодування збитків у результаті порушення цього права. У Плані дій Стокгольмської

конференції сформульовано 109 рекомендацій, більшість з яких містить звернення до ООН і міжнародних організацій стосовно консолідації своєї діяльності навколо проблем охорони довкілля, що у майбутньому сприяло підписанню багатьох міжнародних угод і конвенцій, зокрема Резолюції про створення Програми ООН з навколишнього середовища (ЮНЕП-UNEP).

Наступною важливою подією для розв’язання проблем еколого-економічної рівноваги та переходу до сталого розвитку була Генеральна Асамблея ООН у 1982 р., на якій було прийнято Всесвітню хартію охорони природи. Її зміст пов'язаний також з гострими та актуальними питаннями підтримки стану навколишнього середовища на екологічно безпечному рівні, збереження генофонду живих істот, заборони негативного антропогенного впливу на природні процеси, забезпечення стабільного рівня розвитку людства. Уже через рік, тобто у 1983 р. Генеральною Асамблеєю ООН було прийнято рішення про створення Міжнародної комісії з навколишнього середовища і розвитку. Крім того, були оприлюднені «Доповіді про глобальні перспективи в галузі охорони навколишнього середовища до 2000 р. і на наступний період». Результатом роботи створеної Міжнародної комісії стала у 1987 р. фундаментальна доповідь «Наше спільне майбутнє» [279]. У ній йшлося про концептуальні засади, засоби та стратегії, які сприятимуть для виходу людства з екологічної кризи і можуть забезпечити сталий розвиток. Акцентувалося також на тому, що всі управлінські рішення повинні бути підпорядковані процесам переходу до сталого розвитку як єдино можливої стратегії, що звільнить людство від екологічних катастроф та забезпечить потреби його майбутніх поколінь.

Через два роки, у 1989 р., у м. Токіо відбулася Конференція з навколишнього середовища та стратегії людства, яка вкотре продемонструвала незмінність намірів передової частини світової спільноти щодо збалансованості економічних і екологічних факторів у господарській діяльності людства. На основі результатів роботи конференції Міжнародна комісія з навколишнього середовища і розвитку підготувала відому Токійську Декларацію, яка не лише

обґрунтовує необхідність переходу до сталого розвитку всіх країн світу, але й формулює принципи цього переходу [230], зміст яких полягає у тому, щоб:

- забезпечити економічне зростання слабкорозвинених країн за умови допомоги розвинених країн;
- зберегти якісний рівень зростання, який не порушує високих досягнень в охороні здоров'я, забезпеченні соціальної справедливості, культурі, безпеці людського існування;
- законодавчо обмежити використання ресурсного потенціалу;
- контролювати демографічний ріст з урахуванням збереження для людини гідного рівня життя;
- розвивати міжнародні економічні відносини з метою осучаснення та впровадження екологічних технологій;
- розбудовувати систему екологічного моніторингу на основі наукових здобутків світового рівня, розробляти моделі розвитку суспільства з урахуванням екологічної складової, організовувати національні інституції для виконання вказаних завдань.

Чи не найбільш значущою в контексті формування засад сталого розвитку стала конференція ООН з навколишнього середовища та розвитку, яка відбулася у 1992 р. у Ріо-де-Жанейро. Учасниками цієї конференції були представники 179 країн світу, зокрема голови та члени урядів, науковці та підприємці. На конференції було схвалено п'ять основних документів, змістова сутність яких полягала у неможливості руху країн, що розвиваються, у той самий спосіб, яким рухалися розвинені країни, оскільки у сучасних реаліях це призведе до катастрофи. Фактично Конференція в Ріо стала початком свідомого повороту людської цивілізації на новий шлях розвитку. Основними документальними результатами Конференції є [194, 239]:

- Декларація з навколишнього середовища і розвитку, що містить 27 принципів регулювання прав і обов'язків країн;
- програма дій «Порядок денний на XXI ст.»;

- заява про принципи захисту лісів планети, роль яких для існування та розвитку різних форм життя та людства у цілому надзвичайно важлива.

Конференція в Ріо, а точніше її результати привернули увагу людського суспільства у глобальних масштабах, чого раніше не було.

Проголошена потреба неминучого переходу на новий розвиток отримала назву «Стратегія сталого розвитку». З тих пір проблеми екологізації економіки та переходу на сталий розвиток стали одним із пріоритетних об’єктів інформаційної політики, наукових досліджень та прикладних проектів. Крім того, наслідком Конференції в Ріо стало у наступні роки прийняття різних міжнародних документів з проблем переходу до сталого розвитку та його становлення. Про один з них вже йшлося. Це програма дій «Порядок дня на XXI ст.», яка зобов’язує уряди країн розробляти відповідні національні програми переходу на сталий розвиток і проводити адекватну цим програмам внутрішню та зовнішню політику. Далі у 1994 р. в м. Ольборг (Данія) відбулася Європейська конференція зі сталого розвитку малих і великих міст Європи, на якій була схвалена Ольборзька хартія «Міста Європи на шляху до сталого розвитку». Хартія зобов’язала владу міст Європи розробляти місцевий «Порядок денний на 21 століття», що власне здійснили згодом понад 400 місцевих урядів міст, серед яких було 30 міст України (Київ, Одеса, Севастополь, Донецьк, Чернівці, Ужгород, Івано-Франківськ і ін.). У 1996 р. в м. Стамбул (Туреччина) у документах Конференції ООН з населених пунктів проголошено «Принципи сталого розвитку населених пунктів», а в ухвалі Генеральної Асамблеї ООН на спеціальній сесії «Планета Земля +5», яка відбулася у 1997 р. – Програму дій з подальшого впровадження «Порядку денного на XXI ст.» («Ріо +5»). На форумі «Ріо +5» було підкреслено, що уряди багатьох країн не роблять достатніх зусиль для подолання екологічної кризи, що не сприяє бажаному переходу до сталого розвитку [34].

До важливих міжнародних документів з проблем сталого розвитку слід також віднести Оргуську конвенцію (м. Оргус, Данія, 1998 р.), матеріали Будапештської Всесвітньої наукової конференції з екологічних проблем планети

(м. Будапешт, Угорщина, 1999 р.), ухвалений на Всесвітньому саміті зі сталого розвитку у Йоганессбурзі у вересні 2002 р. План дій «Ріо +10» (ПАР), Стратегію ЄС ООН освіти для сталого розвитку, документальні матеріали конференції ООН з питань сталого розвитку («Ріо +20», Ріо-де-Жанейро, Бразилія, 2012 р.) та ряд інших. Всі вони зорієнтовані на досягнення глобальної мети сучасного людства – сталого розвитку, який забезпечує бажане майбутнє. Заключний документ Конференції в Ріо-де-Жанейро (2012 р.) практично так і називається – «Майбутнє, якого ми бажаємо» («The Future We Want»). До речі, ця Конференція стала однією з найбільш масштабних подій початку нашого століття. Її учасники (світові лідери, представники бізнесу, міждержавних і неурядових організацій) підсумували зусилля світової спільноти, спрямовані на становлення сталого розвитку. У документі під назвою «Майбутнє, якого ми бажаємо» акцентувалося також на необхідності реалізації стратегії «зеленої економіки» та удосконаленні міжнародного регулювання природокористуванням у контексті гармонійної збалансованості соціального, економічного та екологічного факторів сталого розвитку. Однак, загальний підсумок десятирічного (1992-2002 рр.) та двадцятирічного (1992-2012 рр.) впровадження сталого розвитку визнано невтішним, а витрачені зусилля на досягнення цілей тисячоліття – недостатніми. Незважаючи на те, що до цього часу найбільш передова та свідома частина людства багато зробила для популяризації, дослідження і реалізації стратегії сталого розвитку, визначення його перспектив, принципів і критеріїв, розв’язання проблеми сталого розвитку не завершено. Процес становлення сталого розвитку є багатогранним, складним і тривалим у часі.

Зупинимося коротко на принципах і критеріях сталого розвитку. Їх можна конкретизувати різними словами, але зміст їх залишається незмінним.

Прийнято вважати, що головні принципи сталого розвитку були визначені у 1986 р. на Міжнародній конференції з проблем довкілля і розвитку у Оттаві [211] і вони такі:

- поєднання принципів розвитку суспільства та збереження природи;
- підтримка цілісності екосистем;

- задоволення головних потреб людини;
- досягнення соціальної справедливості та рівності;
- забезпечення культурного різноманіття та соціального самовизначення.

Автор дослідження [36] так уточнює принципи сталого розвитку:

- обмеження антропогенного впливу на біосферу до рівня можливостей її стійкого відтворення;
- підтримка запасів відтворювальних ресурсів і біологічного різноманіття;
- реалізація темпів використання невідтворювальних природних ресурсів, які узгоджені з терміном їх заміни відтворюваними ресурсами;
- збалансований розподіл доходів і витрат при управлінні охороною навколишнього середовища та ресурсоспоживанні;
- впровадження виробничих технологій, які приводять до зростання ефективності виробництва на одиницю витраченого ресурсу;
- впровадження економічних механізмів, які не дозволяють виробникам уникнути екологічних витрат на реалізацію їх рішень;
- застосування при прийнятті рішень міждисциплінарних підходів.

Коли йдеться про забезпечення сталого розвитку, його організацію, то в такому контексті центральним принципом є принцип економічного зростання, зміст якого за словами Г. Дейлі [94] полягає у тому, щоб при обмеженій кількості ресурсів можна було забезпечити щасливе життя якнайбільшій кількості людей. Стратегія сталого розвитку передбачає гармонійне поєднання принципів соціально-економічного розвитку з морально-етичними принципами суспільства, принципів збереження та принципів інноваційності шляхів розвитку, принципів екологічної ефективності та достатності забезпечення потреб тощо.

Довгостроковий розвиток будь-якої соціально-економічної системи можливий при виконанні як мінімум п’яти умов, які конкретизуються принципами суспільної організації в просторі, організації в часі, забезпечення екологічної стійкості, екологічних цілей, екологічної мотивації. Принцип суспільної організації у просторі означає, що все населення Землі тісно пов’язане

зв'язками єдиної екосистеми (біосфери), тому для всіх людей планети спільною метою є збереження стійкого стану біосфери, у якому людина може жити та розвиватися, а небезпека втратити цей стан – загальна небезпека для всього людства. Принцип суспільної організації в часі передбачає забезпечення організації людської цивілізації в контексті «триєдиності часів», тобто сьогодні, завтра та в далекому майбутньому. Принципи екологічної стійкості спрямовані на збереження стійкості екосистеми, навантаження на яку не повинно перевищувати межі її самовідновлення. Для досягнення сталого розвитку потрібна екологічна спрямованість процесів розвитку, тобто потрібні чіткі екологічні цілі, що власне й декларується у принципах екологічних цілей. З ними тісно перегукуються принципи екологічної мотивації, які спрямовані на «постійне відтворення мотивації соціально-економічного розвитку» та «обов'язкове збереження мотивації екологічної обумовленості розвитку» [211].

Принципи сталого розвитку практично окреслюють основні критерії сталого розвитку. Підсумковий аналіз принципів дає можливість уточнити такі критерії [14]:

- кількість відновлювальних природних ресурсів повинна не зменшуватися на протязі часу, який забезпечує просте самовідновлення;
- темпи видобутку та використання запасів невідновлюваних природних ресурсів повинні бути максимально уповільнені з перспективою їх заміни у майбутньому на інші нелімітовані ресурси;
- мінімізація кількості відходів на основі впровадження ресурсозберігаючих і маловідходних технологій;
- зменшення забруднення навколишнього середовища до економічно та соціально прийнятного рівня.

Реалізація принципів і виконання критеріїв сталого розвитку – багатоетапний та еволюційний процес переходу людського суспільства від знання про тісні взаємозв'язки економічної та природних систем, розуміння їх гармонізації – до реального становлення сталого розвитку [125]. Можна виділити деякі основні етапи цього процесу.

На першому етапі потрібно створити передумови переходу до сталого розвитку, стабілізувавши наявну еколого-економічну ситуацію та її соціальні наслідки. Зупинивши процеси деградації в природі та суспільстві, необхідно здійснити термінові заходи для підвищення рівня екологічної освіти, усвідомлення пріоритетності екологічних цінностей у будь-якому соціально-економічному середовищі, твердого переконання у потребі оздоровлення екосистеми та побудови суспільства сталого розвитку.

Зміст другого етапу полягає у підготовці комплексу заходів, спрямованих на перехід від економічного зростання до економіки розвитку. Зокрема ці заходи мають сприяти єдності суспільства та влади у питаннях реалізації стратегічного курсу на сталий розвиток, розробки та впровадження принципів сталого розвитку, відтворення природних ресурсів, наукового, освітнього та виховного аспектів, пов’язаних з новими концептуальними засадами розвитку економіки тощо.

Структурна та функціональна перебудова в економіці, технологічна модернізація виробництва з урахуванням екологічних факторів, екологізація всіх суспільно-економічних відносин конкретизують сутність наступного етапу реалізації принципів сталого розвитку. Паралельно з цими змінами здійснюються позитивні процеси для соціалізації економіки, а саме подолання бідності та зростання рівня життя людей, його поступового наближення до стандартів розвинених країн світу.

Черговий у даному випадку четвертий етап втілення у реальну дійсність принципів сталого розвитку – це зближення країн і регіонів, які розвиваються на засадах сталого розвитку [95], збереження та зміцнення їх економічних зв’язків, а також тих стратегічних цінностей для людського суспільства, які пов’язують зі сталим розвитком. Звичайно, досягти гармонізації економічних, екологічних і соціальних складників цього розвитку можна при відповідному конституційному забезпеченні та цілеспрямованих діях всієї світової спільноти, про що вже йшлося раніше.

Україна не стоїть осторонь проблем екологізації економіки та сталого розвитку. Основи еколого-економічної політики та шляхи її реалізації з метою досягнення сталого розвитку інтенсивно досліджуються та розробляються українськими науковцями, хоча практична реалізація політики екологізації соціально-економічної системи нашої країни гальмується із-за багатьох об'єктивних і суб'єктивних причин [107, 207, 208]. Економічні та екологічні кризи, які переслідують українське суспільство, надзвичайно погіршують наше становище як об'єкта міжнародних інвестицій. Закордонні інвестори часто сприймають Україну як зону «екологічного лиха», що однозначно приводить до зменшення потоків іноземного капіталу в українську економіку та не сприяє прискоренню процесів екологізації економіки та переходу до сталого розвитку.

На завершення даного пункту зупинимося також на питанні моніторингу процесів переходу до сталого розвитку. Такий моніторинг базується на спостереженнях за екологічною, економічною та соціальною підсистемами та полягає у неперервному вимірюванні деяких параметрів цих підсистем і їх агрегованих показників або індикаторів. Рівні спостереження можуть бути різні, але до основних належать імпактний (спостереження за територіями зі значним антропогенним впливом), регіональний (спостереження за підсистемами певного регіону) та базовий або фоновий рівень (спостереження за екологічною підсистемою, зміни якої не пов'язані із антропогенним впливом). Коли йдеться про сталий розвиток у межах всієї нашої планети, то моніторинг за процесами переходу до сталого розвитку повинен здійснюватися за допомогою глобальної (планетарної) системи моніторингу, тобто мережі пунктів спостереження за різними рівнями та динамічної системи визначення показників або індикаторів сталого розвитку.

Система індикаторів сталого розвитку розроблена Комісією зі сталого розвитку ООН (КСР). Кількість цих індикаторів значна, однак всі вони можуть бути поділені на чотири групи: екологічні, економічні, соціальні та інституціональні [156, 211]. Індикатори сталого розвитку [117] мають бути

простими, точними, чутливими, надійними, своєчасними і звичайно рентабельними у розумінні витрат на їх визначення.

Екологічні індикатори повинні не тільки характеризувати стан навколишнього середовища, але й бути зручними для дослідження у цілому та прогнозування екологічних змін. Екологічні індикатори можуть мати загальний характер, тобто бути придатними для характеристики стану екосистеми практично у всіх регіонах і країнах світу, а можуть бути також унікальними, тобто характерними лише для окремих країн, зокрема України, де багато депресивних і радіоактивно забруднених територій. У будь-якому разі до ключових екологічних показників належать показники стану забруднення повітря, води, ґрунтів, продукування екологічно небезпечних решток виробництва та показники утилізації забруднення. Принципово важливими для моніторингу переходу до сталого розвитку є також галузеві показники забруднення, тобто екологічні показники промисловості, транспорту, енергетики і ін.

Метою визначення економічних індикаторів сталого розвитку є встановлення стану економічних підсистем і можливість здійснювати аналіз та прогнозування економічної динаміки конкретного регіону, країни тощо. У кінцевому результаті економічні показники дають корисну інформацію для коригування управлінських дій щодо регулювання процесами еколого-економічної взаємодії, зокрема для усунення негативних економічних наслідків і тенденцій. До найбільш загальних економічних показників сталого розвитку належать показники ВВП на душу населення та темпи його зростання, рівні інфляції та банківського кредитування приватного сектора, банківські процентні ставки, тарифи на комунальні (муніципальні) послуги, обсяги інвестицій у природоохоронній діяльності, показники витрат екологічних фондів і їх ефективності, показники проведення економічних реформ і ін. Ці та інші економічні показники сталого розвитку можуть доповнятися також характеристиками специфіки відповідного регіону чи країни.

Що стосується соціальних індикаторів сталого розвитку, то вони призначені для характеристики соціального середовища та демографічного стану тих чи інших населених пунктів (міст, сіл, регіонів). Загальна їх кількість може бути чималою, але всі вони у сукупності повинні адекватно відображати рівень соціальної безпеки та соціально-психологічний клімат того чи іншого поселення. Рівень соціальної безпеки можна оцінити такими показниками як кількість хворих, самогубств і тяжких злочинів у розрахунку на прийняту базову кількість жителів, рівень безробіття, коефіцієнт злочинності, заборгованість у виплаті заробітної платні та пенсії, середня тривалість життя, коефіцієнти смертності немовлят і інтенсивності чи сальдо міграції, а також рядом інших показників. Зрозуміло, що соціальне середовище як і демографічна ситуація значно кращі у розвинених країнах, зокрема тих, які досягли вагомих результатів на шляху переходу до сталого розвитку.

Під інституціональними індексами чи показниками сталого розвитку розуміють характеристики різних національних та міжнародних механізмів формування потенціалу сталого розвитку у слабкорозвинених країнах, інституціонального порядку і правових механізмів міжнародного рівня, активності та ролі громадськості у процесах розбудови економіки сталого розвитку, урахування екологічних і соціальних чинників у процесах планування та управління тощо.

Загальна характеристика зазначених вище чотирьох типів індексів сталого розвитку дає можливість дослідникам предметніше підійти до визначення кількісних оцінок того, наскільки конкретна країна наблизилася до сталого розвитку. Сьогодні використовується ціла система таких кількісних оцінок – агрегованих показників або індексів сталого розвитку, до яких належать, наприклад індекси людського розвитку, реального прогресу живої планети, екологічної сталості, екологічного виконання, щасливої планети і ін. Не зупиняючись на детальній конкретизації цих та інших агрегованих індексів (ці питання добре висвітлені у науковій та навчальній літературі [211]), зауважимо, що методологія якісного та кількісного оцінювання процесів переходу до сталого

розвитку постійно вдосконалюється. Науковці активно працюють над цим питанням. Зокрема, у роботі [110] запропоновано оцінювати сталий розвиток за допомогою інтегрального векторного індекса у трьохвимірному векторному (точковому) просторі. Координати довільної точки у цьому просторі конкретизують відповідно економічний, екологічний та соціально-інституціональний індекси, які обчислюються згідно з прийнятою у міжнародній практиці методикою та щорічно визначаються авторитетними міжнародними організаціями. Якщо $I_{ср}, I_{ек}, I_{е}$ та $\boldsymbol{I}_{сі}$ відповідно векторний індекс сталого розвитку, скалярні економічний, екологічний та соціально-інституціональний індекси, то $I_{ср} = I_{ек} \cdot i + I_{е} \cdot j + I_{сі} \cdot k$, де i, j, k – одиничні вектори координатних осей (орти). Крім векторного індекса було введено також ступінь (назвемо його індексом) гармонізації сталого розвитку $I_{г}$. Обидва ці показники знаходять за допомогою складових індексів $(I_{ек}, I_{е}, I_{сі})$, які є координатами вектора $\boldsymbol{I}_{ср}$. Кут між вектором $\boldsymbol{I}_{ср}$ (його довжина або норма $\|I_{ср}\| = (I_{ек}^2 + I_{е}^2 + I_{сі}^2)^{1/2}$) та «ідеальним» вектором або вектором з однаковими координатами (наприклад, вектором з координатами $(1,1,1)^T$, $\boldsymbol{T}$ – транспонування) визначає індекс гармонізації сталого розвитку $I_{г}$. Зрозуміло, що обчислення цих індексів буде зручним у тому випадку, коли всі індекси мають одну і ту ж одиницю виміру. Цього легко домогтися, здійснивши їх нормалізацію, у результаті якої значення індексів будуть змінюватися у межах відрізка [0,1] (найгірші значення індексів близькі до 0, а найкращі – до 1).

Підсумовуючи викладений вище матеріал, підкреслимо, що, незважаючи на відсутність абсолютних показників сталого розвитку окремих регіонів чи країн, сьогодні розроблено достатньо ефективні методи його кількісного та якісного оцінювання.

Що стосується України, то наша країна, обравши стратегією свого розвитку концепцію сталого розвитку [212], розпочала реформи та спрямовує всі свої теперішні можливості для досягнення цього розвитку. Указом Президента

України від 12 січня 2015 року була схвалена стратегія сталого розвитку «Україна-2020», яка передбачала конкретні напрямки або вектори проведення реформ, а саме вектори розвитку, безпеки, відповідальності та гордості. Розвиток може бути забезпечений шляхом проведення структурних реформ, відновлення макроекономічної стабільності, впровадження у економіку екологічно невиснажливих технологій та сучасних передових інновацій, підвищення стандартів життя людей тощо. Під забезпеченням безпеки розуміється всестороннє зміцнення держави, яка спроможна захистити свої кордони, забезпечити мир на своїй території та у європейському регіоні, побороти корупцію, створити чесне та неупереджене правосуддя, гарантувати захищеність бізнесу, інвестицій, приватної власності, безпеку життя та здоров'я своїх громадян. Вектор безпеки тісно пов'язаний з вектором відповідальності, сутність якого полягає у забезпеченні кожному громадянину, незалежно від етнічних, расових, релігійних, соціальних і інших ознак, доступу до системи охорони здоров'я, високоякісної освіти, всеможливих послуг, які може надати держава, приватний сектор та територіальні громади. Все це, в кінцевому результаті повинно привести до взаємної поваги, толерантності та гордості у суспільстві за свою культуру, науку, спорт, історію, що власне і визначає вектор гордості. Буквально через 2 роки, а саме 15 вересня 2017 року Урядом України було представлено Національну доповідь «Цілі сталого розвитку: Україна» у якій було визначено та сформульовано 17 глобальних Цілей з урахуванням специфіки національного розвитку [231], досягнення яких власне і є нашою стратегічною метою.

1.3. Методологічний базис дослідження процесів еколого-економічної взаємодії та формування концепції моделювання еколого-економічної динаміки

При дослідженні економічних явищ і їх взаємозв'язків із соціумом та природою, тобто при дослідженні економічних, еколого-економічних, соціально-економічних систем явно чи неявно використовується методологічний

інструментарій, який широко використовується у різних сферах наукового пізнання. Однак, є методи дослідження, які насправді стали універсальними чи майже універсальними, наприклад діалектичний підхід або загальний системний підхід, який полягає у комплексному, всесторонньому дослідженні об'єкта пізнання як єдиної цілісної системи і є принципово важливим для отримання адекватних знань про досліджуваний об'єкт і процеси його еволюції.

Системний підхід дозволяє виявити певні особливості, закономірності чи співвідношення у структурі системи, які можуть бути зовсім несуттєвими і навіть непоміченими при дослідженні окремих складових чи елементів системи. У цьому власне кажучи і проявляється так звана емерджентність системи, тобто її здатність набувати таких властивостей, які не притаманні її окремим елементам. Крім того, на основі системного підходу можна здійснити структурну та функціональну декомпозицію складних систем, без якої неможливо провести детальний глибинний аналіз її складників. А з позиції методології дослідження відповідних явищ, об'єктів тощо – системний підхід значно розширяє самий методологічний інструментарій дослідника та його можливості отримати бажані результати, вдало поєднавши методи природничих і гуманітарних наук, сучасні прикладні засоби дослідження з теоретичними методами наукової класики. Надзвичайно важливим і актуальним є також застосування системного підходу до розв'язання проблем адаптації наявних та побудови нових систем, зокрема проектування відповідних структур, підструктур, зв'язків. Отже, даючи можливість всесторонньо підійти до дослідження того чи іншого об'єкта пізнання, системний підхід дає можливість більш повно та адекватно обґрунтувати рішення, яке буде прийматися. Це і є метою застосування системного підходу.

Зазначимо також, що зазвичай системний підхід [49, 111, 112] використовується для дослідження слабкоструктурованих проблем або об'єктів пізнання, що вкрай важливо, оскільки у таких випадках інші наукові підходи можуть не лише не дати позитивного результату, але й привести до неправильних знань, явно викривленої інформації. У зв'язку з цими та іншими

особливостями застосування системного підходу дослідники повинні притримуватися основних принципів системного підходу, які не тільки узагальнюють набутий досвід роботи зі складними системами та дослідження таких систем, але й регламентують відповідні вимоги до систем і їх дослідників. Це зокрема принципи остаточної мети, єдності та зв'язності, модульності, ієрархії, функціональності, розвитку, децентралізації, невизначеності [49]. Практичне застосування цих принципів суттєво залежить від професійного рівня та досвіду дослідника.

Дослідження процесів еколого-економічної взаємодії нерозривно пов'язане з дослідженням процесів соціально-економічного характеру, адже економіка, суспільство (соціум) та екологія – це три складові тієї цілісної єдності, що власне відображає соціо-еколого-економічну систему. Незважаючи на те, що у нашому дослідженні виокремлюється як об'єкт для вивчення еколого-економічна система, методи дослідження, які застосовуються в економічній та соціально-гуманітарних науках, також входять до методологічного інструментарію дослідження процесів і явищ еколого-економічної взаємодії. До цих методів належать, наприклад діалектичний (явища процеси вивчаються у їх неперервному розвитку та взаємозв'язку), теоретико-логічний (пошук закономірностей та тенденцій розвитку теорії еколого-економічних чи інших систем), історично-емпіричний (об'єктивне дослідження та порівняння соціальних і економічних концепцій). У сенсі системного аналізу ці та інші методи дають максимальний ефект у гармонійному поєднанні та взаємодоповненні, особливо коли це стосується вивчення таких складних об'єктів, якими є еколого-економічні чи соціально-економічні процеси. Їх систематизоване дослідження супроводжується багатьма етапами та специфічними особливостями, пов'язаними з виділенням найбільш актуальних аспектів, екзогенних і ендогенних факторів впливу, конкретизацією окремих проблем і фактів, спрощенням схем взаємозв'язків і деталізацією рівня агрегування чи декомпозиції постановок початкових завдань дослідження, а також рівня абстрагування у цілому.

Одним із важливих сучасних методів дослідження еколого-економічних систем є синергетичний підхід [102, 220, 225], застосування та поширення якого у науковому пізнанні приводить до нових знань про принципи самоорганізації та закономірності розвитку систем різної матеріальної та нематеріальної природи. Синергетику за визначенням називають теорією самоорганізції (термін «синергетика» ввів Герман Хакен [225] і у перекладі з грецької він означає «сумісну дію»).

Стосовно терміну «синергетика» Хакен зробив таке пояснення: «Я назвав нову дисципліну «синергетикою» не тільки тому, що в ній досліджується сумісна дія багатьох елементів систем, але і тому, що для знаходження загальних принципів, що керують самоорганізацією, необхідне кооперування багатьох різних дисциплін». Ідеї синергетики узагальнюють і розвивають специфічні поняття і принципи багатьох конкретних наук, де було встановлено, що самоорганізація виникає у результаті взаємодії достатньо великого числа елементів, що утворюють цілісну систему, яка повинна бути відкритою, знаходитися достатньо далеко від точки термодинамічної рівноваги [6] (якщо система знаходиться у точці рівноваги, то її ентропія максимальна, що відповідає стану її хаосу або дезорганізації) та складатися з достатньо великого числа елементів і зв’язків між ними, тобто бути складноорганізованою та нелінійною системою.

Сьогодні синергетика – це один з найбільш перспективних міждисциплінарних підходів, діапазон застосування якого надзвичайно широкий – від локальних наукових проблем до глобальних проблем людського суспільства. Синергетика дозволяє з’ясувати, що такі явища як коливання та хвилі, нестійкість та нелінійність, хаос і структури є характерними ефектами, що зустрічаються у хімії, медицині, електроніці, гідродинаміці, екології, економіці, соціальних і інших науках і дають можливість зрозуміти єдиність сучасної картини світу. Нелінійний світ відрізняється від лінійного тим, що у ньому не діє принцип суперпозиції, згідно з яким ефект від об’єднання процесів (чи їх накладання) дорівнює сумі ефектів від кожного з них. Всі явища та процеси, які

нас оточують насправді є нелінійними. Однак з відкриттям так званого детермінованого хаосу у природознавстві стало зрозуміло, що хаос – це певний поярдок, який виникає із безпорядку та утворює складні просторові струткури у різних явищах самоорганізації. Теорія хаосу стверджує, що поведінка складних систем суттєво залежить від початкових умов, невеличка зміна яких може привести до непередбачуваних наслідків.

Саме з позиції синергетики можна пояснити подібність та закономірність таких явищ у природі та суспільстві, а також у процесах їх взаємодії. Наприклад, сучасна господарська діяльність людей або сучасна економіка у сенсі синергетики – це світ різних за масштабами коливань і хаосу (підйоми та падіння різних галузей економіки, економік різних країн, неперервні коливання курсів валют на валютному ринку і ін.). Незважаючи на складність, динамічність, нелінійність економічної системи синергетичний ефект (або синергія) від її функціонування, тобто її системний ефект за рахунок емерджентності перевищує сумарний ефект від її складових, тобто сумісна дія окремих підсистем важливіша та ефективніша за їх автономні дії.

Щодо еколого-економічних досліджень слід зазначити, що тут синергетичний підхід дозволяє закцентуватися на суттєвій ролі випадковості у самоорганізації еколого- та соціально-економічних систем, процесах їх нестійкої рівноваги та нестабільності, складності та нелінійності їх еволюції, яка може характеризуватися невизначеністю, стохастичністю, кризовими ситуаціями, діаметрально протилежними впливами одних і тих самих факторів на динаміку систем тощо.

Системний та синергетичний підходи в дослідженні систем і процесів еколого-економічної взаємодії, як і інших об’єктів пізнання, реалізуються на практиці поетапно, а саме: здійснюється постановка задачі дослідження; об’єкт дослідження описується як система зі всіма своїми внутрішніми та зовнішніми зв’язками; конкретизується структура системи та її зв’язок із зовнішнім середовищем; деталізуються цілі елементів системи із урахуванням наявного чи очікуваного результату функціонування системи у цілому; розробляється модель

системи, за допомогою якої здійснюється її дослідження. При цьому задачі, які приходиться розв'язувати у ході дослідження, виокремлюються на задачі системного аналізу та задачі системного синтезу. Зміст перших полягає у визначенні властивостей системи за її структурою, а других – у визначенні структури системи за її властивостями, тобто фактично створення нової структури. Методи системного аналізу та синтезу зазвичай використовуються для дослідження складних систем, до яких власне і належать економічні, еколого-економічні чи соціально-економічні системи. До найважливіших завдань аналізу належать визначення функціональних особливостей системи, з'ясування її інформаційних характеристик, а також кількісних і якісних показників. Метою синтезу є вдосконалення існуючої та створення нової системи. Якщо йдеться про системи управління, які складаються з двох підсистем (керуючої та керованої), то аналіз і синтез цих підсистем обов'язково повинні враховувати їх особливості, типи керування тощо [49, 148]. При цьому для дослідження систем управління розроблені також специфічні методи [148], наприклад статистичні методи, методи оптимізації, еврістичні методи, методи аналізу та синтезу на основі математичних теорій і ін.

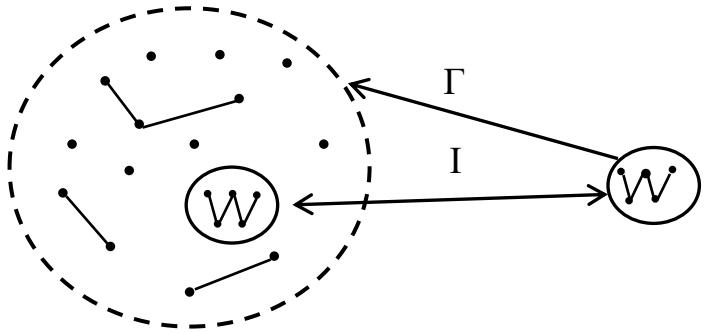
Методологія наукового пізнання, у тому числі й дослідження еколого-економічних процесів і систем, сьогодні достатньо розвинута, але одним із найбільш ефективних її інструментів [90] є моделювання, тобто дослідження одних об'єктів пізнання за допомогою інших допоміжних об'єктів, які називаються моделями. Саме завдяки методу чи методам (якщо класифікувати способи побудови моделей за різними ознаками) моделювання сучасна наука досягла значного прогресу у різних галузях пізнання.

Основою моделювання є теорія подібності. Подібність або аналогія між об'єктами дослідження та їх замінниками (моделями) визначається за різними ознаками (кількісними, якісними), наприклад фізична, математична чи геометрична подібність. Така подібність дозволяє досліднику, побудувавши та проаналізувавши модель, робити висновки про об'єкт-оригінал. Однак процес моделювання вимагає від дослідника глибокого розуміння таких понять як

об’єкт, система, модель та співвідношення між ними. Оскільки будь-який об’єкт можна описати як систему, то є зміст обґрунтувати лише співвідношення між системою-оригіналом і системою-замінником, тобто між системою і її моделлю. При цьому слід розуміти, що мету дослідження формулює дослідник і залежно від цієї мети визначається адекватність побудованої моделі – ступінь або міра її відповідності системі-оригіналу.

Проблема адекватності моделі як іншої системи (абстракції системи-оригіналу) розв’язується за допомогою понять ізоморфізму та гомоморфізму. Дві системи ізоморфні, коли між ними існує взаємооднозначна відповідність (між елементами та їх зв’язками), та гомоморфними – коли така відповідність є односторонньою [49]. Модель – це гомоморфний образ об’єкта дослідження чи системи-оригіналу, який відображає лише деякі властивості оригіналу, а саме ті, які є метою дослідження. Звідси випливає, що адекватність моделі пов’язана лише з виконанням вимог дослідника, а не з її повною ізоморфністю стосовно системи-оригінала. Саме тому під гомоморфізмом розуміють однозначну відповідність лише в одному напрямку – від моделі до системи. Однак, відносно тих властивостей, які вивчає дослідник, адекватна модель повинна бути ізоморфною, тобто вона повинна бути ізоморфною до деякої «частини» досліджуваного об’єкта чи системи-оригіналу. Цей факт проілюстрований на рис. 1.3.1 (точками позначені окремі характеристики, властивості чи особливості систем; відрізками, що з’єднують точки, – певні співвідношення між ними; велике коло проведено пунктирною лінією, що означає відкритість системи-оригіналу щодо зовнішнього середовища).

Моделювання як один із універсальних методів дослідження складних явищ, процесів, систем у літературі часто класифікується за певними ознаками, зазвичай за інструментальними засобами. Тоді йдеться про різні види (способи) моделювання, які уже традиційно називають методами моделювання [49, 218].



а) S_0 б) M_S

Рис. 1.3.1. Ілюстрація співвідношення між системою-оригіналом S_0 та її моделлю M_S (І – ізоморфізм, Г – гомоморфізм)

Моделювання економіки, як і еколого-економічних процесів, без яких неможливе функціонування економіки як такої, може здійснюватися за допомогою різних підходів (методів). Це зокрема спостереження та їх словесне описання, економічний експеримент, ігрова та машинна імітація та економіко-математичне моделювання. До класифікації методів моделювання еколого-економічних систем можна підходити також з інших позицій чи концепцій наукового пізнання, однак слід зазначити, що встановленої єдиної чи остаточної класифікації сьогодні не існує. У будь-якому разі популярність, а точніше актуальність того чи іншого підходу в моделюванні, визначається його підтвердженою на практиці спроможністю у наукових дослідженнях. Названі вище методи власне кажучи такими є, зокрема методи ігрової та машинної імітації і економіко-математичного моделювання, які окремо можна деталізувати також на статистичне, імітаційне, комп’ютерне та математичне моделювання. Дуже часто ці методи взаємопов’язані, тобто всі вони певною мірою задіяні у процесі побудови моделі, її аналізу та практичного застосування.

Математичне моделювання спрямоване на побудову математичної моделі досліджуваних об’єктів чи систем і у деякому розумінні є найбільш потужним і економним засобом пізнання. Сучасне інформаційне суспільство виникло і розвивається значною мірою завдяки математичному моделюванню. Основи

сучасного математичного моделювання часто пов’язують з іменем Ньютона [166], який, користуючись методами математики, досліджував явища природи, однак його історичне коріння є значно глибшим і відноситься до початку виникнення точних наук, у тому числі й математики. Другим вагомим етапом розвитку математичного моделювання був період з кінця 40-х до початку 50-х років XX століття, коли появилися перші ЕОМ, а значить і можливості розв’язування складних задач науки та практики. Теперішній період можна вважати третім етапом і пов’язаний він з розвитком інформаційних технологій та інформатизацією суспільства.

Єдиного строго визначеного поняття математичної моделі наразі не існує. На неформальному рівні математична модель – це формалізований засобами математики образ або прообраз досліджуваного об’єкта чи системи-оригінала [49]. Оскільки системі-оригіналу S_0 відповідає множина моделей M_S (зворотний зв’язок однозначний: кожній моделі M_S відповідає одна і та ж система S_0), то очевидно модель є результатом деякого багатозначного відображення допустимого простору (множини) об’єктів або систем-оригіналів у допустимий простір (множину) моделей або систем-замінників. Особливість цього відображення у тому, що обернене до нього відображення, тобто відображення допустимої множини моделей у допустиму множину об’єктів, також буде багатозначним. Формалізація цих обмежень буде лише абстрактною формою зв’язку між множинами об’єктів пізнання та їх моделями. Для більш конкретного та наочного рівня визначення поняття математичної моделі можна скористатися поняттям векторних просторів і від загального поняття «відображення» перейти до більш конкретного поняття «оператор». Ця ідея вже використовувалася деякими авторами [24]. Опишемо об’єкт дослідження множинами вхідних, внутрішніх і зовнішніх параметрів. Нехай $\tilde{S}^{(вх)}, \tilde{S}^{(вн)}$ та $\tilde{S}^{(вих)}$ – множини допустимих векторів вхідних, внутрішніх і зовнішніх параметрів досліджуваного об’єкта (системи-оригінала S_0). Уточнимо, що вхідні параметри описують зв’язок системи S_0 із зовнішнім середовищем, точніше вплив

останнього на S_0, внутрішні параметри відображають внутрішню структуру системи S_0 та її властивості, а вихідні параметри – результати функціонування системи S_0. Тоді під математичною моделлю системи S_0 будемо розуміти операторне відображення

$$V : \tilde{S}^{(вх)} \times \tilde{S}^{(вн)} \to \tilde{S}^{(вих)},$$

яке можна також записати у формі операторного співвідношення

$$S^{(вих)} = V\left(S^{(вх)}, S^{(вн)}\right),$$

де $S^{(вх)} \in \tilde{S}^{(вх)}$, $S^{(вн)} \in \tilde{S}^{(вн)}$, $S^{(вих)} \in \tilde{S}^{(вих)}$, V – оператор моделі.

Не зупиняючись на багатьох інших питаннях, пов’язаних з поняттям математичної моделі чи математичним моделюванням, зокрема на питаннях класифікації математичних моделей, вимог до їх побудови, апробації, практичного застосування тощо, ще раз підкреслимо значущість математичного моделювання як методу або способу моделювання при дослідженні економіки та еколого-економічних систем у тому числі.

З математичним моделюванням тісно пов’язані інші способи чи методи моделювання, зокрема статистичне моделювання (або метод Монте-Карло) [235, 237], яке виокремлюють у самостійний метод моделювання. Під статистичним моделюванням розуміють спосіб [237] поведінки ймовірнісних систем в умовах невідомості внутрішніх взаємодій у цих системах. Нехай ми маємо детерміновану задачу з деякою невідомою величиною (скалярною чи векторною) X, причому для цієї задачі уже створена математична модель. Тоді ідея методу статистичного моделювання полягає у побудові такої випадкової величини W, для якої основна характеристика (математичне сподівання або дисперсія) дорівнює шуканій детермінованій величині X, наприклад $M(W) = X$. При цьому $M(W)$ знаходять статистично (знайшовши n значень випадкової величини W, обчислюють їх середнє арифметичне, яке наближено дорівнює $M(W) = X$). За необхідності моделювання стохастичних процесів і систем статистичне моделювання включається в імітаційне моделювання.

У широкому розумінні імітаційне моделювання – це метод побудови моделі системи та проведення з нею відповідних експериментів. Імітаційне модель повинна відображати логіку функціонування досліджуваної системи в часі та забезпечувати можливість проведення статистичного експерименту. Іншими словами можна сказати, що імітаційна модель є деякою числовою моделлю, призначеною для використання у процесі машинної імітації, тобто це деяка програма для ЕОМ, що дає можливість отримати відповідні висновки на основі проведення експериментів з нею при різних значеннях екзогенних змінних. Імітаційний експеримент – це дослідження з математичною моделлю у формі експеримента, який реалізується на ЕОМ.

Часто використовується також комп’ютерне моделювання, під яким розуміють реалізацію за допомогою комп’ютера моделі, яка відтворює реальні явища, процеси, гіпотетичні події тощо. Комп’ютерне моделювання є інтерактивним, тобто дозволяє зацікавленим особам активно впливати на результати моделювання, задіювати реальні та віртуальні об’єкти. Найбільш ефективно комп’ютерне моделювання використовується у навчальних системах для організації ситуаційних ігор, тренажерів. Деякі задачі еколого-економічного дослідження також можуть бути розв’язані за допомогою комп’ютерного моделювання.

Зауважимо, що перелічені вище методи моделювання (математичне, статистичне, імітаційне, комп’ютерне) тісно пов’язані між собою та у багатьох комплексних дослідженнях використовуються у поєднанні, що фактично вдосконалює технології моделювання.

Враховуючи, що дослідження еколого-економічних систем чи у загальному сенсі економіки або окремого її явища, як єдиної системи, що обов’язково містить у собі екологічні та соціальні підсистеми, спрямоване у кінцевому результаті на здобуття нових знань для підтримки прийняття рішень, зупинимося також на принципах прийняття рішень в економіці. Сьогодні теорія та практика прийняття рішень у різних галузях людської діяльності, у тому числі і в управлінні економічними чи еколого-економічними процесами, має у своєму

арсеналі потужний інструментарій, зокрема математичні методи, моделі та сучасні інформаційні технології. Особа, що приймає рішення (ОПР), особливо рішення принципові, тактично та стратегічно важливі для функціонування і розвитку процесів еколого-економічної взаємодії, обов'язково повинна користуватися послугами аналітиків, експертів, консультантів, тобто всіх тих, хто є спеціалістом у галузі прийняття рішень і може побудувати модель прийняття рішень.

Концептуальна, математична та інформаційна моделі прийняття рішень повинні задовольняти певні вимоги, а саме сформувати для ОПР впорядковані множини альтернатив з чітко визначеними операціями їх порівняння та можливостями конкретного вибору. Хоча на практиці такий вибір зазвичай не є оптимальним, а лише раціональним чи задовільним (у поведінці людей присутні не лише раціональні, але й нераціональні чи навіть ірраціональні компоненти), система його підтримки повинна бути глибоко обґрунтованою та дієвою. Це означає, що всі, хто має відношення до прийняття рішень (у нашому випадку прийняття рішень, що пов'язані з економічними, еколого-економічними системами), повинні дотримуватися певних принципів, зокрема принципів, сформульованих у роботі [199] (вони є результатом систематичного аналізу практики прийняття рішень різних суб'єктів економіки, зокрема фірм, окремих індивідумів). Розкриємо їх сутність.

Перший принцип полягає у тому, що отримуючи одні блага, нам приходиться відмовлятися від інших благ.

Інакше кажучи, для можливостей та бажань завжди є відповідні межі. Кожна свідома людина чи окремий економічний суб'єкт завжди оцінює свої ресурси перед тим, як прийняти відповідне рішення щодо реалізації своєї мети.

Другий принцип формується так: корисність (цінність) блага визначається тим, що можна від нього отримати, а його вартість тим, що за нього потрібно віддати.

Отже, перед тим як прийняти рішення про придбання одного блага (товару), потрібно проаналізувати всі вигоди та витрати, пов’язані з іншими благами, тобто потрібно оцінити вигоди та витрати від альтернативних благ.

Третій принцип стверджує, що при прийнятті рішень потрібно завжди порівнювати граничні величини відповідних вигод і витрат.

Згідно з цим принципом прийняте рішення буде раціональним, якщо гранична корисність від блага буде перевищувати користь від застосування граничної одиниці ресурсу. Іншими словами, ресурси для виробництва благ повинні використовуватися до тих пір, доки кожна їхня додаткова одиниця приносить більше користі (наприклад, у вартісних оцінках), ніж витрати на її придбання.

Четвертий принцип підкреслює, що люди завжди повинні турбуватися про своє майбутнє.

Турбота про майбутнє проявляється у формуванні запасів благ для їх використання у майбутньому. Такими благами є як правило нерухомі об’єкти, підприємства, автомобілі, гроші та інші фінансові засоби, тобто все те, що формує основний капітал. Раціональне використання цього капіталу – одне з найбільш важливих завдань для його власника.

Пятий принцип полягає у тому, що турбуючись про майбутнє, потрібно враховувати його невизначеність.

Майбутнє не може бути однозначно визначеним, його можна у певний спосіб передбачити, спрогнозувати, але всі такі передбачення можуть збутися лише з певною ймовірністю. Що стосується економічної практики, то урахування невизначеності тут здійснюється через страхові запаси, які дозволяють скоротити чи навіть ліквідувати потенційно можливі збитки у випадку несприятливих подій.

Шостий принцип регламентує відповідальність людей за наслідки своїх рішень.

Незважаючи на очевидність цього принципу, підкреслимо, що ступінь відповідальності може бути дуже різною, зокрема у індивідуальному

господарстві відповідає за прийняті рішення окремий суб'єкт, а у колективному господарстві – колектив. Якщо брати до уваги централізовану економіку, то всі рішення приймаються у верхніх ешелонах влади, тому насправді ніхто ні за що не відповідає. Зовсім інша ситуація у ринковій економіці, де відповідальність досить висока, оскільки за неправильне рішення господарський суб'єкт розраховується своїм майном.

Сьомий принцип передбачає реакцію людей на стимули, які виникають у зв'язку зі змінами економічних умов і обставин.

Зміна економічних умов у суспільстві приводить до прийняття нових рішень, які є реакцією на ці зміни. Наприклад, збільшення ставок податків породжує зростання цін на товари та зниження попиту споживачів. Це природна реакція людей у ринковій економіці.

Восьмий принцип робить акцент на значенні торгівлі для суспільства, її взаємовигідності для учасників ринку.

До обміну та торгівлі продуктами праці привів розподіл праці, який у ринковій економіці лише посилюється, оскільки спеціалізація виробництва вигідна для більшості виробничих фірм, а також для окремих країн. При цьому вигоду мають не тільки виробники, але й споживачі, бо у результаті процесів обміну та торгівлі вони отримують більш якісні товари та блага.

Дев'ятий принцип підкреслює значущість ринку як важливого способу організації економічної діяльності.

Механізм цін, які встановлюються на ринку, доносить до суспільства інформацію про цінність тих чи інших товарів і послуг. Ця інформація стимулює підприємців використовувати у виробничих процесах найбільш економні фактори та засоби, що в кінцевому результаті впливає на їх доходи. Отже, ринок збуває обмежені ресурси тим, хто може їх ефективно використати, тобто ринок визначає спосіб економічної діяльності.

Десятий принцип стверджує, що у деяких ситуаціях держава може вмішуватися у ринкове регулювання та впливати на нього позитивно.

Цей принцип пов’язаний з так званою недієздатністю ринку, його провалом. Зазвичай це ситуація виникає тоді, коли дії окремих людей негативно впливають на становище інших людей, наприклад, коли порушується еколого-економічна рівновага у економіці, а значить і екологічна безпека у суспільстві. Держава може і повинна вплинути на винуватців забруднення довкілля, наприклад на виробничі підприємства, зобов’язавши їх збільшувати видатки свого бюджету на утилізацію екологічно небезпечних відходів. Крім того, держава може прийняти відповідні закони про захист довкілля. До недієздатності ринку, який не може впливати на ціни, приводить також влада над ринком певних господарських суб’єктів або монополістів, які порушують вільну конкуренцію та соціальну справедливість ринкового розподілу. У цих випадках держава також повинна вплинути через свої механізми на ринок і виправити становище у плані функціонування дієздатного ринкового регулювання.

Одинадцятий принцип констатує, що рівень життя населення прямо залежить від здатності країни виробляти товари та послуги.

Загальновідомо, що рівень життя окремої людини визначається його доходом, а останній залежить від продуктивності праці, тобто від кількості товарів і послуг, створених за одиницю часу.

Дванадцятий принцип акцентує на тому, що ціни зростають, якщо уряд друкує надто багато грошей.

Зайві гроші знецінюються, тобто породжують інфляцію, а остання приводить до зростання цін і збільшення грошової маси, що негативно впливає практично на всі сфери економіки та її соціальні наслідки. Подолати інфляцію уряду складно, оскільки її зниження у короткостроковий період приводить до збільшення безробіття.

Викладені принципи прийняття рішення, як уже було зазначено раніше, стосуються не тільки економічних, але й еколого-економічних систем. Їх урахування у методах дослідження та при підготовці і прийнятті рішення щодо функціонування та розвитку процесів еколого-економічної взаємодії дозволяє досягти ефективних результатів дослідження та їх практичного застосування.

Проаналізувавши методологічні основи дослідження економічних і еколого-економічних систем, зупинимося на формуванні концепції моделювання динаміки таких систем, що власне конкретизує зміст основної науково-практичної проблеми моделювання еколого-економічної динаміки в умовах економічної кластеризації. Методологія моделювання еколого-економічної динаміки відображена на рис. 1.3.2. Деякі елементи понятійного апарату цієї методології уже розкриті раніше. Інші поняття, які потрібні для уточнення сутності окремих блоків наведеної на рис. 1.3.2 схеми, конретизуємо нижче.

Насамперед зазначимо, що методологічний базис для розв'язання будь-якої серйозної наукової (теоретичної чи прикладної) проблеми утворює системну єдність сукупності принципів, підходів, методів і технологій для наукового пізнання об'єкта дослідження та отримання інформації про його динаміку. Таку єдність складають відповідні компоненти на рис. 1.3.2.

Усі принципи, як загальні основоположні вимоги, припущення та орієнтири до побудови певної теорії чи прикладного інструментарію, у той чи інший спосіб пов'язані метою одержати знання про об'єкт дослідження і об'єднані у принципи наукового пізнання. У теорії моделювання використовуються принципи побудови функціональних і структурних залежностей, зокрема у економіці. При побудові функціональних моделей, тобто моделей, математичними формалізаціями яких є функції, застосовують найперше принципи відповідності (однозначної чи багатозначної) та визначеності. Саме ці принципи лежать в основі класичної елементарної числової функції, коли кожному елементу однієї множини відповідає єдиний елемент іншої множини. Оскільки зміст поняття «функціональна залежність» значно ширший, то можливе використання і інших принципів, зокрема принципів причинності, еквівалентності і ін. На відміну від функціональних, структурні залежності є сукупністю взаємопов'язаних співвідношень, серед яких можуть бути і функціональні залежності, тому при їх побудові, крім вище зазначених, використовуються також принципи системної єдності цілісності.

Очевидно, що функціональні моделі часто є лише окремими співвідношеннями структурних моделей. При цьому ряд співвідношень у математичних моделях структурного типу можуть належати також до різних класів математичних задач, але саме принципи системеної єдності та цілісності забезпечують моделям їх унікальну структуру.

Концептуальні підходи до визначення та вибору функцій та змінних моделей, призначених для розв’язання поставленої у роботі науково-практичної проблеми, також відображають мету моделювання процесів екологізації економіки та власне становлення соціально і екологічно збалансованої економіки. Суспільству потрібна така екологічна економіка, яка гарантує йому не тільки економічну та екологічну безпеку, але й високу якість його життєдіяльності. Інакше кажучи, економічні, екологічні та соціальні компоненти суспільного добробуту повинні бути збалансовані так, щоб досягти високого рівня та якості життя. Саме тому йтиметься про моделі еколого-економічної динаміки в умовах соціально-економічної кластеризації, тобто включення до змінних моделей еколого-економічної взаємодії змінних, які описують ліквідний капітал (заощадження) відповідних груп (кластерів) суспільства. Це фактично дозволяє поєднати у моделях процеси екологізації та соціалізації економіки. Соціально-економічну кластеризацію суспільства відображає економічна структура суспільства або розподіл його елементів за доходом, заощадженнями тощо. Соціально-економічна кластеризація передбачає включення у моделі так званих поведінкових функцій або функцій економічної та еколого-економічної поведінки споживачів і виробників тієї чи іншої продукції. Це функції попиту на продукцію і випуску продукції. У рамках задекларованого концептуального підходу до визначення та їх формалізації аргументами цих функцій є відповідно купівельні та виробничі спроможності. Підхід до вибору змінних моделей, які за своєю сутністю є показниками стану досліджуваної економіки, органічно пов'язаний із типом моделей динаміки, тому вибір змінних апріорі визначає фазовий простір динамічних систем, що проаналізовано на рис. 1.3.2.

Модулі системи моделей (рис. 1.3.2) логічно пов’язані із описаними вище принципами та концептуальними підходами. Усі модулі адекватно вписуються у запропоновану концепцію побудови теоретико-методологічного та прикладного інструментарію для аналізу та прогнозування еколого-економічної динаміки.

Модуль I ідентифікує у системі моделей те соціально-економічне середовище або той соціально-економічний простір, у якому відбуваються еколого-економічні процеси. Моделі функцій розподілу, якими описується економічна структура суспільства, можуть бути різними, але їх основною соціальною характеристикою є модальність розподілу. У країнах з високорозвинутою економікою суспільство є одномодальним, а із слабкорозвинутою економікою – бімодальним.

Модуль II стосується моделей функцій економічної та еколого-економічної поведінки, про що уже частково йшлося. У зв’язку з тим, що процеси екологізації економіки супроводжуються утилізацією небезпечних решток виробництва чи решток іншого типу, то розрізняють функції попиту та пропозиції (випуску) основної продукції та функції попиту і пропозиції на утилізацію забруднення. Ці функції є елементами моделей, виокремлених у наступні два модулі. Актуальними у комплексі еколого-економічних моделей є моделі функцій забруднення довкілля, які дозволяють оцінити рівень екологічності навколишнього середовища.

Модуль III визначає комплекс моделей односекторної економіки в умовах соціально-економічної кластеризації та утилізації виробничого забруднення. Односекторна економіка випускає єдиний агрегований продукт та самостійно знешкоджує (повністю чи частково) створене нею виробниче забруднення. Це основне концептуальне припущення, яке визначає підхід до її моделювання. Моделі є диференціальними, тобто динаміка їх змінних буде описуватися за допомогою звичайних диференціальних рівнянь. Як уже було підкреслено, вибраний простір змінних формує фазовий простір досліджуваних динамічних систем. Передбачається урахування у моделях як тільки первинної, так одночасно первинної і вторинної утилізації виробничого забруднення.

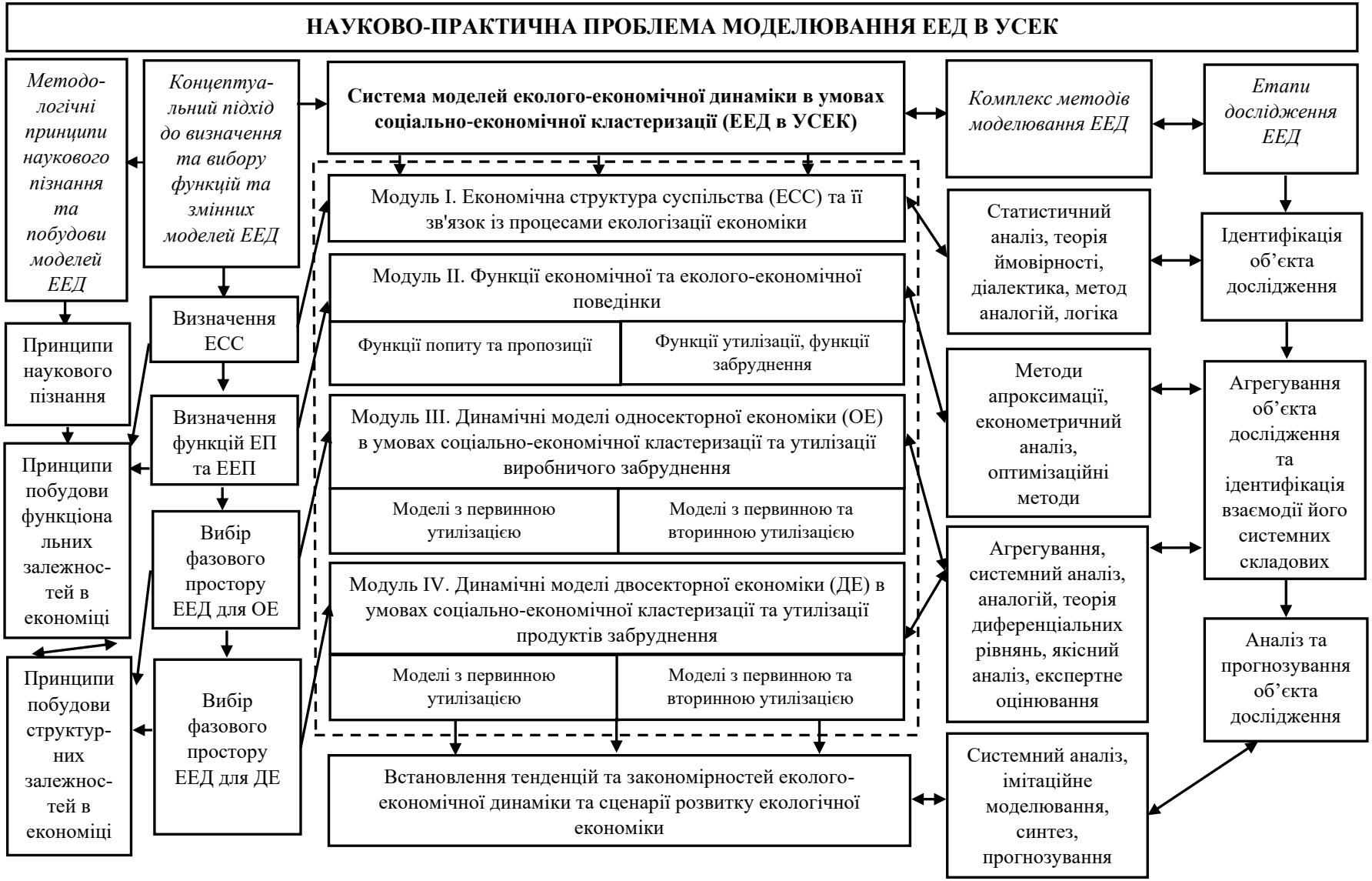


Рис. 1.3.2. Методологія моделювання еколого-економічної динаміки в умовах соціально-економічної кластеризації

Модуль IV окреслює сукупність моделей двосекторної економіки в умовах соціально-економічної кластперизації та утилізації продуктів забруднення різного типу (як виробничого, так і невиробничого). Двосекторність економіки означає, що перший сектор займається лише виробництвом єдиної агрегованої продукції, а інший сектор – лише утилізацією продуктів забруднення, у тому числі і виробничого забруднення першого сектора. Моделі також належать до класу диференціальних моделей, причому як і у моделях односекторної економіки у них доцільно врахувати як первинну, так і первинну та вторинну утилізацію.

Комплекс методів моделювання економічних і еколого-економічних процесів та систем описаний у першій частині цього пункту. Що стосується схематичної ілюстрації методології моделювання еколого-економічної динаміки (рис. 1.3.2), то продемонстрована там відповідність між методами та відповідними блоками – модулями наглядно відзеркалює призначення кожного із методів та етапи його застосування. До прикладу, якщо йдеться про модуль II, то для побудови моделей поведінкових функцій у економіці, використовується: а) економетричний аналіз, якщо відома специфікація функції та статистична інформація для незалежних і залежних змінних, на яку впливають випадкові збурення; б) класичні методи апроксимації, якщо випадкові збурення не впливають на статистичні дані; в) оптимізаційні методи, якщо специфікація функції повинна відтворювати апріорі властивості функціональної залежності. Аналогічно можна підтвердити інші відповідності між методами та модулями. У цілому зазначимо, що ідентифікація моделей, зокрема моделей, що згруповані у модулі III і IV, може здійснюватися різними методами. Деякі з цих параметрів можуть бути ідентифіковані зазвичай лише методами експертного оцінювання або методами імітаційного моделювання. Сучасні комп’ютерно-інформаційні технології сприяють як розвитку, так і застосуванню також комп’ютерних або гібридних методів ідентифікації, які можуть бути достатньо ефективними на практиці.

Встановлення тенденцій та закономірностей динаміки об’єкта пізнання та визначення сценаріїв чи траєкторій його подальшого розвитку (як у випадку екологічної економіки) є кінцевою метою побудови моделей динаміки і фактично основним результатом моделювання. Вказані на рис. 1.3.2 ключові етапи дослідження з метою досягнення кінцевого результату відтворюють загальну логіку та алгоритм такого дослідження практично для різних за змістом об’єктів пізнання.

Завершуючи опис матеріалу даного пункту, підкреслимо, що зображена на рис. 1.3.2 структурно-логічна схема моделювання динаміки еколого-економічних систем не тільки ілюструє методологічний базис запропонованої концепції моделювання, але й визначає програму досліджень.

1.4. Аналіз сучасного стану математичного моделювання еколого-економічних систем

Щоб якомога предметніше розкрити ключові позиції застосування математичного моделювання при вивченні процесів еколого-економічної взаємодії, найперше бажано окреслити основні напрямки, тенденції, етапи наукових і зокрема економіко-математичних досліджень, які у той чи інший спосіб апріорі передбачають застосування системного підходу до аналізу усіх складових підсистем єдиної цілісної економічної системи.

Історично склалося так, що урахування у економіко-математичних дослідженнях екологічних факторів і впливів стало актуальним лише тоді, коли людство відчуло негативні наслідки перших екологічних криз, особливо тих, що були спровоковані недбайливою та стратегічно нерозумною стосовно екосистеми людською діяльністю. Антропогенний фактор для існування, розвитку та безпеки природної системи уже давно є одним із ключових і навіть визначальним, про що йшлося у попередніх пунктах даного розділу.

Наукові дослідження економічних і екологічних систем на протязі значного історичного періоду проводилися незалежно. Перші успіхи застосування математики, у тому числі і математичного моделювання у

економічній науці були зафіксовані давно, однак лише кінець XIX – початок XX століть можна вважати першим активним періодом становлення математичних шкіл в економіці, економетрики тощо. Саме у цей період працювали та зробили вагомий внесок у науку такі учені-класики як О. Курно, Х. Госсен, Л. Вальрас, У. Джевонс, Ф. Еджворт, В. Парето, В. Дмитрієв і ін. [50]. Їх результати, пов'язані з теорією споживання та виробництва, дослідженням загальної економічної рівноваги, багатокритеріальності в економіці тощо, сформували дуже серйозний фундамент для подальшого розвитку економіко-математичного моделювання у XX столітті. Важливо також зазначити, що велика кількість дослідників економічних проблем, особливо тих, хто працював у галузі математичного моделювання економічних процесів і систем, не тільки мали високу фахову кваліфікацію, але й чи не найвищі здобутки у науці. Серед них багато лауреатів Нобелівської премії, наприклад Р. Фріш, П. Самуельсон, Я. Тінбергер, Д. Хікс, К. Ерроу, Т. Купманс, В. Леонтьєв, Л. Канторович, Ж. Дебре та ін. Плеяда науковців такого рівня поповнюється і в наші дні, тобто у третьому десятилітті XXI століття, коли стан розвитку економіко-математичних досліджень визначається високим рівнем зрілості. Цілий ряд побудованих до цього часу моделей економіки стали класикою математичного моделювання економічних явищ і процесів. Це зокрема так звані неокласичні моделі поведінки споживачів і виробників; моделі функцій випуску (виробничих функцій); моделі діяльності одно- та багатопродуктової фірми в умовах досконалої та недосконалої конкуренції; моделі взаємодії споживачів і виробників, зокрема загальної економічної рівноваги; макроекономічні моделі, серед яких модель міжгалузевого балансу або модель Леонтьєва, модель Неймана, різні варіанти моделей економічного зростання (Рамсея, Солоу), моделі науково-технічного прогресу та його впливу на економічне зростання, а також інші моделі, які стали знаковими для економічної науки та соціально-економічної системи у цілому. Усі зазначені моделі сформували фундамент сучасної математичної економіки [5, 29, 31, 50, 114, 121, 153, 163, 186, 188, 189].

Тенденція до зростання як кількості публікацій, так і їх якості сьогодні має позитивну динаміку та відкриває нові перспективи як для науки, так і для економічної практики.

Якщо паралельно згадати епоху започаткування досліджень екологічного характеру, у яких використовується математичний інструментарій та власне математичне моделювання, то на відміну від економіки активне застосування математики у екології спостерігається дещо пізніше, причому вивчення екосистеми зазвичай зводилось до вивчення певних біологічних процесів. Прийнято вважати, що перші математичні моделі екологічних систем [131] появилися лише на початку XX століття і пов'язані вони із працями А. Лоткі, В. Вольтера, Д'Арсі Томпсона та інших авторів. Найбільш відомі моделі цього класу – це моделі взаємодії хижака та жертви, ізольованої популяції, взаємодії популяцій та ін. Базовими для формування математичної екології стали також моделі гідроекологічних процесів і функціонування водних екосистем (річкових, морських басейнів); моделі рівня забруднення та оцінювання стану якості атмосфери; моделі забруднення ґрунтового та рослинного середовищ; моделі поширення забруднення у навколишньому середовищі та узагальнені моделі просторово розподілених екосистем [109, 159, 200].

Отже, перш, ніж перейти до аналізу сучасного стану еколого-економічного моделювання, ще раз уточнимо, що математичному моделюванню еколого-економічних систем як єдиних цілісних систем передували вагомі наукові здобутки у моделюванні окремо економічних і екологічних систем. Інакше кажучи, усвідомлення науковою елітою та людським суспільством того факту, що економіка та екологія є лише окремими підсистемами єдиної еколого-економічної системи (локальної чи глобальної) та повинні вивчатися цілісно, з урахуванням системного підходу на всіх етапах дослідження, у історичному плані збіглося з теоретичними та прикладними можливостями вивчення таких складних об'єктів дослідження. Інтеграція економічних і екологічних досліджень реально наступила у другій половині XX століття, тому з одного боку, у цей період уже була сформована доволі потужна науково-методологічна

платформа для проведення еколого-економічних досліджень, а з іншого боку, різноманітні екологічні лиха, які все частіше почали турбувати людство, інтенсивно стимулювали здійснення глибоких наукових обґрунтувань можливих катастрофічних наслідків антропогенного впливу на екосистему. Розуміння того, що тільки у рамках єдиної еколого-економічної системи можуть вивчатись процеси, які відбуваються у екосистемі, та нерозривно пов'язані з екосистемою економічні процеси стало очевидним, а сам об'єкт такого дослідження – надзвичайно актуальним. Гострота та актуальність наукового дослідження проблем еколого-економічної взаємодії і їх практичного розв'язання з метою очищення екосистем від створеного людською діяльністю забруднення та досягнення сталого розвитку економічних систем не зникла і сьогодні. При цьому математичне моделювання набуває значення найбільш пріоритетного та ефективного методу дослідження складних систем, особливо в умовах потужного розвитку інформаційних технологій та інформаційного суспільства.

Уже на початку еколого-економічних досліджень з'ясувалося, що при моделюванні еколого-економічних систем виникають труднощі, які значно серйозніші за ті, які супроводжують процеси моделювання окремо економічних чи екологічних систем. Ці труднощі насамперед пов'язані як із описом структури еколого-економічних систем, так і з вибором методологічних підходів до моделювання таких систем. Частіше всього використовуються два підходи: 1) урахування екологічних факторів у моделях економічних систем; 2) урахування антропогенної дії у моделях екологічних систем.

Яскравим представником моделі, побудованої з використанням першого підходу, є добре відома у літературі модель міжгалузевого еколого-економічного балансу або так звана модель Леонтьєва-Форда [134, 135, 140]. За своєю сутністю та математичною формалізацією модель Леонтьєва-Форда (як статична, так і динамічна) є узагальненням моделі класичного міжгалузевого балансу (моделі Леонтьєва) на випадок функціонування двох груп виробництв – основного виробництва (матеріального виробництва) та допоміжного виробництва (утилізації забруднювачів). Перша частина співвідношень моделі відображає

розподіл основної продукції на проміжну (витрати у основному та допоміжному виробництвах) і кінцеву, а друга частина співвідношень описує баланс між обсягами утилізованого, створеного (як у основному, так і допоміжному виробництвах) та неутилізованого забруднення. Слід зауважити, що дослідженням моделі Леонтьєва-Форда, розробкою її модифікацій тощо плідно займалися українські науковці І.М. Ляшенко, В.С. Григорків і їх учні [42, 43, 46, 47, 51, 53-60, 64-66, 139-146]. Ці дослідження послужили основою для побудови багатьох інших еколого-економічних моделей, як балансових, так і оптимізаційних.

Показовою еколого-економічною моделлю, при розробці якої був використаний другий підхід, можна вважати так звану модель Моно-Ієрусалимського [140]. За своїм змістом вона є моделлю оптимальної експлуатації природних ресурсів або так званого оптимального збору врожаю. Існують різні варіанти моделей оптимального збору врожаю, зокрема одна із найпростіших [52], яку ще називають моделлю Ферхюльста, на прикладі якої чітко прослідковується антропогенний вплив на динаміку популяції, тобто вплив економічної діяльності людей на стан екосистем.

Суттєвий вплив на розвиток моделювання еколого-економічних систем і у цілому на еколого-економічну політику у світі мали розроблені у 70-ті та 80-ті роки XX століття глобальні моделі, у яких використано фундаментальні знання про економіку, екологію та суспільство, а також набутий дослідниками досвід побудови локальних моделей. У плані класифікації серед глобальних моделей є як балансові, так і оптимізаційні та імітаційні моделі. Особливість глобальних моделей у тому, що вони відображають спробу їх авторів науково обґрунтувати взаємодію людини та навколишнього середовища у планетарному масштабі. Однією із показових у цьому сенсі є світова модель Дж. Форрестера [224], у якій враховано такі фактори впливу на приріст населення нашої планети: природні ресурси, рівень забрудненості, перенаселення, наявність продуктів харчування. Основна ідея, яка спонукала автора до розробки такої моделі, полягала у збереженні рівноваги між економікою, екологією та соціумом у глобальному,

тобто планетарному масштабі. Розроблені Дж. Форрестером моделі «Світ-1» та «Світ-2» дали можливість спрогнозувати світовий розвиток на тривалий період, про що свідчить динаміка основних змінних цих моделей (рис. 1.4.1, рис. 1.4.2).

Рис. 1.4.1. Динаміка основних змінних моделі «Світ-1»

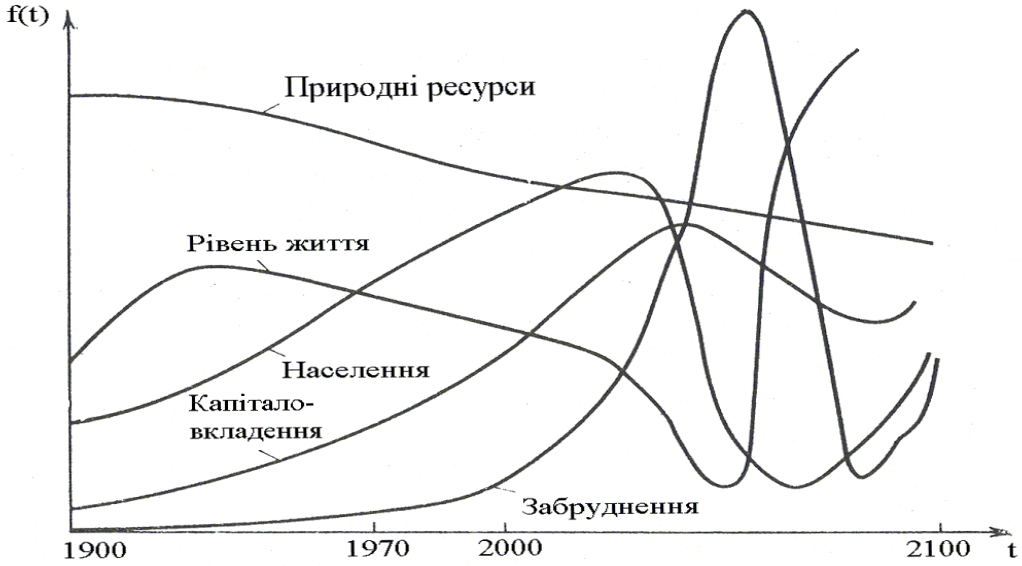


Рис. 1.4.2. Динаміка основних змінних моделі «Світ-2»

Поведінка проілюстрованих на рис. 1.4.1 кривих дозволяє дійти висновку, що використання природних ресурсів у неконтрольованих межах обов'язково призведе до їх скорочення. При цьому, починаючи з деякого моменту часу, буде спостерігатися також падіння обсягів капіталовкладень, рівня життя людей, чисельності населення планети. Зменшення економічної активності призводить також до зменшення забруднення, створеного економічною діяльністю людей. Оскільки у моделі «Світ-2» одним із базових припущень було припущення про те, що зменшення темпів використання невідновлюваних природних ресурсів можна досягти за рахунок науково-технічного прогресу, то поведінка аналогічних кривих на рис. 1.4.2 дещо інша. Спостерігаються періоди зростання та падіння обсягів капіталовкладень та чисельності населення, що неминуче супроводжується зростанням і падінням промислового виробництва та забруднення навколишнього середовища. Можливі також екологічні катастрофи та пов'язані з ними соціальні наслідки.

Отримані результати своїх досліджень Дж. Форрестер продемонстрував представникам Римського клубу (Римський клуб – створена у 1968 р. міжнародна неурядова організація, ініціатором якої був італійський економіст А. Печчеі), що стало причиною продовження цих досліджень уже у рамках цієї організації. Глобальні проблеми або проблеми всепланетарного масштабу були сферою наукових інтересів учасників Римського клубу. Розроблені ними проекти друкувалися у так званих «Доповідях» [196]. Тут була опублікована також робота про розвиток тематики, запропонованої Дж. Форрестером.

Послідовники та учні Дж. Форрестера не тільки спрямували свої зусилля на продовження подібних досліджень, але й суттєво розширили їх діапазон. Зокрема Д. Медоуз з колективом дослідників, використовуючи імітаційні моделі «Світ-1» та «Світ-2», розробив глобальну імітаційну динамічну модель «Світ-3». Система співвідношень цієї моделі включала кілька сотень рівнянь, які описували сукупність зв'язків, що була утричі більшою порівняно з моделями Дж. Форрестера. Результати цього дослідження були опубліковані у доповіді Римського клубу «Межі зростання» [192] та підтвердили висновки про те, що

людство повинно зменшити темпи економічного зростання, інакше XXI сторіччя може стати періодом глобальних екологічних катастроф. Основними показниками розвитку людства у цій моделі були: прискорення індустріалізації, зростання чисельності населення, збільшення кількості голодуючого населення, зменшення запасів природних ресурсів, погіршення стану навколишнього середовища. За допомогою моделі було проілюстровано 12 різних сценаріїв, що стосувалися часового періоду з кінця 70-х років XX ст. до 2100 року. Крім невтішних висновків про можливі екологічні кризи, можливе катастрофічне зменшення чисельності населення планети та зниження рівня його матеріального забезпечення, розрахунки показали існування також альтернативних шляхів світового розвитку, зокрема сталого розвитку. Уже через 15 років Е. Пестель виклав описані вище результати у скороченій формі у своїй праці «За межами зростання» [154, 185].

Зрозуміло, що подальший розвиток результатів Дж. Форрестера та Д. Медоуза, тобто дослідження глобальних еколого-економічних систем і побудови відповідних моделей, відображений у працях багатьох іноземних і вітчизняних учених. Серед них насамперед слід відзначити праці М. Месаровича та радянського ученого М. М. Мойсєєва. М. Месарович запропонував математичну модель ієрархічної (багаторівневої) системи, що складається з економічної, біологічної та інших підсистем [262]. Дослідження М. Месаровича опиралося на загальну теорію систем і теорію управління великих ієрархічних систем. Воно було опубліковано у 1974 р. у другій доповіді Римському клубу під назвою «Людство біля поворотного пункту» (проект М. Месаровича і Е. Пестеля). Порівняно з моделлю Д. Медоуза модель М. Месаровича мала значно більшу розмірність (понад 100 тисяч рівнянь) і описувала 10 груп населення, 19 видів промислового капіталу, 5 видів капіталу в енергетиці, 2 види сільського господарства. Крім того, сценарії розвитку світу у цій моделі враховували великі регіони, наприклад Північну Америку, Західну Європу, Північну Африку і ін., що дало можливість отримати ряд висновків щодо розвитку не тільки світової системи, але й зазначених регіонів. Що стосується

результатів М.М. Мойсєєва, то наприкінці 70-х років XX ст. він запропонував модель біосфери [163-165, 167], опираючись на вчення В.І. Вернадського про ноосферу. М.М. Мойсєєв з колективом дослідників розробив ряд локальних моделей, зокрема таких, що описують зміну клімату внаслідок великих пожеж, виверження вулканів, «ядерної зими» тощо. На думку М.М. Мойсєєва найголовнішим результатом цих розробок було загальне розуміння сенсу проблеми «Людина-Біосфера», яка власне і розкриває зміст самоорганізації матеріального світу.

Крім описаних вище результатів моделювання глобальних систем, без сумніву було також ряд інших результатів, однак навіть перелічених вище цілком достатньо, щоб переконатися у тому, наскільки важливими і принциповими для науки та суспільства стали розробки моделей глобальних еколого-економічних систем. Вони зіграли визначальну роль як для розвитку еколого-економічного моделювання, так і для усвідомлення значущості для існування людської цивілізації проблем взаємодії людини з природою.

Повернемося знову до аналізу моделей еколого-економічної взаємодії більш локального характеру. Раніше вже йшлося про модель Леонтьєва-Форда та її можливі модифікації. Базова формалізація цієї моделі (статичної чи динамічної) є формалізацією моделі балансового типу, але деякі її узагальнення та модифікації описуються також оптимізаційними задачами чи задачами оптимального керування. Такі моделі запропоновані, наприклад у працях В.С. Григорківа [46, 47, 51, 53-58, 64-66]. Крім моделі Леонтьєва-Форда, до балансових еколого-економічних моделей належать також моделі Х. Дейлі [247], Р. Айреса та А. Ніса [243], У. Айзарда [200], Д. Уіллена [280] та інші. Якщо Х. Дейлі тільки узагальнив міжгалузевий баланс за допомогою екологічного блоку, то У. Айзард, використовуючи модель Х. Дейлі, побудував модель взаємодії регіонів, у кожному з яких було враховано як економічну, так і екологічну діяльність. Це дозволило У. Айзарду переконатися у тому, що планування розвитку регіонів повинно мати еколого-економічний характер. Модель Р. Айреса та А. Ніса описує економіку як замкнену систему, у якій

обліковуються всі зв'язки між природою та виробництвом, причому формалізація збалансованості цих зв'язків фактично є описом умов сталого розвитку. Балансові співвідношення між витратами та випусками продукції складають також основу відомих моделей І. Шімацу [264] та Т. Тінберга [270], хоча модель І. Шімацу є оптимізаційною. Умова рівноваги між економічним зростанням і станом біосфери у ній є критерієм оптимізації.

До балансових еколого-економічних моделей належить також модель литовських науковців Р. Раяцкаса та В. Суткайтіса [195]. У цій моделі соціально-економічний розвиток та стан навколишнього середовища аналізуються у тісному взаємозв'язку. При цьому рівень забруднення навколишнього середовища є ендогенною змінною, значення якої встановлюється як результат економічно обґрунтованих витрат на утилізацію забруднювачів. Аналізуються як екологічні, так і соціальні наслідки забруднення навколишнього середовища.

В.І. Гурманом [92] запропонована еколого-економічна модель, яка описує динаміку економіки та природних ресурсів, які можуть поновлюватися. Базове припущення цієї моделі стверджує, що швидкість природного відновлення ресурсів і рівень їх взаємного впливу можна виміряти величинами, які пропорційні до величини відхилення ресурсів від стану рівноваги. Що стосується радянських і російських учених, то вони також внесли свій вклад у розвиток моделювання еколого-економічних систем. У цьому сенсі, крім уже згаданого М.М. Мойсєєва [161-167], слід також відзначити представників його наукової школи та послідовників, зокрема О.О. Петрова, І.Г. Поспєлова, О.О. Шананіна, О.В. Лотова, М.М. Оленєва, О.Б. Горстка, Г.О. Угольницького, О.В. Рюміної та інших, у працях яких досліджено проблеми регулювання наслідків економічного зростання на мікро- та макрорівні [124, 170, 171], розроблено концепцію математичного забезпечення інформаційних технологій оцінювання екологічних процесів з метою прийняття адекватних управлінських рішень в економіці [124], проаналізовано можливості оптимального керування еколого-економічними системами кібернетичного типу [40, 41, 161], обґрунтовано тісний взаємозв'язок між суспільним розвитком і навколишнім середовищем, яке одночасно є як

джерелом суперечностей, так і основною умовою їх розв’язання на користь людини [162-166].

Сучасний стан наукових досліджень процесів еколого-економічної взаємодії та сталого розвитку, а особливо їх моделювання, характеризується інтенсивністю творчих пошуків, вдосконаленням методології та методики досліджень, конкретизацією окремих еколого-економічних проблем і шляхів їх розв’язання, специфікою економічних і екологічних особливостей у тій чи іншій країні або у тому чи іншому регіоні (локального чи глобального масштабу), різними підходами до оцінювання та перспектив реалізації сталого розвитку тощо [240, 246, 247, 249-252, 257, 261, 263, 265-268, 282]. Більш-менш детальний огляд результатів таких досліджень зарубіжних учених у межах всієї світової науки сьогодні є неможливим, однак слід відзначити, що тенденція зростання кількості та якості наукових праць з еколого-економічної тематики, у тому числі й моделювання, є очевидною та пов’язана з гостротою сучасних і майбутніх екологічних проблем, які намагається розв’язати сьогоднішня наукова еліта.

Що стосується сучасної української науки, то еколого-економічна тематика є однією із пріоритетних для вітчизняних дослідників, які чимало досягли у плані розробки як теоретико-методологічного базису для вивчення проблем еколого-економічного та сталого розвитку, так і комплексу моделей для його опису і застосування результатів дослідження на практиці. Для підтвердження вищесказаного спочатку наведемо лише окремі приклади відповідних теоретичних досліджень, ідей, концепцій тощо. Так Ю. Туницею була розроблена концепція Екологічної Конституції Землі [221], у якій особлива роль відводиться правовому статусу людини як у межах своєї країни, так і у межах усієї нашої планети. Серед багатьох сучасних українських науковців, які займалися чи займаються питаннями екологізації економіки та еколого-економічної рівноваги у цілому, варто відзначити також С. Злупка – основоположника екогомології [113], тобто науки про органічний розвиток людини та навколишнього середовища. Г.А. Бачинський присвятив свої дослідження питанням гармонізації процесів соціо-екологічної взаємодії, які

власне і формують основні положення соціоекології [8]. Екологізацію та гуманізацію соціально-економічних систем різного рівня агрегованості та складності, сталий розвиток, механізми державного регулювання еколого-економічним розвитком досліджували В.Д. Базилевич [102]; І.С. Благун [12, 13]; З.В. Герасимчук [36, 37]; Л.С. Гринів [91]; Л.Д. Загвойська [107]; М.З. Згуровський [110, 111]; В.В. Волошин, Н.М. Гордієнко, І.О. Горленко, Б.М. Данилишин, С.І. Дорогунцов [125]; Д.М. Колотило [122]; В.Я. Шевчук [234]; Л.Г. Мельник [155]; М. Хвесик [226, 227]; М.П. Бутко [16]; Б.А. Карпінський [118]; А.В. Вергун, І.О. Тарасенко [26]; М.В. Фоміна [223]; Я.С. Піцур, О.Л. Черченко, Р.Р. Білоскурський [10, 187]; І.М. Синякевич [205]; Д.О. Васюков, А.В. Бугаєць, О.А. Будник, В.С. Шалугін [23]; Р.І. Розум, М.В. Буряк, І.В. Любезна [198] та багато інших вітчизняних учених, про що вже йшлося раніше.

Тепер коротко зупинимося також на огляді окремих результатів математичного моделювання еколого-економічної взаємодії, які належать українським науковцям. Раніше вже йшлося про значний доробок у плані розвитку еколого-економічного моделювання, у тому числі моделей Леонтьєва-Форда, вітчизняних учених І.М. Ляшенка [139-146] та В.С. Григорківа [46, 47, 51, 53-58, 60, 64-66], а також їх учнів і послідовників, що заслуговують на більш детальну інформацію стосовно їхніх досліджень. До таких науковців належать М.В. Коробова, Л.А. Пінчук (Анісімова), Л.М. Буяк, А.М. Онищенко, Р.Р. Білоскурський, Ю.П. Тадеєв, О.Ю. Якутова, А.В. Верстяк, І.М. Онищенко, О.М. Єдинак, Л.З. Хрущ, Л.В. Скращук та ряд інших.

М.В. Коробова [126, 142], Л.А. Пінчук (Анісімова) [4, 145], Р.Р. Білоскурський [11, 56], А.В. Верстяк [27, 60, 241, 242], О.М. Єдинак [104], А.М. Онищенко [144] свої основні праці присвятили питанням розширення математичних формалізацій та сфери застосування моделей міжгалузевого балансу. Ними були досліджено відповідно рівноважні та оптимальні траєкторії динамічної моделі Леонтьєва-Форда; методи розв’язування балансових моделей міжгалузевої взаємодії економіки та навколишнього середовища, зокрема

ефективні алгоритми розв’язання еколого-економічних задач за допомогою мереж Петрі; розроблено моделі стохастичних еколого-економічних балансів і їх детерміновані еквіваленти; побудовано комплекс моделей ціноутворення в екологічно збалансованій економіці з лінійними, нелінійними та стохастичними технологіями міжгалузевих зв’язків; проаналізовано можливі варіанти оптимізації галузевої структури економіки України з урахуванням екологічних факторів і побудовано відповідні оптимізаційні моделі; запропоновано підходи до аналізу економічних і еколого-економічних систем на основі агрегування цінами відповідних балансових моделей. Більшість з цих результатів експериментально апробовані на реальних статистичних даних, а розроблене для них комп’ютерно-інформаційне забезпечення є ефективним інструментарієм для систем підтримки управлінських рішень.

Частина праць вітчизняних дослідників спрямована на розробку так званих еколого-економічних функцій як функцій економічної поведінки в умовах екологічних впливів на економіку. Цій проблематиці, крім зазначених вище праць, присвячені також праці Л.М. Буяк [20, 57, 58], Ю.П. Тадеєва [213-216], Л.З. Хрущ [228] і інших. Л.М. Буяк та Л.З. Хрущ, продовжуючи дослідження [43, 141], розширили методику побудови еколого-економічних функцій структурного типу, тобто функцій, які неявно формалізуються моделями оптимального планування виробництва з урахуванням екологічних обмежень. Особливість цих функцій у тому, що за своєю сутністю вони є залежною від економічних і екологічних ресурсів виробничих процесів оптимальною корисністю. Ця корисність як оптимальна оцінка екологічно збалансованого виробництва фактично визначає оптимальні можливості наявних виробничих технологій, що у свою чергу дозволяє на практиці оцінити невикористані резерви цих технологій або встановити їх обмеженість та безперспективність щодо реалізації тих чи інших планів виробництва. Важливо також зазначити, що еколого-економічні функції цього класу у випадку лінійних обмежень на економічні та екологічні ресурси можна формалізувати у явному аналітичному вигляді. Для розробки моделей динамічних еколого-економічних функцій може

бути використаний підхід, який запропонував Ю.П. Тадеєв до побудови макровиробничих функцій випуску [213, 214], які залежать не тільки від виробничих факторів (ресурсів), але й від їх приростів. Принципово важливе значення для дослідження загальної економічної динаміки, зокрема і з урахуванням екологічних факторів мають також праці Буяк Л.М. [17-19].

Предметом досліджень О.Ю. Якутової [65, 66, 236] та Л.М. Скращук [64, 206, 208] були також моделі оптимального керування еколого-економічною динамікою. Зокрема у їх працях було розроблено відповідно моделі оптимального економічного зростання в умовах допустимих екологічних обмежень, які забезпечують еколого-економічну рівновагу та максимальну корисність невиробничого споживання на досліджуваному проміжку часу; розроблено комплекс моделей оптимального керування динамікою еколого-економічних систем у випадку обмежених економічних, екологічних і часових ресурсів.

Окремої уваги заслуговують результати досліджень А.М. Онищенка [172-174], які повя’зані з методологічними основами моделювання еколого-економічних систем і їх конкретними моделями в умовах дії положень так званого Кіотського протоколу. Урахування цих положень дозволяє уточнити ряд принципових питань моделювання системної динаміки у сучасних світових реаліях, економічного зростання, як на макро-, так і на мікрорівні, динамічного міжгалузевого еколого-економічного балансу, технологічної структури виробництва еколого-економічних систем.

Важливе місце у наукових дослідженнях еколого-економічної взаємодії займають також праці М.В. Михалевича [139, 158], О.Ф. Волошина та Н.Б. Чорней [30, 32, 33], О.І. Ляшенко [143, 147], Є.В. Бридуна [15], М.В. Кузубова [131], І.С. Благуна [12, 13], у яких відповідно розроблено методологію еколого-економічного моделювання при розв’язанні задач міждержавного та регіонального рівня; запропоновано алгоритм послідовного аналізу варіантів для розв’язання моделей Леонтьєва-Форда як задач великої розмірності з певною специфікою; побудовано моделі економічної динаміки та

їх розширення на еколого-економічної системи; обгрунтовано комплексний підхід до формування системи компенсації еколого-економічних збитків на основі міжгалузевого балансу; проаналізовано проблему вибору критеріїв оптимізації еколого-економічних процесів; досліджено питання розробки моделі сталого розвитку на рівні регіону.

Праці перелічених вище науковців, як і тих, які не згадані у цьому огляді мають важливе значення для вивчення як глобальних, так і регіональних проблем [241, 242, 272, 274], а також є потужним джерелом подальших наукових досліджень у галузі моделювання еколого-економічних систем.

Проведений аналіз теоретичних основ дослідження екологізації економіки та сталого розвитку дозволяє зробити такі висновки.

1. Екологічні кризи як локального, так і глобального масштабу значною мірою пов’язані з недбайливою діяльністю людини та її небережливим відношенням до природи. Ознаки цих криз, починаючи з другої половини XX століття, стали особливо виразними та проявлються у таких негативних процесах як глобальне потепління на нашій планеті, парниковий ефект, руйнування озонового шару, забруднення Світового океану, ерозія та отруєння грунтів, спустелювання, зміна клімату тощо. Немає сумніву у тому, що нераціональна та екологічно неграмотна господарська діяльність людей сприяє цим катастрофічним процесам та ставить під загрозу майбутнє існування людського суспільства. Все це означає, що на порядок дня поставлені проблеми екологізації економіки та зменшення негативного антропогенного впливу на екосистему. Ці проблеми є актуальними, гострими та пріоритетними не лише для науки, але й для всього людства, цивілізаційний вибір якого суттєво залежить від їх розв’язання.

Екологізація економіки – це процес неперервного екологічного вдосконалення у всіх її сферах. При цьому потрібно уміти оцінювати рівень екологічності виробництва та споживання продукції, зокрема за допомогою кількісних оцінок, порівняння яких дозволяє визначити більш ефективні напрямки екологізації. Відомі на сьогодні методичні підходи щодо встановлення рівня екологічності базуються на використанні так званих економічних, енергетичних,

земельних показників, а також показників порівняння та відсутності чи наявності екологічно небезпечних «місць» у процесах виробництва та споживання. Постійне оцінювання рівня екологічності економіки повинно стати системою у життєдіяльності людського суспільства та супроводжуватися реалізацією дієвих механізмів екологізації, які пов'язані зокрема із будівництвом і вдосконаленням очисних споруд, сучасних об'єктів утилізаційного виробництва, раціональним використанням природних і трудових ресурсів, споживацькою та екологічною культурою людей, новітніми технічними та технологічними рішеннями інформаційної, наукової і мотивуючої підтримки тощо. Для системного оцінювання рівня екологічності та впровадження механізмів екологізації необхідна фундаментальна програма реалізації процесів екологізації економіки.

2. Екологізація економіки – незворотний та обов'язковий процес для збереження навколишнього середовища і досягнення так званого сталого або стійкого розвитку. Незважаючи на дещо різні визначення сталого розвитку, які зустрічаються у літературі, його зміст однозначний: під сталим розвитком всі розуміють гармонійно збалансований у економічному, екологічному та соціальному аспектах розвиток. До розробки стратегії сталого розвитку, його принципів, критеріїв і оцінок передова частина людського суспільства, зокрема науковці, йшли еволюційним шляхом – через прийняття певних заяв, звернень, документів, рішень, програм тощо на різних міжнародних форумах і конференціях, а також через написання та пропагування наукових і популярних публікацій у різних виданнях місцевого та світового рівнів. Цей шлях був і залишається тривалим у часі та складним як у регіональних, так і світовому просторах, але він неодмінно повинен привести до мети.

До основних засад сталого розвитку належать збалансоване поєднання розвитку суспільства та збереження природи, підтримка цілісності екосистем, забезпечення головних потреб людини, досягнення соціальної справедливості та рівності, забезпечення культурного різноманіття та соціального самовизначення і ін. Для реалізації стратегії сталого розвитку принципи соціально-економічного розвитку повинні бути гармонійно поєднані з морально-етичними принципами

суспільства, принципами збереження та інноваційності шляхів розвитку, принципами екологічної ефективності та достатності забезпечення потреб тощо. Принципи сталого розвитку дають можливість уточнити його основні критерії: кількість відновлюваних природних ресурсів не може зменшуватися на протязі періоду простого самовідновлення; використання невідновлюваних природних ресурсів повинно бути уповільнене, а у перспективі ці ресурси повинні бути замінені нелімітованими ресурсами; мінімізація забруднюючих відходів через впровадження маловідходних і ресурсозберігаючих технологій; зменшення забруднення довкілля до екологічно прийнятних стандартів і ін.

Реалізація принципів і критеріїв сталого розвитку – багатоетапний та еволюційний процес, моніторинг (локальний чи глобальний) якого супроводжується оцінюванням за допомогою певних показників або індикаторів, які можуть бути поділені на чотири групи: екологічні, економічні, соціальні, інституціональні. Система оцінок сталого розвитку сьогодні постійно вдосконалюється, що не тільки розширяє можливості моніторингу процесу переходу до нього, але й мотивує його практичну реалізацію.

3. Методологічний та методичний інструментарій дослідження процесів еколого-економічної взаємодії достатньо розвинений. Однак визначальним при вивченні еколого-економічних систем є системний підхід, базову наукову основу якого складають методи системного аналізу. Системний підхід поєднується з такими методами наукового пізнання як діалектичний, теоретико-логічний (пошук закономірностей та тенденцій розвитку теорії еколого-економічних і інших систем), історико-емпіричний (дослідження та порівняння соціальних і економічних концепцій). Принципово важливим і сучасним при дослідженні процесів еколого-економічної взаємодії є синергетичний підхід, застосування якого приводить дослідників до нових знань про принципи самоорганізації та закономірності розвитку складних систем, до яких власне належить еколого-економічна система. Враховуючи, що еколого-економічні чи економічні системи є також системами управління, то для їх дослідження використовуються також такі

специфічні методи як статистичні методи, методи оптимізації, евристичні методи, методи аналізу та синтезу, що базуються на різних математичних теоріях.

Однак одним із найбільш ефективних інструментів наукового пізнання сьогодні є моделювання. Саме завдяки методу (чи методам) моделювання сучасна наука досягла потужного прогресу у різних своїх галузях. Якщо йдеться про економічні та еколого-економічні системи, то частіше всього використовують такі різновиди моделювання як спостереження та його словесне описання, економічний експеримент, ігрова та машинна імітація, математичне моделювання. При цьому математичне моделювання є надзвичайно потужним, ефективним і економним засобом пізнання. Поряд з математичним активно використовується при дослідженні процесів еколого-економічної взаємодії статистичне, імітаційне та комп'ютерне моделювання. Всі ці методи моделювання за своєю сутністю є інтерактивними, тому тісно взаємопов'язані між собою та сумісно використовуються у багатьох комплексних дослідженнях, вдосконалюючи сучасні технології моделювання.

4. Загальновідомо, що наукові дослідження, зокрема і математичне моделювання економічних і екологічних систем на протязі певного історичного періоду здійснювалися незалежно. Тільки актуальність та гострота наслідків антропогенного впливу на екосистему привели до дослідження цілісних еколого-економічних систем як окремих об'єктів. Математичне моделювання таких систем розвивалося двома шляхами: 1) урахування екологічних факторів у моделях економічних систем; 2) урахування антропогенної дії у моделях екологічних систем. У обидвох напрямках було досягнуто яскравих результатів, які сформували концептуальні та інструментальні основи для вдосконалення та розвитку математичного моделювання еколого-економічних систем. У роботі зроблено певною мірою вступний, але достатньо акцентуючий огляд деяких знакових еколого-економічних моделей, зазначено їх авторів, проаналізовано зв'язок багатьох результатів моделювання процесів еколого-економічної взаємодії та їх вплив на подальший розвиток науки у цій сфері досліджень. При цьому відзначено як зарубіжних, так і вітчизняних науковців, окреслено тематику їх

наукових пошуків, деякі наукові школи та перспективи їх функціонування у сенсі отримання нових якісних результатів. Зауважимо також той факт, що сьогодні, в умовах надзвичайно динамічного розвитку інформаційних систем і технологій, математичне моделювання справді стає пріоритетним методом наукового пізнання, у тому числі й дослідження еколого-економічних систем.

Основні концептуальні та ідейні основи результатів цього розділу опубліковано автором у працях [83, 271, 272, 274].

РОЗДІЛ 2. СУЧАСНІ ПІДХОДИ ДО МЕТОДОЛОГІЇ АНАЛІЗУ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КОМПОНЕНТИ ЕКОЛОГІЧНОЇ ЕКОНОМІКИ

2.1. Екологічні, економічні та соціальні компоненти суспільного добробуту

В умовах сучасного розвитку світової економіки, суспільства та цивілізації у цілому особливої гостроти та актуальності набувають процеси взаємодії екологічних проблем і якості людського життя, від якої власне кажучи залежить добробут кожної людини та суспільства. Екологічний аспект соціально-економічних явищ і процесів, у тому числі проблематики суспільного добробуту, як знакової характеристики екологічної економіки та економіки сталого розвитку, об’єктивно стає пріоритетним у цьому напрямку досліджень, оскільки його висвітлення та обґрунтування є важливою передумовою для розробки та втілення на практиці відповідних програм підвищення рівня якості життя людей та їх добробуту.

Питаннями впливу екології на якість життя займалися та займаються чимало науковців. Доречно нагадати, що ці питання були також у центрі уваги членів Римського клубу, зокрема Дж. Форрестера [224], а також таких відомих учених як М. Мойсєєва [160], Д. Марковіча [151], Дж. Гелбрейта [93] та ін. Починаючи з кінця XX століття, науковий інтерес до цієї тематики значно зріс, оскільки стало зрозуміло, що концепція стійкого (сталого) розвитку, яка на той час уже зайняла свою нішу у науковій проблематиці та суспільній свідомості, більшістю була сприйнята дещо однобоко, з акцентом тільки на екологічні проблеми та екологізацію економіки. Соціальна складова, попри те, що вона у цій концепції у певному сенсі присутня, часто відсувалася на периферію деяких досліджень, заходів тощо. Саме за це М. Мойсєєв [160] критикував цю концепцію, яка на його погляд більше була акцентована на екологічні проблеми та пов’язані з ними глобальні кризи, а насправді вона мала б мати більш багатовимірний та багатоплановий характер. Свої переконання щодо певної недосконалості цієї концепції М. Мойсєєв започаткував у ідеї пошуку стратегії розвитку людської цивілізації, яка б забезпечила режим так званої коеволюції

людини і природи, тобто такого сумісного розвитку елемента та системи у цілому, коли розвиток елемента не порушує процесів розвитку системи. Зрозуміло, що такий узгоджений сумісний розвиток людини та природи апріорі передбачає підсилення соціальної складової у програмах і стратегіях розвитку, зміст якої не може бути повноцінним без якості життя.

Найперше уточнимо, що рівень та якість життя – це різні за змістом поняття. Під рівнем життя розуміють оцінку забезпеченості елементів основними матеріальними та духовними потребами (наприклад, часто рівень життя визначають середнім річним доходом на одного члена суспільства). Зовсім інший зміст вкладають у поняття якості життя, яка характеризується рівнем медичного обслуговування та охорони здоров'я, освіти, пенсійного забезпечення, екологічної ситуації тощо. Очевидно, що ці поняття тісно пов'язані та мають додатну кореляцію, оскільки більш висока якість життя відповідає більш високому рівню життя. Класичний підхід до вивчення питань рівня та якості життя ґрунтується на першочерговому дослідженні забезпечення суспільства товарами першої необхідності (першої категорії), споживчого кошика та прожиткового мінімуму. Сьогодні набір товарів першої необхідності у багатьох суспільствах значно ширший, ніж набір життєво важливих продуктових товарів, одягу, взуття тощо. Зокрема до цього набору як мінімум потрібно включити деякі види інформаційного продукту, хоча є й такі товари, які у одних країнах чи регіонах світу належать до категорії товарів першої необхідності, а у інших – до товарів другої необхідності чи навіть до предметів розкоші, наприклад автомобіль. Однак, незалежно від структури набору товарів першої необхідності є одна принципова закономірність, яку обов'язково необхідно враховувати при дослідженні цієї проблеми, а саме: чим менший дохід члена суспільства, тим більша частина його витрат пов'язана з придбанням товарів першої необхідності і навпаки, чим більший дохід члена суспільства, тим менші його витрати на ці товари.

Набір товарів першої необхідності, який потрібний людині для нормального життя на протязі певного періоду часу (місяця, року), називають

споживчим кошиком. Оскільки споживчий кошик для різних країн і регіонів, тобто структура споживання біднішої частини середнього класу суспільства різна (це залежить від ряду економічних, кліматичних, національних і інших умов), а значить різною є і вартість споживчого кошика, то він може бути використаний не тільки для оцінювання рівня життя (більша вартість кошика зазвичай свідчить про вищий рівень життя), але й у певному сенсі і його якості. Прожитковий мінімум, тобто вартість споживчого кошика фактично забезпечує людині менш-більш пристойне або незлиденне життя. В Україні прожитковий мінімум розраховується для таких категорій населення: дітей віком до 6 років; дітей віком від 6 до 18 років; працездатних осіб; осіб, які втратили працездатність. Крім того, розраховується також загальний (середній) показник. Наприклад, загальний показник прожиткового мінімуму у середньому на одну особу для попередніх років такий: у 2018 р. – від 1700 грн. у січні до 1853 грн. у грудні; у 2019 р. – від 1853 грн. у січні до 2027 грн. у грудні. У 2020 р. цей показник запланований від 2027 грн. у січні до 2189 грн. у грудні. Таке незначне зростання прожиткового мінімуму очевидно не може покращити якість життя в умовах тих викликів і проблем, які наявні сьогодні в Україні, що власне складає предмет окремих досліджень.

Якість життя – це особливий та багатоаспектний об’єкт для дослідження, який залежить як від об’єктивних соціально-економічних умов, так і від суб’єктивних факторів соціального характеру. На міжнародному рівні якість життя є основною характеристикою розвитку суспільства. Без інноваційної моделі економічного зростання та підвищення якості життя Україна не може досягти високого рівня розвитку та конкурентної спроможності у сучасному світі. Вимірювання якості життя сьогодні здійснюють за допомогою різних методик, які включають відповідні системи показників (індикаторів, індексів), що оцінюють окремі аспекти життя окремої людини та суспільства у цілому.

У праці [28] акцентовано на тому, що кількісне оцінювання якості життя приводить до багатовимірних величин, тому таке оцінювання потрібно здійснювати на базі так званої національної матриці індикаторів, тобто системи

показників, які враховують специфіку нашої державної статистики та її адекватності. Матриця включає три блоки. При цьому важливо підкреслити, що перший блок складають оцінки зовнішнього середовища життєдіяльності людини. Другий – це характеристики поточного стану якості життя, а третій – це суб'єктивні оцінки цієї якості самим населенням. Крім зазначених блоків при формуванні так званої національної матриці було виділено чотири середовища: природне, соціальне, економічне та суспільно-політичне. Щоб підкреслити вплив і урахування якості навколишнього середовища на якість життя, коротко зупинимося лише на його системі оцінок. Екологічний стан природного середовища запропоновано оцінювати [28] за допомогою індексів екологічного стану земельних ресурсів, водних ресурсів, атмосферного повітря та частки фінансування цільових екологічних програм (%). Система індикаторів для оцінювання поточної екологічної ситуації включала частку утилізованих відходів 1-3 класу небезпеки (%), частку забруднених вод у загальному об'ємі усіх стічних вод (%), а також обсяги викидів у атмосферне повітря екологічно небезпечних речовин від пересувних і стаціонарних джерел забруднення на 1 км^2. До індикаторів суб'єктивного оцінювання екологічної ситуації було віднесено частки населення (%), яке вважає, що у їхньому місті чи селі ця ситуація благополучна, покращилася чи погіршилася (за поточний рік), а також частки населення, яке задоволене благоустроєм території проживання та станом довкілля, вважає питну воду такою, що не потребує очищення перед її використанням. Крім того, до цих індикаторів було включено індекс задоволеності екологічною ситуацією. Очевидно, що усі зазначені три системи показників для оцінювання екологічної ситуації дозволяють коригувати кінцеві висновки щодо встановленої оцінки якості довкілля та її впливу на якість життя.

Але якість життя людини та її добробут у традиційному сьогоднішньому розумінні повинні мати свій екологічний імператив або межу допустимої активної діяльності людини, яку не можна переступати при всіх можливих подіях і обставинах. З урахуванням екологічного імперативу повинні

розраховуватися і встановлюватися усі показники рівня та якості життя, у тому числі й прожитковий мінімум.

Отже, якість життя та добробут населення у рамках екологічного підходу потрібно розуміти як сукупність умов, які забезпечують збереження природних ресурсів та не порушують навколишнє середовище, утримуючи його у стані необхідному для існування майбутніх поколінь. Порушення рівноваги між людиною та природою нікому не приносять позитивного результату, а найперше людині, яка є розумною частинкою цієї природи і життя якої є одним із незліченної кількості процесів, що відбуваються у єдиній системі екологічних, економічних і соціальних процесів. Абсолютна більшість цих процесів є наслідком необдуманих, неправильних і егоїстичних рішень людей, тому екологічна політика урядів країн, керівників підприємств і у тому числі кожної окремої людини повинна бути спрямована на встановлення збалансованих і оптимальних екологічних імперативів та їх реалізацію. Перехід до екологічної економіки підсилює роль держави як координатора усіх заходів і процесів, які забезпечують екологізацію соціально-економічного середовища людської життєдіяльності. Оскільки розв’язання екологічних проблем вимагає витрат багатьох ресурсів, які завжди є обмеженими, то ці витрати мають бути такими, щоб зберегти економічну ефективність. При цьому позитивний результат може у часі наступити з певним запізненням, але усі сукупні зусилля приведуть до покращення якості навколишнього середовища, а значить і якості життя, якщо екологічна політика буде реалізовуватися цілеспрямовано.

Якість навколишнього середовища є суспільним благом. Є різні підходи до оцінювання якості навколишнього середовища. Одним із них є максимізація функції суспільного добробуту, яка як незалежну змінну включає якість середовища. Враховуючи, що економіка добробуту вивчає питання справедливого розподілу ресурсів між індивідами та різними суспільними групами, а також питання неузгодженості та неспівпадіння індивідуальних і суспільних інтересів, функції суспільного добробуту є важливим інструментом, який дозволяє узгодити зазначені інтереси та встановити оцінку ефективності та

якості навколишнього середовища. Добробут суспільства можна оцінити, якщо відомі оцінки добробуту його окремих елементів. Аргументами функції суспільного добробуту можуть бути різні еколого-економічні показники, наприклад обсяги виробництва індивідуальних благ та суспільного блага (суспільне благо – «якість навколишнього середовища»), рівні цін, зайнятості населення, сальдо платіжного балансу і ін. Важливо підкреслити, що при побудові функції суспільного добробуту її аргументи вважаються незалежними змінними. Якщо така функція побудована, то вона служить для оцінювання ефективності якості навколишнього середовища на основі моделі максимізації цієї функції на допустимій множині ресурсних обмежень. Однак побудова моделі функції суспільного добробуту з урахуванням впливу на цей добробут рівня екологічності середовища життєдіяльності людей є складною проблемою.

У зв’язку з цим для оцінювання якості навколишнього середовища можна скористатися й іншими альтернативними методами, зокрема методом економічного оцінювання. Економічна оцінка базується на використанні так званих індивідуальних переваг, які проявляються у індивідумів через бажання оплачувати послуги за володіння відповідним благом, а у даному разі суспільним благом, яким є якість навколишнього середовища. У теорії споживання та ринкової поведінки споживачів [50] для з’ясування таких переваг використовується апарат математичної теорії порівняльних переваг. Індивідуальні переваги залежать від ринкових цін на те чи інше благо. Коли йдеться про якість природного середовища, то зазвичай відповідних ринкових цін на це благо немає, що ускладнює ідентифікацію переваг на його придбання. Тоді використовуються інші підходи до оцінювання якості середовища існування людини та її впливу на якість життя і добробут. Однак зупинятися на цих питаннях надалі не будемо, а розглянемо інші аспекти проблематики впливу екологічних факторів на соціальні характеристики еколого-економічних систем.

Надалі йтиметься про екологічну компоненту індивідуального та суспільного добробуту. Враховуючи, що ряд традиційних показників рівня та якості життя, його диференціації за розподілом добробуту враховують ті чи інші

макроекономічні показники із системи національних рахунків, зазначимо, що загострення екологічних проблем і наявні локальні та глобальні екологічні кризи сьогодні спонукають економістів модифікувати систему національних рахунків із урахуванням впливу процесів природокористування та екологічного стану навколишнього середовища. Недоліки системи національних рахунків без урахування екологічних параметрів стали зрозумілими ще у 80-х роках минулого століття. Наприклад, запаси природних ресурсів відображаються у системі національних показників лише після добування та перетворення у ресурси економіки, тому за допомогою ВНП не можна оцінити перспективи довгострокового стійкого зростання. Неврахування факту вичерпування запасів природних ресурсів приводить до неадекватної оцінки економічного зростання, наслідком якої є неадекватне оцінювання добробуту населення країни. Крім того, певна частина екологічних благ і послуг не може бути оцінена у грошових одиницях, тому не враховується у системі національних рахунків. Широке застосування у кількісному вимірюванні багатьох показників і характеристик економічних, соціальних і еколого-економічних процесів має ВВП. Але, як і у випадку ВНП, під час розрахунку ВВП до уваги не беруться негативні зовнішні ефекти, спричинені забрудненням навколишнього середовища. Це означає, що тоді величина ВВП буде завищена, бо у ній не були враховані витрати на зменшення наслідків забруднення, а тому значення інших похідних від ВВП показників, зокрема й показників добробуту також будуть завищеними й неадекватними.

Отже, уявлення про рівень соціально-економічного добробуту країни чи регіону сьогодні, в епоху глобальних екологічних викликів, можуть бути презентабельними лише у тому випадку, коли макроекономічні (й інші) показники розраховані із включенням оцінок впливу екологічних факторів. На сьогоднішній день процес включення цих факторів уже є реальним, хоча й недосконалим.

Наприклад, включаються такі екологічні параметри як частка природоохоронних витрат у ВВП чи ВНП, частка інвестицій у природоохоронну

діяльність у загальному обсязі інвестицій, частка витрат на охорону навколишнього середовища у обсязі усіх витрат державного бюджету і ін. Звичайно, включення цих чи інших показників ще не означає, що такі дії привели до зростання ефективності природоохоронної діяльності та якості природного середовища і життя людей, але сам факт урахування екологічної складової як у системі національних рахунків, так і при визначенні багатьох інших локальних показників і зокрема показників якості життя та добробуту свідчить про стратегічно правильний напрямок у розробці та реалізації еколого-економічної політики держави та суспільства.

Щоб не зійти з цього напрямку, потрібні не тільки відповідні бюджетні чи небюджетні вкладення у процеси екологізації соціально-економічної сфери, але й ґрунтовне екологічне планування та прогнозування природоохоронної діяльності країни, регіонів, окремих підприємств, які, базуючись на реальних можливостях досліджуваного об’єкта (країни, регіону), дозволяють розв’язати задачу вдосконалення якості природного середовища, життєдіяльності суспільства та його добробуту. Адекватні програми та стратегії еколого-економічного та соціального розвитку можуть бути розроблені, якщо, крім вищезазначених кроків, будуть якісними екологічна експертиза, екологічний аудит, правове регулювання природокористування та природоохоронної діяльності, екологічні стандарти і нормативи, а також механізми реалізації усіх цих процесів. Що стосується стандартів якості навколишнього середовища, то для їх встановлення принциповими є гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднюючих речовин, а також гранично допустиме навантаження (ГДН) на середовище. Частково про це уже йшлося у першому розділі роботи, однак у плані встановлення якості навколишнього середовища, яка є важливим чинником якості життя та добробуту в умовах екологічної економіки, варто все-таки зробити акцент на цих поняттях. Екологи вважають навколишнє середовище чистим, якщо виконана умова

$$\frac{ФК}{ГДК} \leq 1,$$

де $ФК$ – фактична концентрація забруднюючої речовини на досліджуваній території. Цей показник є орієнтиром для забезпечення якості екологічних систем, хоча для кожної системи використовуються свої показники якості природного середовища, які враховують специфіку системи.

Важливу роль у підвищенні якості навколишнього середовища відіграє також екологічне оподаткування. Цей інструмент еколого-економічної політики держави має бути спрямований не лише на формування коштів для природоохоронної діяльності, але й на екологічне виховання населення, його екологічну освіту та інші фактори, які покращують екологію людини, якість її життя та екологічно безпечний добробут. Система екологічних податків для різних суспільств може бути різною, зокрема до неї можуть бути включені:

плата за використання природних ресурсів;

податок (або штраф) на забруднення навколишнього середовища наземними твердими відходами, повітря, води тощо;

адміністративний збір коштів, пов'язаний з деякими екологічно небезпечними послугами;

податок на товари з можливими екологічними наслідками.

Крім цих видів податків, звісно можуть бути й інші, у тому числі єдиний інтегральний податок, якщо його вдається розробити. Важливо тільки, щоб усі вони були підпорядковані головній меті – підвищенню якості умов життєдіяльності людського суспільства.

Держава, а конкретніше її органи еколого-економічного регулювання повинні жорстко контролювати виконання встановлених екологічних стандартів. За невиконання екологічних нормативів цими органами по відношенню до винуватців повинні застосовуватися різні санкції та штрафи.

Як випливає з матеріалів попереднього розділу світове співтовариство визначилося із глобальним курсом на сталий розвиток і здійснює певні, хоча й недостатні, зусилля для зміцнення якісної інтеграції його трьох складових – економічної, екологічної та соціальної. Зміна моделі розвитку у напрямку так званої «зеленої» економіки та «зеленого» зростання потребує обґрунтування та

вдосконалення сутності багатьох аспектів і показників соціального характеру, зокрема таких понять як суспільний добробут і у цілому соціальний прогрес в умовах розбудови та функціонування «зеленої» економіки. Враховуючи, що показники добробуту пов'язані із соціально-економічною структурою суспільства, про що йтиметься пізніше, зупинимося на понятті суспільного добробуту детальніше.

Саме поняття суспільного добробуту достатньо широке, тому його кількісне та якісне оцінювання включає відповідні економічні, соціальні та екологічні характеристики. Всі ці характеристики тісно взаємопов'язані між собою. Питання вимірювання добробуту й досі залишається актуальним для наукових досліджень як питання розробки єдиного та однозначного інтегрального показника суспільного добробуту, оскільки складно, а інколи й неможливо оцінити величину соціальної компоненти показника добробуту. Як комплексний показник оцінка добробуту включає економічні стандарти (дохід, заощадження, споживання, багатство у цілому тощо), соціальні стандарти (охорона здоров'я, освітній рівень, право участі в управлінні державними процесами, соціальні зв'язки тощо) та екологічні стандарти (теперішня та майбутня екологічна безпека навколишнього середовища, якість харчових продуктів і питної води, рівень екологічної освіти тощо). Щодо економічної компоненти суспільного добробуту, то її кількісне вимірювання є найбільш вивченим питанням, тому цю компоненту часто виокремлюють як економічний добробут, для оцінювання якого часто використовують величину ВВП на одну особу чисельності країни або регіону. Однак цей показник (про особливості його розрахунку уже було зазначено вище) є далеко не досконалою оцінкою економічного добробуту, оскільки він у більшій мірі відображає потужність економіки, а не рівень достатку елементів суспільства та нерівномірність його розподілу. Це пов'язано не лише із сутністю показника ВВП, але й із його структурою, у якій не все враховано, зокрема діяльність тіньового сектора економіки чи деякі види діяльності домогосподарств. Наприклад, ВВП на одну особу в Україні протягом 2000-2018 рр. згідно із статистичними даними [21]

мало тенденцію до зростання (рис. 2.1.1). Однак, розподіл населення за середніми доходами на одну особу, побудований на основі статистичних даних [197] за останні два роки цього періоду є очікувано нерівномірним (рис. 2.1.2).

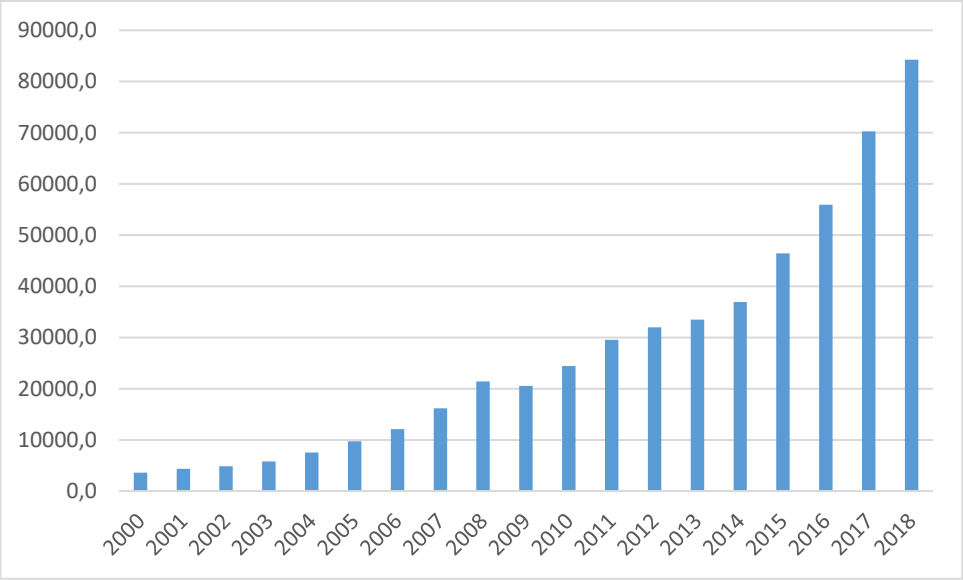


Рис. 2.1.1. Динаміка ВВП у розрахунку на одну особу в Україні (у фактичних цінах), грн.

Зауважимо також, що середній дохід на одну особу без урахування купівельної спроможності та характеру розподілу населення за доходами, також може дати не зовсім адекватну оцінку рівня та якості життя. Наприклад, у розрахунку на одну особу, починаючи із 2010 року по 2018 рік включно він має тенденцію до зростання [97], що власне проілюстровано на рис. 2.1.3, але збіднення значної частини населення України за останні роки є загальновідомим фактом.

Попутно зазначимо, що аналогічна ситуація характерна і для регіонів України. На основі проаналізованих реальних статистичних даних для зазначених нижче п’яти регіонів України [96], можна не тільки побачити тенденцію зростання доходів у розрахунку на 1 особу у кожному з регіонів, але й у кожній області конкретного регіону. При цьому кожний з п’яти регіонів має у цьому плані своїх лідерів. Найвищі доходи на протязі досліджуваного періоду (2010-2018 рр.) були: для регіону 1 (області: Закарпатська, Івано-Франківська,

Львівська, Тернопільська, Чернівецька) – у Львівській обл., регіону 2 (області: Луганська, Полтавська, Сумська, Харківська, Чернігівська) – у Полтавській обл., регіону 3 (області: Вінницька, Дніпропетровська, Кіровоградська, Хмельницька, Черкаська) – у Дніпропетровській обл., регіону 4 (області: Волинська, Житомирська, Київська, Рівненська та м. Київ) – у м. Київ, регіону 5 (області: Донецька, Запорізька, Миколаївська, Одеська, Херсонська) – у Запорізькій обл. Лідером серед регіонів є регіон 4, до якого включено м. Київ, де середні доходи населення у розрахунку на одну особу значно вищі від інших регіонів і їх областей (рис. 2.1.4).

Динаміка доходів у всіх регіонах і областях України адекватно відображає наявну там соціально-економічну ситуацію. Але як і у цілому по країні, так і в кожному із регіонів розподіл населення за доходами є нерівномірним, тому для оцінювання рівня та якості життя окремого показника доходу недостатньо.

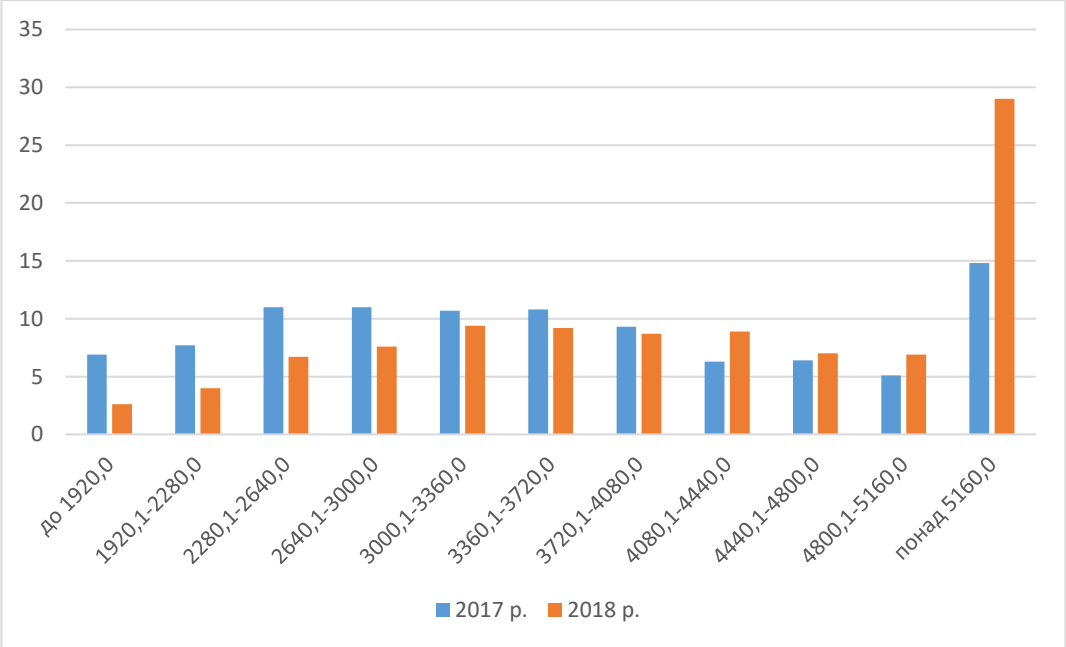


Рис. 2.1.2. Розподіл населення (%) в Україні за рівнем середніх доходів на одну особу по роках, грн.

Повернемося знову до показника ВВП. Показник ВВП справді у певному сенсі є застарілою мірою оцінювання національних економік. Будучи запропонованим майже століття назад, він служив достатньо адекватною

оцінкою відновлення та зростання економіки відповідної країни чи регіону, оскільки відображав масштаби розвитку промисловості і давав можливість порівнювати ці масштаби. Але сьогодні оцінити за допомогою цього показника суспільний (національний) добробут будь-якої країни, а тим більш порівняти на основі ВВП суспільні добробути різних країн складно. Справа у тому, що у сучасному світі ефективність економіки все більше залежить від неекономічних показників, тому основним критерієм ефективності є не сама по собі потужність економіки, а задоволення потреб людського суспільства, які залежать не тільки від економічних, але й соціальних і екологічних благ. Кількість та якість цих благ постійно зростає, а капітал суспільства чи окремої людини має більш широку змістову інтерпретацію. Не всі потреби суспільства, наприклад духовні, можна оцінити кількісно, але без їх урахування оцінка розвитку економічних систем і суспільств сьогодні однозначно буде необ'єктивною та неадекватною. Усі, хто створює економічні блага, мають мати високий рівень соціальної та екологічної відповідальності перед суспільством. Це уже вимога часу, без виконання якої неможливо побудувати стійку, соціально і екологічно збалансовану економіку із високим показником індивідуального та суспільного добробуту. Тільки постійний моніторинг за якісними показниками функціонування економіки, прозоре висвітлення цих показників на всіх рівнях інформування суспільства дозволить слідкувати за їх динамікою та визначити шляхи вдосконалення соціально-економічного розвитку відповідної країни чи регіону.

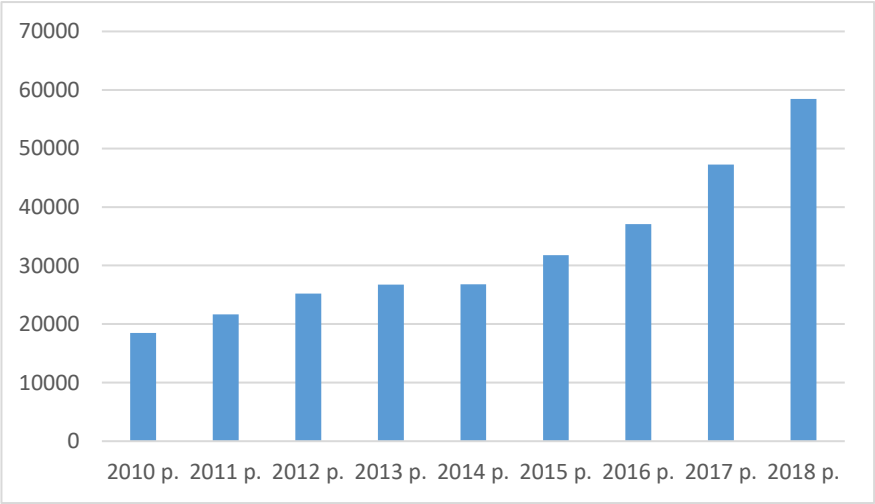


Рис. 2.1.3. Динаміка доходів у розрахунку на одну особу в Україні, грн.

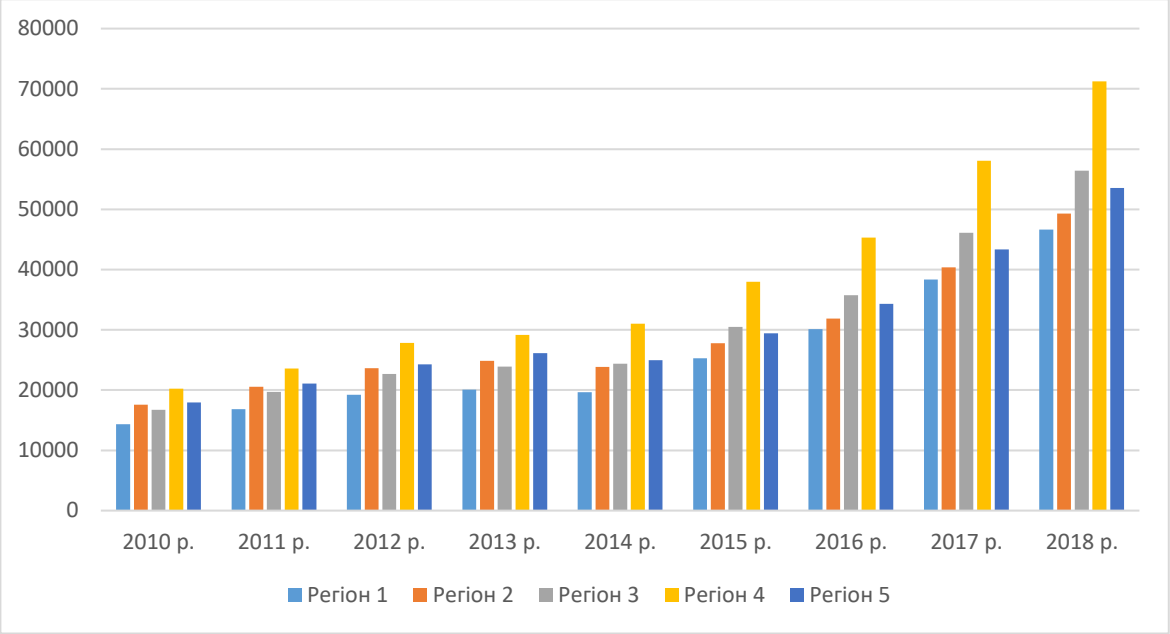


Рис. 2.1.4. Динаміка середніх доходів у розрахунку на 1 особу у п’яти регіонах України, грн.

Що стосується зв’язку між ВВП і рівнем добробуту та якістю життя людей, то у 1981 р. грецький економіст Костас Золотас на основі конкретних розрахунків довів, що кожна одиниця приросту матеріального виробництва фактично приводить до зниження приросту реального суспільного добробуту на один відсоток [283]. Обґрунтування цього факту абсолютно очевидне, про що вже неодноразово йшлося раніше, адже якість життя залежить не тільки від матеріального добробуту, але й від навколишнього природного та соціального середовища і роль екологічних впливів тут надзвичайно важлива. Враховуючи сучасні негативні екологічні тренди, більшість дослідників прогнозують, що розрив між показниками економічного зростання, зокрема ВВП та реальним рівнем життя людей у ряді країн світу буде і надалі збільшуватися.

Стосовно досліджень Золотаса [283] зазначимо таке. При вивченні соціально-економічних процесів широке застосування отримала його так звана модель зростання суспільного добробуту, базовим припущенням для побудови якої є припущення про те, що кількісне зростання економіки не обов’язково приводить до підвищення рівня життя та покращення його якості. Якщо S_d –

рівень суспільного добробуту, S_d^* – критичне значення або верхня межа цього рівня, то величина $\left(S_d^* - S_d\right)$ відіграє роль стримуючого фактору, а $k_d S_d$ (коефіцієнт $k_d > 0$) – стимулюючого фактору впливу на добробут. Тоді рівняння динаміки суспільного добробуту записується у вигляді

$$\frac{dS_d}{dY_d} = k_d S_d \left(S_d^* - S_d\right),$$

де Y_d – дохід на одну особу населення.

Розв'язком цієї моделі є логістична крива (рис. 2.1.5).

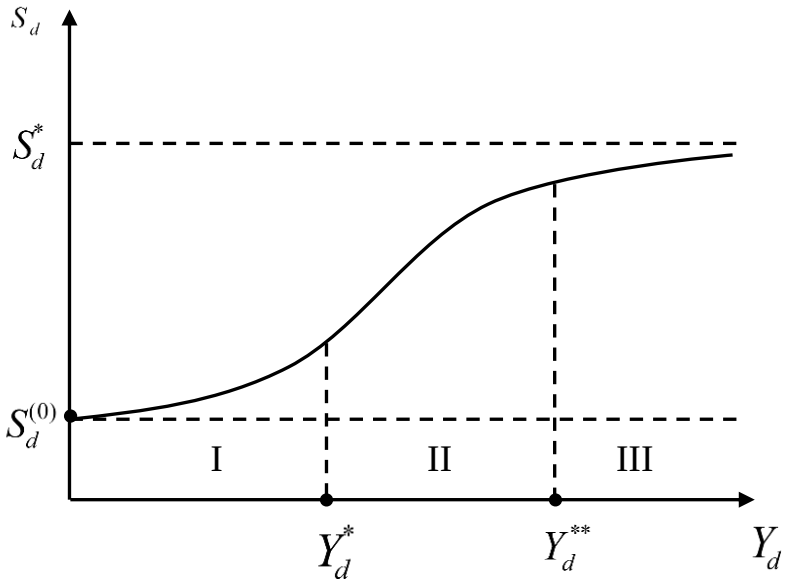


Рис. 2.1.5. Рівні суспільного добробуту

На рис. 2.1.5 $S_d^{(0)}$ – початкове значення рівня суспільного добробуту, Y_d^* та Y_d^{**} – деякі сталі значення доходів, I – це область суспільства потреб (бідності), II – область суспільства постійних покращень, III – область суспільства із спадним темпом зростання добробуту.

Зміна моделі економічного розвитку уже давно назріла, хоча й досі велика кількість економістів і політиків вважають, що нові технології у сукупності з ринковими механізмами дозволяють розв'язати не лише критичні екологічні проблеми, але й проблеми зростання суспільного добробуту. Але реальна

дійсність наглядно демонструє усьому людству, що нові технології як і необдумане економічне зростання породжують нові проблеми, пов'язані із забезпеченням екологічної безпеки суспільства, а значить і якості життя. Перехід до нових типів економічного, соціального та екологічного розвитку, які у своїй збалансованості приводять до сталого розвитку є неминучим для збереження людської цивілізації. Цей шлях складний, оскільки, крім тотальної екологічної експлуатації природного середовища, людство перебуває ще й у ситуації очевидного екологічного антагонізму між багатими та бідними країнами світу. Багаті, підтримуючи високий рівень добробуту своїх громадян, часто-густо нещадно експлуатують природу та її ресурси, причому як правило природні ресурси інших, бідніших країн. Це є причиною ряду конфліктів і екологічних криз. Конкуренція за обмежені земні ресурси зростає, тому конфліктні відносини між різними країнами та регіонами також будуть зростати до тих пір, поки економіка, спрямована на отримання максимального прибутку, не буде визнана неефективною, а суспільний добробут суттєво залежатиме від зеленої економіки та багатьох інших моральних і духовних благ, що наповнюють іншим цивілізаційним змістом та іншою цінністю людське життя.

Так чи інакше питомий показник ВВП не може претендувати на адекватне відображення суспільного добробуту, який, крім матеріальної (економічної) складової, обов'язково повинен включати ще й екологічну та соціальну складові. Лише у збалансованій сукупності усіх компонентів суспільного добробуту можна оцінити якість розвитку економіки та власне рівня людського життя, який прийнято оцінювати за допомогою таких показників як прожитковий мінімум, споживчий кошик, середня тривалість життя, рівень освіти, частка витрат на охорону здоров'я та освіту у ВВП, кількість лікарів і лікарняних ліжок на певну кількість населення (наприклад, на 1 млн. осіб), структура ВВП за сферами використання, рівень безробіття, коефіцієнт фондів, коефіцієнт Джині та ін. Сукупність різних показників та індексів для вимірювання складових добробуту сьогодні досить широка.

Системи цих показників пропонуються багатьма авторами та за своїм змістом як правило є аналогічними, оскільки відображають рівень доходів і матеріальну забезпеченість елементів суспільства, споживання ними різних послуг, забезпечення належних умов праці, задоволення фізичних, соціальних і духовних потреб, політичної свободи та у цілому надійності та безпеки життєдіяльності. Більшість з цих показників стали сьогодні загальновживаними у світовій практиці. До них належать зокрема показники, якими користується ООН [181] для оцінювання суспільного добробуту – індекс стійкого економічного добробуту (індекс збалансованого добробуту), індекс розвитку людського потенціалу (індекс гуманітарного розвитку), індикатор справжнього прогресу, міжнародний індекс щастя та інші показники. Досить популярним у світовій практиці оцінювання рівня та якості життя є згаданий вище індекс розвитку людського потенціалу, який формується з урахуванням середньої очікуваної тривалості життя, рівня освіти (включає частку грамотних людей серед дорослого населення та середню тривалість навчання), реальних доходів (наприклад, ВВП) на одну особу (з поправкою на рівномірність чи нерівномірність розподілу доходів у суспільстві та купівельну спроможність). Наближення значення цього індекса до одиниці означає високий рівень розвитку людського потенціалу у відповідних країнах чи регіонах. Необхідно підкреслити, що багато з цих показників визначаються з урахуванням впливу на рівень та якість життя негативних екологічних ефектів. Наприклад, міжнародний індекс щастя Міжнародна організація NEF [179] визначає як частку від ділення добутку двох показників (суб’єктивної задоволеності життя і очікуваної тривалості життя) на показник так званого екологічного сліду, який є оцінкою впливу людини на середовище проживання, тобто територію, необхідну для виробництва ресурсів споживання та збереження відходів [180]. Зауважимо, що згідно із всесвітнім звітом ООН про щастя за 2019 р. [245] Україна знаходилася на 133 місці (індекс щастя – 4,332) серед 156 країн світу. Лідерами рейтингу щастя у цьому списку були Фінляндія, Данія, Норвегія. Згідно з доповіддю «World Happiness Report» [281] зараз Україна займає 123-тю позицію у рейтингу

щастя. Незважаючи на те, що Україна піднялася порівняно з попереднім роком на 10 сходинок, вона все-таки є останньою серед європейських країн у цьому рейтингу. До першої десятки найбільш щасливих країн належать Фінляндія, Данія, Швейцарія, Ісландія, Норвегія, Нідерланди, Швеція, Нова Зеландія, Австрія та Люксембург.

Коли йдеться про Україну, то на думку вітчизняних науковців [98, 233] якісні показники добробуту повинні визначатися з урахуванням купівельної спроможності населення, демографічної ситуації, індексу людського розвитку тощо, хоча основа усіх критеріїв оцінювання добробуту населення залишається загальновизнаною – це якість життя і спосіб життя. Незважаючи на те, що ці складові добробуту суспільства достатньо ґрунтовно дослідженні у науковій літературі, вони потребують фахового аналізу та обґрунтування для кожного конкретного регіону чи країни. Для України вкрай актуальними є критерії екологічності соціально-економічних систем і урахування цих критеріїв під час визначення показників добробуту, у яких оцінка довкілля є дуже вагомою.

Оцінка довкілля для українських реалій повинна обов’язково враховувати загальну та питому забрудненість середовища, екологічні стандарти води, характерні ознаки клімату, зокрема температурний режим та його перепади, сухість і вологість повітря та інші екологічні особливості відповідної території. Негативний вплив екологічних факторів на якість життя українців надзвичайно суттєвий, а точніше є критично високим і небезпечним для здоров’я населення та розвитку людського капіталу. Непрацездатність та смертність населення, викликані екологічними проблемами, в Україні є достатньо високими серед європейських країн, що проілюстровано з урахуванням даних [38] на рис. 2.1.6.

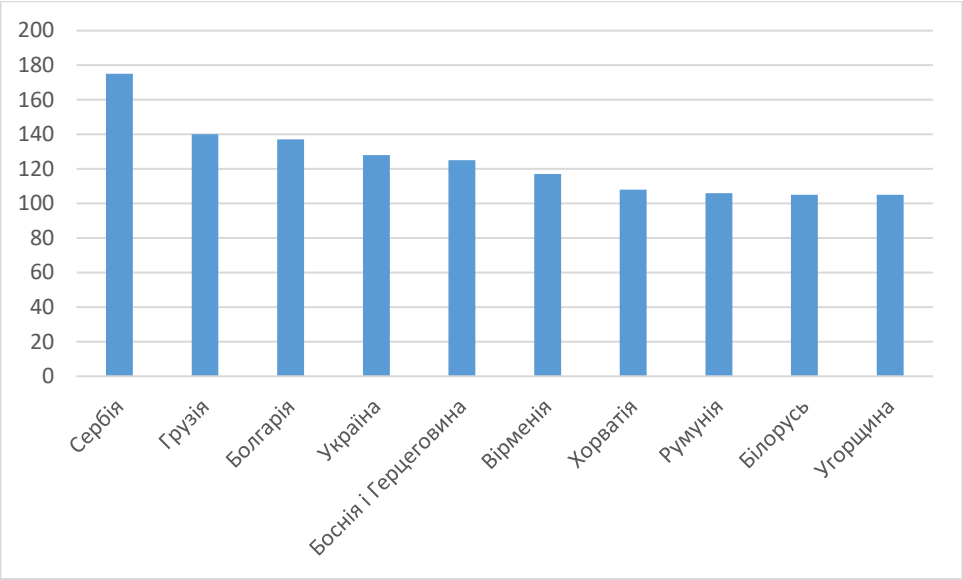


Рис. 2.1.6. 10 країн Європейського регіону з високою смертністю від забруднення на 100000 населення

Негативні екологічні процеси у сучасному світі суттєво вплинули на клімат на нашій планеті, зміна якого значною мірою зумовлена діяльністю людства. Очевидно, що добробут людей та їх здоров'я тісно взаємопов'язані. Без забезпечення комфортної життєдіяльності людей в умовах швидкої зміни клімату неможливо отримати високу якість та рівень життя. Як відомо, в Україні кількість смертей, пов'язаних із впливом екологічних факторів та навколишнього середовища досить висока. Є всі підстави стверджувати, що без радикальних змін еколого-економічної та соціальної політики ці впливи можуть лише підсилюватися. Їх наслідком для людей та їхнього здоров'я є такі явища, як повені та посухи, погіршення якості харчових продуктів, хвороби серцево-судинної та нервової систем, нирок, органів дихання, високий рівень інфекційних захворювань тощо. Забруднення повітря продуктами горіння, низька якість питної води, різкі і навіть екстремальні зміни температури, поява нових, невідомих до цього часу, хвороб і ін. – все це є реалії сьогодення, у яких приходиться жити великій частині людства. Стосується це і українців, тому екологічний фактор у оцінці якості життя та добробуту надзвичайно важливий.

Деградація екосистеми, пов'язана із забрудненням повітря, ґрунту та води різними біологічними та хімічними речовинами, а також із шумом,

електромагнітним і радіаційним випромінюванням, продовжує відбуватися. Зупинити її складно або й неможливо в умовах слабкості економіки та зростаючого збіднення більшості населення країни. Негативні тенденції щодо рівня непрацездатності та смертності, причиною яких є процеси забруднення довкілля, гальмують наше просування у напрямку переходу до сталого розвитку та так званого зеленого зростання, яке передбачає разом з економічним зростанням збереження природних активів і неперервне забезпечення екологічних ресурсів і послуг, що позитивно впливають на суспільний добробут. Для України сьогодні це надзвичайно актуально.

Екологічна якість життя хоча й пов'язана з економічним розвитком, але не завжди є прямим наслідком економічного зростання. Натомість вплив шкідливих і небезпечних для здоров'я людини екологічних факторів однозначно погіршують екологічну якість та у кінцевому результаті суспільний добробут. Очевидно, що потрібний постійний контроль за екологічною складовою добробуту і найперше в Україні. Такий контроль можливий в умовах якісного моніторингу за станом довкілля та його впливу на здоров'я людей. Результати моніторингу не лише точніше дозволяють оцінити показники добробуту, але й попередити негативні наслідки динаміки процесів соціально- та еколого-економічної взаємодії.

Важливе значення для вивчення факторів впливу на суспільний добробут, зокрема екологічного фактору, мають різні опитування соціологічного характеру. Екологічні фактори добробуту для населення України є принциповими, про що яскраво свідчать результати соціологічних досліджень з цього приводу та їх порівняння з аналогічними результатами опитування громадян ЄС [2]. Виявляється, що екологічні цінності в Україні та в ЄС співпадають, хоча певні відмінності у розумінні екологічних проблем все-таки є. Наприклад, якщо для ЄС основна екологічна проблема – це зміна клімату, то для України – часті повені й посухи, громадяни ЄС вважають, що вирішення екологічних проблем залежить від інвестицій у наукові дослідження та розробку нових технологій, а українці – від посилення діяльності контролюючих органів,

розрив між екологічними цінностями та екологічною практикою в українців значно вищий, ніж у європейців, більший відсоток українців (14% проти 4% ЄС [2]) побоюються втратити роботу на великих підприємствах-забруднювачах, тому не погоджуються з тим, що саме ці підприємства є основними винуватцями забруднення довкілля. Є й інші, менш суттєві відмінності, хоча не зважаючи на відмінності, як для громадян України, так і громадян ЄС економічні фактори добробуту поки-що переважають над соціальними й екологічними. Високим залишається рівень довіри українців до ЄС, але більшість наших громадян вважають допомогу ЄС у плані охорони здоров'я та розв'язання екологічних проблем недостатньою.

Ці та інші висновки зазначеного вище соціологічного дослідження та інших аналогічних досліджень цінні для науки, оскільки презентують не тільки екологічний портрет суспільства та зусилля, бажання і можливості кожного його елемента брати участь у подоланні негативних екологічних наслідків своєї життєдіяльності, але й демонструють рівень екологічної освіченості та культури сучасного громадянина як суб'єкта багатьох управлінських рішень, у тому числі й у сфері економічної та екологічної політики держави і регіону. Важливо також підкреслити, що вплив екологічних чинників на якість життя і свій добробут українці усвідомлюють з високим рівнем адекватності (81,9% респондентів в Україні проти 75% у ЄС [2]), що підтверджує обґрунтовану науковцями актуальність підвищення екологічної якості життя в Україні та її урахування у тих чи інших показниках добробуту при вивченні еколого-економічної динаміки у соціально-економічних системах.

Отже, виходячи із вище викладеного матеріалу, можна стверджувати, що жодна методика кількісного оцінювання добробуту елементів суспільства та суспільства у цілому сьогодні не може не враховувати впливу на рівень та якість життя екологічних чинників (якості довкілля), оскільки життєдіяльність людської популяції нерозривно пов'язана із природою. Всеможливі взаємозв'язки людини із зовнішнім середовищем формують надзвичайно різноманітне та динамічне у просторі та часі середовище її існування, однією із

характерних ознак якого є його екологічність. У зв'язку з цим поняття «екологія людини» уже давно вийшло за межі наукової термінології та стало звичним у повсякденному житті. Зрозуміло, що екологію людини як певну характеристику та якість необхідно уміти кількісно вимірювати, а отриману оцінку включати до методів кількісного оцінювання індивідуального та суспільного добробуту.

З позиції науки людина як об'єкт дослідження є окремою складною системою, яка у свою чергу є підсистемою глобальної соціо-еколого-економічної системи, яку формують багаточисленні природні, техногенні та соціокультурні елементи. Людина є активною складовою цієї глобальної системи, її вплив на середовище функціонування не завжди позитивний, тому антропогенний фактор у погіршенні екологічної ситуації є значним, а на прикладі багатьох екологічних криз – вирішальним. Глибоке усвідомлення людиною себе як розумної істоти, творіння якої повинні бути корисними для себе та інших людей і не приносити школи природному середовищу, насправді виводить людину на високий рівень досконалості та гуманності. Однак, шлях до такої досконалості складний і багато в чому залежить від екологічної освіти. Екологічна наука, зокрема екологія людини або антропоекологія [108] згідно із своєю метою займається питаннями освіти та підготовки людини, здатної створити екологічно збалансовану економіку та забезпечити бажану якість життя.

Уже неодноразово йшлося про екологічну компоненту добробуту. Ця компонента може лише тоді задовольнити екологічні потреби людей, якщо їх умови проживання та праці будуть відповідати певним екологічним стандартам. Рівень відповідності (стандарту) визначають за допомогою різних екологічних показників. Одним із загальних показників цього типу є інструментальний показник екологічної відповідності [108] $k_{ев}$, який знаходиться за формулою

$$k_{ев} = \frac{1}{k_{пс}} \sum_{k_{пс}} k_{пру} V_{ввп},$$

де $k_{пс}$ – кількість складових природного середовища, $k_{пру}$ – коефіцієнт природних умов країни чи регіону, $V_{ввп}$ – ВВП на одну людину. Чим вищий

коефіцієнт екологічної відповідності, тим більш екологічно безпечними вважаються відповідні країни (регіони, території).

Отже, кожне суспільство має свої особливості та характеризується відповідними економічними ознаками. Однак, принципово важливою характеристикою будь-якого суспільства є його розподіл за показниками добробуту (ліквідними заощадженнями, доходами, багатством у цілому тощо), який сьогодні суттєво залежить як від економічних, так і від соціальних та екологічних факторів. Дослідження розподілів за показниками добробуту дозволяє з'ясувати основні закономірності розвитку суспільства, умови його стабільності та перспективи, що є надзвичайно актуальним як у сенсі наукового пізнання, так і для реальної практики.

2.2. Поняття соціально-економічної структури суспільства як його розподілу за показником добробуту

Нижче зупинимося на деяких аспектах дослідження соціально-економічної структури суспільства, як соціальної складової екологічної економіки та економіки сталого розвитку. Ці аспекти у першу чергу пов'язані з математичним моделюванням розподілу елементів суспільства (окремих людей, домогосподарств) за показниками добробуту [89] (надалі термін «добробут» буде узагальнювати поняття доходу, ліквідних заощаджень тощо), оскільки під соціально-економічною (або економічною) структурою власне і розуміється такий розподіл [232]. Наперед зазначимо, що у загальному випадку він не може бути рівномірним, оскільки елементи суспільства дуже різні за своїми майновими запасами здібностями, потенційними можливостями створювати додатковий продукт та впливати на економічне зростання тощо.

Уточнимо поняття функції розподілу у цьому випадку. Очевидно, що під розподілом тут слід розуміти частку членів (елементів) суспільства $l = l(z)$, показник добробуту яких менший від z (величина z може вимірюватися, наприклад у національній валюті). Частка $l(z)$ власне і є функцією розподілу випадкової величини (в.в.) Z, що означає випадкове значення показника

добробуту елементів суспільства. Незважаючи на те, що показник добробуту усіх елементів суспільства обмежений деякою величиною $\bar{Z}$, у теоретичних дослідженнях зручним є припущення про те, що $z \to +\infty$. Це означає, що функція $l(z)$ (рис. 2.2.1) насправді є класичною інтегральною функцією розподілу (у сенсі теорії ймовірностей), тобто має такі властивості: $0 \le l(z) \le 1$ $\left(l(-\infty)=0,\ l(+\infty)=1\right)$; монотонно зростаюча та неперервна зліва.

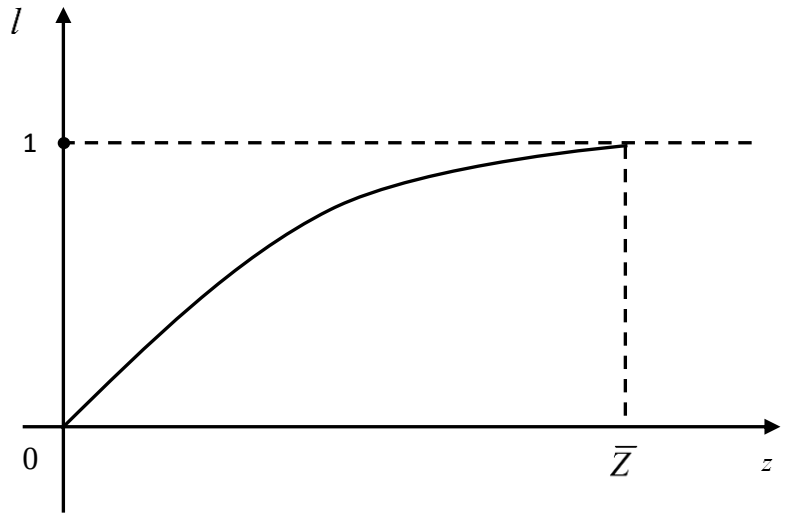


Рис. 2.2.1. Ілюстративний графік функції розподілу $l(z)$

При цьому ймовірність $P(Z < z)$ випадкової події $(Z < z)$ або події, яка полягає у тому, що показник добробуту випадково вибраного елемента суспільства є меншим від z, фактично визначає функцію $l(z)$ $\left(P(Z < z) = l(z)\right)$.

Наявність функції розподілу $l(z)$ дозволяє розв'язати ряд інших завдань [80], зокрема знайти частку тих елементів суспільства, розмір добробуту яких знаходиться у межах відрізка $[a,b]$ $(0 \le a < b \le \bar{Z})$. Ця частка збігається із ймовірністю

$$P(a \le Z \le b) = l(b) - l(a). \tag{2.2.1}$$

Ймовірність (2.2.1) часто приходиться знаходити у теоретичних і практичних дослідженнях. Крім того, можна визначити середній розмір

показника добробуту елементів суспільства (тобто середнє значення або математичне сподівання в.в. Z). Наприклад, якщо функція $l(z)$ є диференційовною, то $l'(z)=\rho_l(z)$ є щільністю розподілу елементів суспільства за показником добробуту або відповідною диференціальною функцією розподілу (для цієї функції повинна виконуватися умова нормування: $\int_0^\infty \rho_l(z)dz=1$) і середній розмір показника добробуту елементів (членів) суспільства визначається за формулою

$$\overline{z}=\int_0^\infty zl'(z)dz=\int_0^\infty z\rho_l(z)dz. \qquad (2.2.2)$$

Зауважимо, що насправді верхньою межею інтеграла (2.2.2), як і в умові нормування є $\overline{Z}$, оскільки правіше від цієї величини $l(z)=1$, $\rho_l(z)=0$.

Знаючи функцію розподілу $l(z)$ та число N усіх елементів суспільства, які характеризуються певним добробутом, можна також знайти число N_1 тих елементів, показник добробуту яких менший від z^*, та число N_2 тих елементів, показник добробуту яких не менший від z^*, а саме:

$$N_1=Nl\left(z^*\right),\quad N_2=N\left(1-l\left(z^*\right)\right). \qquad (2.2.3)$$

Останні співвідношення легко перевірити у випадку дискретного розподілу, з яким часто приходиться мати справу у емпіричних дослідженнях. Наприклад, нехай проводилося суцільне спостереження усіх $N=10000$ домогосподарств деякого регіону країни з метою встановлення їх місячного доходу. У результаті спостереження було встановлено (з деякими допустимими наближеннями) закон розподілу дискретної в.в. (д.в.в.) Z (місячного доходу домогосподарства у млн. грн), тобто встановлено, що д.в.в. Z набуває значень 0.01, 0.02, 0.05, 0.07 та 1 з відповідними ймовірностями 0.5, 0.3, 0.1, 0.08 та 0.02. Очевидно, що функція розподілу $l(z)$ (частка домогосподарств, місячний дохід яких є меншим від z млн. грн.) має вигляд:

$$l(z) = P(Z < z) = \begin{cases} 0, & z \le 0.01, \\ 0.5, & 0.01 < z \le 0.02, \\ 0.8, & 0.02 < z \le 0.05, \\ 0.9, & 0.05 < z \le 0.07, \\ 0.98, & 0.07 < z \le 1, \\ 1, & z > 1. \end{cases} \qquad (2.2.4)$$

Скориставшись функцією (2.2.4) легко можна визначити число N_1 домогосподарств, місячний дохід яких, наприклад є меншим від $z^* = 0.07$ млн. грн, чи число N_2 домогосподарств, місячний дохід яких, наприклад є не меншим від $z^* = 0.05$ млн. грн. Справді, згідно із (2.2.3) та (2.2.4) маємо:

$$N_1 = Nl(0.07) = N \cdot \frac{N_1}{N} = 10000 \cdot 0.9 = 9000,$$

$$N_2 = N\left(1 - l(0.05)\right) = 10000 \cdot (1 - 0.8) = 2000.$$

Наведений приклад підтверджує прикладну значущість функції $l(z)$.

Зазначимо, що при обробці статистичних даних використовують не теоретичну, а емпіричну функцію розподілу $l^*(z)$, яка для кожного значення z визначає відносну частоту події $Z < z$, тобто функцію

$$l^*(z) = \frac{N_z^*}{N^*},$$

де N^* – об’єм вибірки або число усіх елементів суспільства, а N_z^* – число тих варіант, значення яких є меншим від z. Властивості цієї функції аналогічні до властивостей функції $l(z)$. Якщо у наявності є дискретний варіаційний ряд, то для побудови функції $l^*(z)$ необхідно знайти кумулятивні (нагромаджені) відносні частоти відповідних варіант варіаційного ряду і аналогічно до функції (2.2.4) побудувати функцію $l^*(z)$. У випадку інтервального варіаційного ряду необхідно перейти до відповідного дискретного ряду (згідно із прийнятими у статистиці способами [210]), а потім побудувати $l^*(z)$.

Зауважимо також, що формули (2.2.2), (2.2.3) мають важливе значення для податкової політики держави, тобто вони можуть бути використані при моделюванні податків.

При дослідженні економічної структури суспільства та її соціальних характеристик часто використовують так званий коефіцієнт Рейнбоу

$$Rn = \frac{z(0.9)}{z(0.1)}, \tag{2.2.5}$$

де $z(0.9)$ та $z(0.1)$ – відповідно розв'язки рівнянь $l(z) = 0.9$ та $l(z) = 0.1$. Розв'язати рівняння $l(z) = const$ зручніше, якщо функція $l(z)$ є неперервною. Якщо $l(z)$ або $l^*(z)$ – кусково-лінійна функція (як функція (2.2.4)), то можна скористатися її неперервною апроксимацією, зокрема кумулятою із нагромадженими відносними частотами у випадку варіаційного ряду. Знайдені наближені значення $z(0.1)$ та $z(0.9)$ для визначення коефіцієнта (2.2.5) на практиці цілком допустимі і дають адекватну оцінку Rn. Коефіцієнт (2.2.5) ще називають децильним коефіцієнтом (коефіцієнт децильної диференціації населення за рівнем показника добробуту). Очевидно, що Rn є відношенням значення показника добробуту, не менше якого мають 10% найбільш багатих елементів суспільства, до величини значення показника добробуту, менше якого мають 10% найбільш бідних елементів суспільства. Якщо у багатих країнах цей коефіцієнт вимірюється одиницями, то у бідних країнах він складає десятки одиниць, що власне і свідчить про велику соціальну нерівність. Наприклад, в Україні за даними інституту демографії та соціальних досліджень НАН України у 2017 р. доходи 10% найбагатших українців перевищували доходи 10% найбідніших українців (з урахуванням тіньової економіки) у 40 разів (якщо $Rn > 20$, то розподіл вважається несправедливим). При цьому середній клас, який би дещо збалансував таку ситуацію, практично був відсутній.

Якщо показники добробуту (ліквідні заощадження, доходи, багатство у цілому) вимірюються у відносних одиницях (частках, відсотках), то тоді йдеться

про розподіл у випадку відносних значень показника добробуту. Саме таким, буде розподіл $l(z)$, якщо $\bar{Z}=1$, тобто $z \in [0,1]$, $l \in [0,1]$.

2.3. Крива Лоренца та коефіцієнти нерівномірності розподілу показника добробуту у суспільстві

Ще один підхід до побудови розподілу елементів суспільства за показниками добробуту у відносних одиницях та дослідження соціально-економічної структури суспільства пов'язаний з так званою кривою чи функцією Лоренца, яка була запропонована американським економістом Отто Лоренцом у 1905 році. Функція Лоренца $z = z(l)$ означає частку всього суспільного добробуту (багатства), якою володіють елементи суспільства, що складають частку l від чисельності всього суспільства. Якщо, наприклад $z(l) = l^3$, то половина населення володіє лише однією восьмою частиною всього багатства або сумарного значення відповідного показника добробуту $\left(z\left(\frac{1}{2}\right) = \frac{1}{8}\right)$. Крива Лоренца (графічне зображення функції Лоренца) у цьому випадку зображена на рис. 2.3.1.

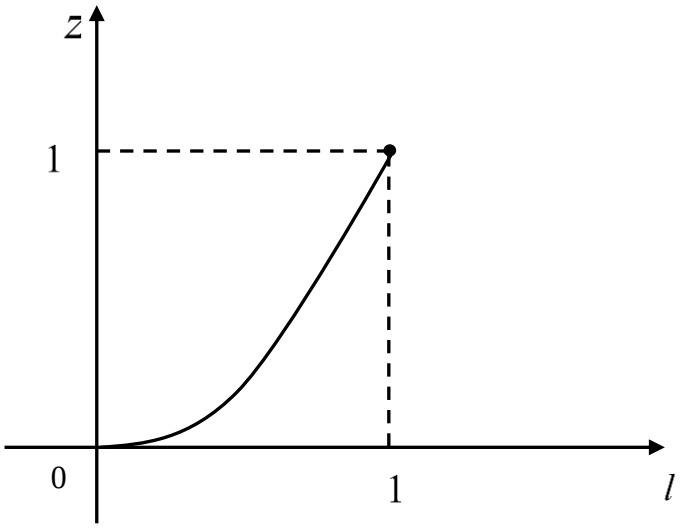


Рис. 2.3.1. Ілюстрація кривої Лоренца

Властивості функції Лоренца очевидні. Ця функція монотонно зростаюча на $[0,1]$, опукла вниз і $z(0)=0$, $z(1)=1$. Моделювання функції Лоренца є

окремою задачею, причому достатньо складною, точно розв'язати яку на практиці майже неможливо. Навіть якби ми могли провести суцільне опитування всіх членів суспільства і на основі результатів цього опитування кожному l поставити у відповідність значення $z(l)$, то і тоді ми б не мали повної інформації про l і $z(l)$, оскільки люди не дають адекватну інформацію про свої статки, які до того ж складно оцінити. Однак, зрозуміти сутність функції Лоренца та процесу її побудови можна на основі таких міркувань. Якщо N – число всіх елементів (членів) суспільства, а $f(i)$ – значення показника добробуту $i-$го елемента, то розмістивши усі елементи рівномірно на $[0,1]$ у точках i/N за зростанням добробуту, можна побудувати ступінчасту неспадну функцію f зі значеннями $f(i)$ на проміжку $\left(\frac{i-1}{N},\frac{i}{N}\right]$ при $i=\overline{1,N}$. Сумарна площа наявної ступінчастої фігури може бути ототожнена із сумарним суспільним добробутом, а значення функції Лоренца $z(n)$ – із часткою у цьому сумарному добробуті сумарного добробуту елементів суспільства з номерами $1,2,...,n$. На основі функції f можна побудувати ступінчасту функцію z, яка у точці i/N набуває значення

$$z\left(\frac{i}{N}\right)=\left(\sum_{j=1}^{i} f(j)\frac{1}{N}\right)\Big/\left(\sum_{j=1}^{n} f(j)\frac{1}{N}\right). \tag{2.3.1}$$

Зауважимо, що

$$z\left(\frac{i}{N}\right)-z\left(\frac{i-1}{N}\right)=\frac{f(i)\cdot 1/N}{\sum_{j=1}^{N} f(j)\cdot 1/N}. \tag{2.3.2}$$

Оскільки кількість членів суспільства скінченна (а значить, зліченна), то елементів суспільства буде менше від точок відрізка $[0,1]$, однак надалі будемо вважати функцію f визначеною, невід'ємною, неспадною та диференційовною (тобто і неперервною) на всьому відрізку. Із наведених вище міркувань випливає, що функцію Лоренца можна подати у вигляді

$$z(l)=\left(\int_0^l f(x)dx\right)\Big/B, \qquad (2.3.3)$$

де $B=\int_0^1 f(x)dx$ – сумарне значення показника добробуту.

Очевидно, функція (2.3.3) є неперервним аналогом функції (2.3.1), причому відповідним аналогом співвідношення (2.3.2) є співвідношення (2.3.4):

$$z(l)-z(l-\Delta l)=\left(\int_{l-\Delta l}^{l} f(x)dx\right)\Big/B=f\left(\bar{l}\right)\Delta l\big/B\approx f(l)\Delta l/B. \qquad (2.3.4)$$

У (2.3.4) використана теорема про середнє для визначеного інтеграла [115, 130]. Права частина (2.3.4) – це величина, яка приблизно дорівнює частці кількісної оцінки добробуту елементів суспільства із проміжку $[l-\Delta l,l]$ при малому Δl у всьому суспільному добробуті.

Із визначення функції Лоренца можна також зробити висновок, що сумарний відносний добробут членів суспільства із проміжку $[a,b]$ дорівнює $(z(b)-z(a))$. Функція Лоренца (2.3.3) є інтегралом із змінною верхньою межею, тому $z'(l)=f(l)/B,$ тобто похідна функції Лоренца у точці пропорційна з коефіцієнтом $1/B$ значенню показника добробуту елемента (члена) суспільства у цій точці. Крім того $z''(l)=f'(l)/B\geq 0$ (бо f неспадна), тобто функція опукла вниз (крива Лоренца розміщена під діагоналлю квадрата). Враховуючи, що

$$z(1)-z(0)=\int_0^1 z'(l)dl=\frac{1}{B}\int_0^1 f(l)dl=\frac{B}{B}=1,$$

тобто середнє значення $z'(l)$ на [0,1] дорівнює 1, можна також стверджувати, що середній за добробутом елемент суспільства знаходиться у точці, у якій похідна від функції Лоренца дорівнює одиниці $\left(z'(l)=1\right)$. Наприклад, у випадку функції $z(l)=l^3$ маємо $z'(l)=3l^2$, тому із рівняння $3l^2=1$ випливає, що $l=1/\sqrt{3}$ – точка знаходження на осі Ol середнього за добробутом елемента суспільства.

Функція Лоренца не дозволяє оцінити добробут окремого елемента суспільства, але з її допомогою можна порівняти значення показників добробуту елементів суспільства, які знаходяться у точках l_1 і l_2: відношення цих величин дорівнює $z'(l_1)/z'(l_2)$. Як уже було сказано вище, крива Лоренца знаходиться під діагоналлю квадрата (рис. 2.3.2).

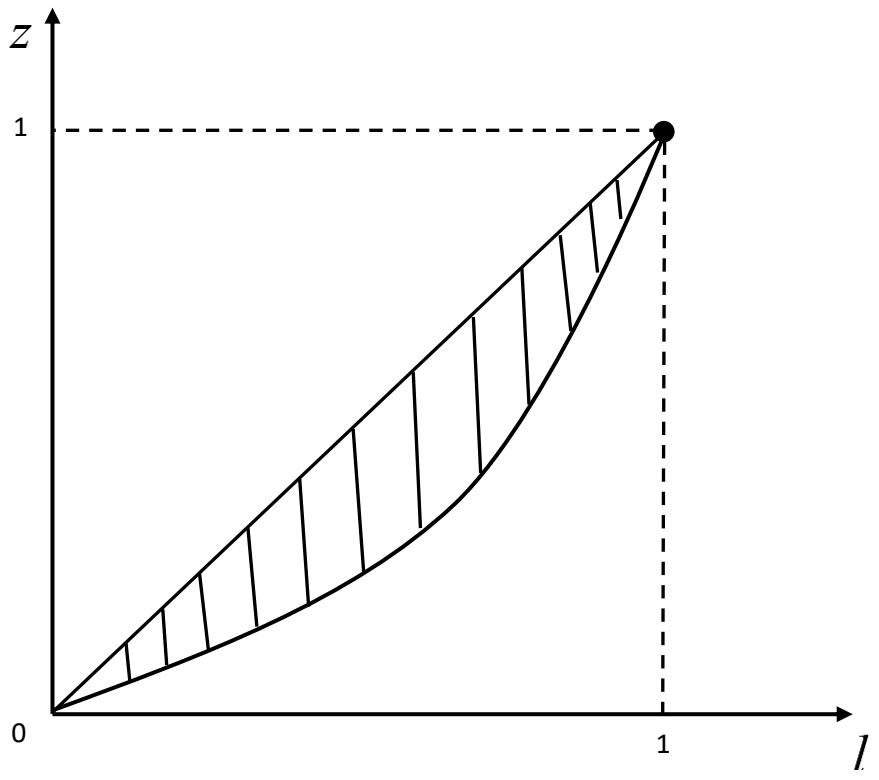


Рис. 2.3.2. Ілюстрація фігури, обмеженої кривою Лоренца та діагоналлю одиничного квадрата

Крива Лоренца може збігтися з діагоналлю лише тоді, коли всі елементи (зазвичай члени) суспільства мають однакові значення показника добробуту, що неможливо. Площа заштрихованої на рис. 2.3.2 фігури демонструє характер розподілу добробуту у суспільстві: менша площа фігури означає, що розподіл є ближчим до рівномірного, і навпаки більша площа фігури означає, що розподіл більш суттєво відрізняється від рівномірного.

Подвоєна площа зазначеної фігури (або відношення площі заштрихованої фігури до площі трикутника, у якому ця фігура знаходиться) називається коефіцієнтом Джині Jn та є характеристикою нерівномірності розподілу (показник Jn запропонований у 1912 році італійським статистиком і демографом Коррадо Джині). Обчислюється цей коефіцієнт за формулою (2.3.5):

$$Jn = 2\int_0^1 \left(l - z(l)\right) dl. \qquad (2.3.5)$$

У ідеальній ситуації, коли розподіл рівномірний, $z(l) = l$ і $Jn = 0$. Для наведеного вище прикладу $\left(z(l) = l^3\right)$ $Jn = 2\int_0^1 \left(l - l^3\right) dy = \frac{1}{2}$.

Прийнято вважати, що при $Jn > 0.2$ розподіл показника добробуту у суспільстві уже є вкрай нерівномірним, що є передумовою соціальних потрясінь. Отже, при $z(l) = l^3$ маємо саме такий випадок $(Jn = 0.5)$. Інколи під коефіцієнтом Джині розуміють лише площу заштрихованої фігури (рис. 2.3.2). Якщо цю площу позначити через Jn^*, то $Jn^* = \frac{1}{2} Jn$.

Коефіцієнт Джині є кількісною оцінкою диференціації рівня добробуту, зокрема доходів населення досліджуваної країни чи регіонів, тому його використання з цією метою є оправданим як у світовій, так і вітчизняній практиці. Однак висновки, які можна зробити на основі цього коефіцієнта повинні бути критично осмислені. Це пов’язано з тим, що коефіцієнт Джині залежить від кривої Лоренца, а рівень її адекватної побудови часто є невисоким. Раніше було уже зазначено, що точно побудувати криву Лоренца складно із-за неможливості отримати адекватну інформацію про статки елементів суспільства. У зв’язку з цим інколи крива Лоренца може ілюструвати значну диференціацію добробуту (доходів, багатства) населення, а коефіцієнт Джині дещо згладжувати цю диференціацію, показуючи кращий результат.

На основі джерела [103] на рис. 2.3.3 проілюстровано динаміку (у %) коефіцієнтів (індексів) Джині для десяти європейських країн (Польщі, Румунії, Словаччини, Чехії, Болгарії, Греції, Німеччини, Франції, Австрії, Угорщини) за

два роки (2017 р., 2018 р.), а на рис. 2.3.4 на основі [269] – динаміку коефіцієнтів Джині в Україні за 2010-2018 рр.

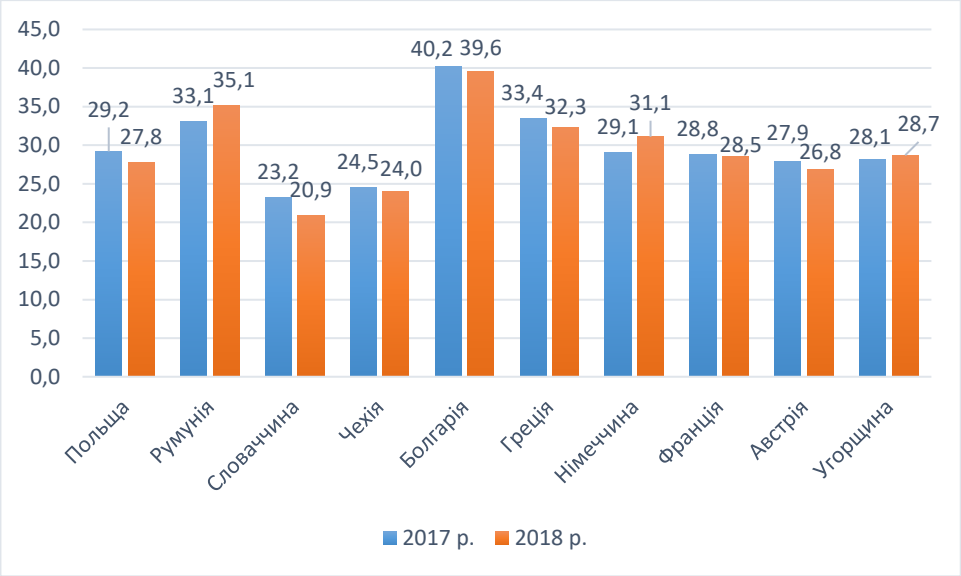


Рис. 2.3.3. Динаміка (у %) коефіцієнтів Джині для десяти європейських країн за 2017-2018 рр.

Серед зазначених європейських країн зменшення значення цього коефіцієнта спостерігається для Польщі, Словаччини, Чехії, Болгарії, Греції, Франції, Австрії, а збільшення – для Румунії, Німеччини, Угорщини. Динаміка коефіцієнтів Джині в Україні за досліджуваний період часу досить нелінійна, а що стосується двох останніх років, то цей коефіцієнт майже не змінився (у 2018 р. зріс на 0,1%). Порівняння коефіцієнтів Джині для України із відповідними коефіцієнтами для зазначених європейських країн показує, що Україна випередила у 2017 р. та 2018 р. Угорщину, Австрію, Францію, Німеччину, Грецію, Болгарію, Польщу, Румунію. Лише Словаччина та Чехія показали кращий результат. Інакше кажучи, за коефіцієнтом Джині у 2017-2018 рр. Україна потрапила у трійку лідерів країн з найнижчою нерівністю доходів населення. Але зробити висновок про те, що між бідними та багатими в Україні існує незначна різниця, не можна. Тобто на основі коефіцієнта Джині зробити висновок про рівень та якість життя без додаткової інформації не вдається. Показово, що навіть такі багаті країни як Німеччина та Франція мають більші значення коефіцієнта Джині, хоча рівень та якість життя людей у цих країнах

значно вищі порівняно з Україною. Ці та інші країни із розвинутими економіками проводять постійну політику соціального захисту населення, вирівнювання його доходів тощо.

Очевидно, що наведені приклади оцінювання нерівномірності розподілу наглядно підтверджують наявність та складність проблеми адекватної побудови кривої Лоренца (а значить, і визначення коефіцієнта Джині), яка залежить не тільки від якості відповідних вибіркових обстежень елементів суспільства (домогосподарств), але й від інших, можливо значно глибших причин економічного, соціального та екологічного характеру, з'ясування та дослідження яких є актуальним для науки. Крім того, аналіз коефіцієнтів Джині для країн з різним рівнем розвитку економіки переконливо доводить необхідність використання для вивчення диференціації населення країни за доходами та іншими показниками добробуту комплексної методики, яка б, крім коефіцієнтів Джині, мала у своєму арсеналі також інші методологічні підходи та інструментальні засоби.

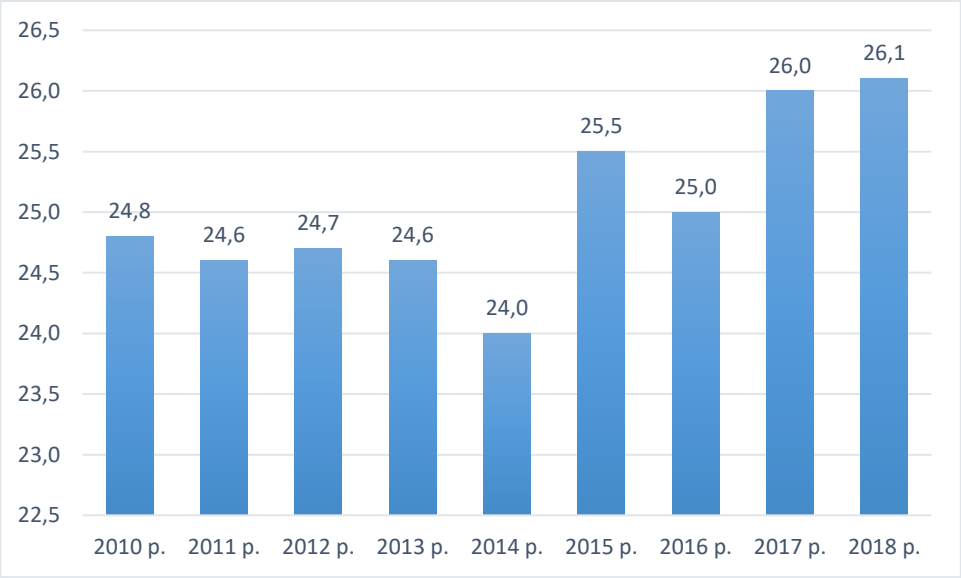


Рис. 2.3.4. Динаміка коефіцієнтів Джині для України за 2010-2018 рр.

Характеристикою нерівномірного розподілу є також індекс Робіна Гуда (або індекс Гувера) Rh, під яким розуміється довжина найбільшого вертикального відрізка, що з'єднує криву Лоренца з діагоналлю одиничного

квадрата. Отже, індекс Робіна Гуда (Гувера) – це величина $Rh = l^* - z(l^*)$, де $l^* \in [0,1]$ – точка максимуму різниці $\left[l - z(l)\right]$. Зауважимо, що за останні роки в Україні коефіцієнт Джині один із найнижчих у Європі (приблизно 0.25), що як уже було сказано, звичайно неадекватно співвідноситься з реальністю. Така невідповідність пояснюється тим, що офіційні дані не враховують високий рівень тінізації української економіки, неякісні статистичні дані про доходи найбагатших і найбідніших членів суспільства, на яких ґрунтується оцінка ряду міжнародних інститутів. Тому реальна картина стає спотвореною.

Зазначимо також, що розподіли за різними показниками добробуту, наприклад за доходами і багатствами різні. Найбільш нерівномірно у світі розподілено багатство, а не доходи. Найпростіше побудувати емпіричну криву Лоренца не у випадку дослідження розподілу за багатством (статистичні дані отримати складно), а у інших випадках, наприклад, у випадку розподілу грошових доходів. Для цього достатньо розбити населення країни (чи регіону) на певну кількість груп, наприклад на п’ять 20-процентних (тоді кожна частина називається квантилем) чи десять 10-процентних груп (тоді кожна частина називається децилем), і для кожної з цих груп на основі реальної статистичної інформації встановити їх відсоток у сукупному доході всього населення. Після цього побудова емпіричної кривої Лоренца є елементарною задачею. Наприклад, якщо населення країни поділене на п’ять груп, що складають відповідно 10%, 25%, 30%, 25% та 10% від чисельності усього населення, причому на кожну з цих груп припадає відповідно 3%, 7%, 15%, 25% та 50% сукупного доходу (с.к.), то це означає, що 10% населення має 3% с.к., 35% – 10% с.к., 65% – 25% с.к., 90% – 50% с.к. і 100% – 100% с.к. Відклавши на осі абсцис (Ol) отримані кумулятивні частки населення, а на осі ординат (Oz) – отримані кумулятивні частки сукупного доходу, матимемо на площині координат точки $(0,0)$, $(0.1,0.03)$, $(0.35,0.1)$, $(0.65,0.25)$, $(0.9,0.5)$, $(1,1)$, які будуть вершинами ламаної, що власне і є емпіричною кривою Лоренца. Нескладно підрахувати, що коефіцієнт Джині (для

цього прикладу) $Jn = 0.522$. Він є досить значним, тому у даному прикладі розподіл доходів є дуже нерівномірним.

Доповнюючи вищесказане про криву Лоренца, необхідно закцентуватися на тому, що крива Лоренца дає достатньо повне та адекватне уявлення про розшарування елементів суспільства за доходами. Ступінь цієї повноти, як уже було сказано раніше, суттєво залежить від достовірності статистичних даних про частки загального доходу, що належать різним групам населення. Проблема даних має свої особливості, які найперше пов'язані не стільки з наявністю чи ненаявністю відповідної інформації, скільки з її адекватністю. При дослідженні статків деяких кластерів суспільства така інформація апріорі є неадекватною, тому приходиться зазвичай коригувати ці дані за допомогою експертних оцінок, після чого одержувати наближені дані, на основі яких будують відповідні криві Лоренца та застосовують їх на практиці.

Відносно кривої Лоренца потрібно зазначити також, що у статистичних щорічниках і інших статистичних матеріалах не дається готова інформація, яка дає можливість побудувати цю криву. Інакше кажучи, немає даних про кумулятивні частки населення та відповідні їх кумулятивні частки сукупного доходу. У зв'язку з цим дослідники часто для побудови кривої Лоренца використовують класичний соціологічний підхід, тобто проводять вибіркове обстеження доходів населення на одну людину, а потім на основі результатів опитування формують відповідні кластери населення та доходів для побудови кривої Лоренца. Звичайно, що отримані результати опитування є певним статистичним рядом, який повинен бути додатково вивчений методом статистичного аналізу. Міра відповідності одержаних вибіркових даних реальній інформації також повинна бути досліджена, тому що домогтися репрезентативності вибіркової сукупності – це основна задача у вибіркових дослідженнях.

У плані еколого-економічного моделювання процесів диференціації доходів і добробуту у цілому населення країни чи регіону принципово важливо, щоб усі показники добробуту містили екологічну складову, а при проведенні вибіркових досліджень обов'язково включалися питання про екологію умов життя людини, її

відношення до проблем екологізації економіки та умов життєдіяльності тощо, на основі яких можна було б зробити певні висновки про коригування результатів опитування з метою підвищення ступеня їх адекватності.

Вище було зазначено, що на практиці крива Лоренца будується на основі дискретних розподілів доходів. У цьому випадку коефіцієнт або індекс Джині знаходиться за формулою (згідно з методикою Держстату)

$$Jn = 1 - 2\sum_{i=1}^{5(10)} l_i \, cumz_i + \sum_{i=1}^{5(10)} l_i z_i, \qquad (2.3.6)$$

де l_i – частка населення i – ої групи у загальній кількості населення, z_i – частка доходів i – ої групи населення, $cumz_i$ – кумулятивна частка доходів i – ої групи.

Формула (2.3.6) узгоджена із традиційним для статистичних звітів розбиттям усього населення на квінтилі (5 груп) або децилі (10 груп). При цьому кожна група населення має однакову чисельність або елементів суспільства, якщо йдеться про домогосподарства. Отже, якщо відомий дискретний кумулятивний розподіл доходів чи інших показників добробуту, то за формулою (2.3.6) можна знайти коефіцієнт Джині. Крім того, на основі дискретного розподілу також можна оцінити інші коефіцієнти (індекси) суспільної нерівності, зокрема децильний коефіцієнт або коефіцієнт Рейнбоу Rn, індекс Робін Гуда Rh і ін. Але для знаходження перелічених вище коефіцієнтів (індексів) обов’язково потрібно мати криву Лоренца, яку, як уже було неодноразово підкреслено, побудувати нелегко.

Тому ряд науковців здійснили спробу розробити методику знаходження коефіцієнта Джині без прямого використання кривої Лоренца. Наприклад, автори дослідження [127] пропонують формулу для знаходження коефіцієнта Джині, яка використовує формулу трапеції для наближеного обчислення визначеного інтеграла. Така методика у ряді ситуацій цілком допустима та дає допустимі результати для оцінювання розшарування суспільства за доходами, але вона також пов’язана як із похибками вихідної статистичної інформації, так із похибками математичного характеру, що змушує критично відноситися до

кінцевих результатів і відповідних висновків щодо реальної поляризації досліджуваного суспільства за доходами чи статками у цілому.

Ще раз підкреслимо, що коефіцієнт Джині широко використовується з метою порівняння розподілів різних прошарків суспільства за доходами чи багатством у цілому. Коефіцієнт Джині може бути однаковим для різних економік, що аж ніяк не може свідчити про однакові закони розподілу та однакову якісну характеристику цих економічних систем. Значення коефіцієнта Джині також суттєво залежить від методики та точності його обчислення. Інакше кажучи, здійснити адекватний порівняльний аналіз розподілу доходів, багатства чи будь-якого іншого показника добробуту у різних країнах або навіть регіонах тільки за допомогою коефіцієнта Джині складно або й неможливо. Тут потрібна більш комплексна методика.

Аналіз поведінки кривої Лоренца має надзвичайно важливе значення для розуміння соціально-економічної кластеризації елементів суспільства та її наслідків. Наприклад, якщо у суспільстві велика кількість дуже бідних людей, то початкова ланка кривої Лоренца практично розміщена на осі Ol (рис. 2.3.5). Натомість невеличка кількість дуже багатих людей (олігархів) приводить до того, що кінцева ланка кривої Лоренца майже збігається із прямою $l = 1$ (рис. 2.3.5).

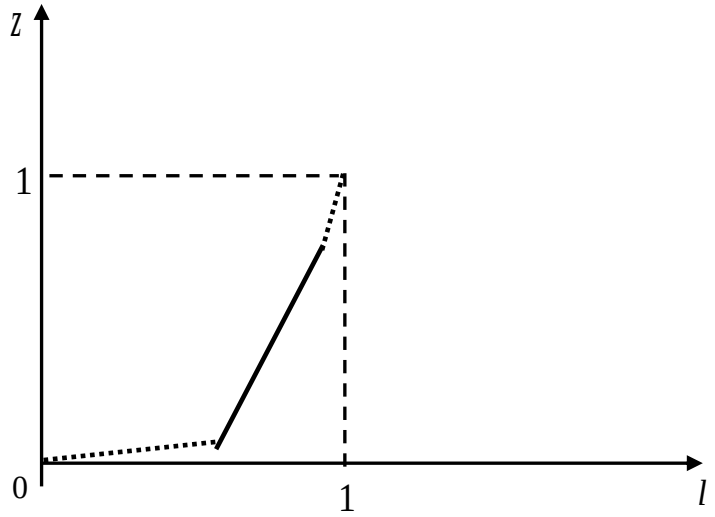


Рис. 2.3.5. Ілюстрація кривої Лоренца для суспільства з великою кількістю дуже бідних і невеличкою кількістю дуже багатих людей

З'ясуємо також зв'язок між функцією розподілу $l(z)$ та функцією (кривою) Лоренца $z(l)$. Якщо функція Лоренца $z(l)$ (залежність кумулятивної частки відповідного показника добробуту від кумулятивної частки населення) побудована, то обернена до неї функція $l(z)$, тобто функція

$$l(z) = \int_0^z \rho_l(x)dx, \tag{2.3.7}$$

є фактично розв'язком диференціального рівняння

$$\frac{dl}{dz} = \rho_l(z) = \frac{1}{dz/dl}, \tag{2.3.8}$$

який задовольняє крайові умови $l(0) = 0$, $l(1) = 1$.

Очевидно, у (2.3.8) використана формула знаходження похідної від функції, яка є оберненою до функції (2.3.7). Аналогічно, якщо відома диференційовна функція $l(z)$, то функція

$$z(l) = \int_0^l \rho_z(x)dx, \tag{2.3.9}$$

де $\rho_z(l) = z'(l)$,

є розв'язком рівняння

$$\frac{dz}{dl} = \frac{1}{dl/dz}, \tag{2.3.10}$$

який задовольняє відповідні крайові умови.

У справедливості співвідношень (2.3.7)-(2.3.10) легко переконатися на конкретних прикладах (хоча знаходження оберненої функції у цих прикладах є елементарною задачею, розв'язання якої не потребує використання формул (2.3.7)-(2.3.10)).

1. Нехай побудована функція Лоренца $z(l) = l^2$ $(l, z \in [0,1])$. Тоді $dz/dl = 2l$ і

$$\frac{dl}{dz} = \frac{1}{dz/dl} = \frac{1}{2l}$$

або

$$2ldl = dz, \quad \int 2ldl = \int dz + C, \quad l^2 = z + C,$$

тобто $l(z) = \sqrt{z} \quad (l, z \in [0,1])$, оскільки із крайових умов $(z(0) = 0,\ z(1) = 1)$ випливає, що $C = 0$.

З іншого боку, якщо відома функція $l(z) = \sqrt{z} \quad (l, z \in [0,1])$, то

$$\frac{dz}{dl} = \frac{1}{dl/dz} = \frac{1}{1/(2\sqrt{z})}$$

і відповідно

$$\frac{dz}{2\sqrt{z}} = dl, \quad \int \frac{dz}{2\sqrt{z}} = \int dl + C, \quad \sqrt{z} = l + C$$

або із урахуванням того, що $C = 0$, остаточно отримуємо $z(l) = l^2$ $(l, z \in [0,1])$.

2. Якщо $z(l) = l^3$, то

$$\frac{dz}{dl} = 3l^2, \quad \frac{dl}{dz} = \frac{1}{dz/dl} = \frac{1}{3l^2}, \quad 3l^2 dl = dz,$$

$$\int 3l^2 dl = \int dz + C, \quad l^3 = z + C, \quad l = \sqrt[3]{z} \quad (l, z \in [0,1]),$$

оскільки крайові умови задовольняються лише при $C = 0$.

Припустивши наявність функції $l(z) = \sqrt[3]{z} \quad (l, z \in [0,1])$, аналогічно отримаємо обернену до неї функцію Лоренца $z(l) = l^3$.

3. Попередні два приклади стосувалися розподілу відносної величини показника добробуту. Розглянемо приклад, пов'язаний з розподілом $l(z)$ абсолютної величини показника добробуту $(l \in [0,1],\ z \in [0, \bar{Z}])$. Нехай $l(z) = \sqrt{z}/\sqrt{\bar{Z}}$. Тоді

$$\frac{dl}{dz} = \frac{1}{2\sqrt{\bar{Z}} \cdot \sqrt{z}}, \quad \frac{dz}{dl} = \frac{1}{dl/dz} = \frac{1}{1/\left(2\sqrt{\bar{Z}} \cdot \sqrt{z}\right)},$$

$$\frac{dz}{2\sqrt{\bar{Z}} \cdot \sqrt{z}} = dl, \quad \int \frac{dz}{2\sqrt{\bar{Z}} \cdot \sqrt{z}} = \int dl + C, \quad \frac{\sqrt{z}}{\sqrt{\bar{Z}}} = l + C$$

або $z(l)=\bar{Z}l^2$ $(l\in[0,1],\ z\in[0,\bar{Z}])$, бо крайові умови $(z(0)=0,\ z(1)=\bar{Z})$ виконуються при $C=0$.

Маючи у наявності функцію $z(l)=\bar{Z}l^2$ $(l\in[0,1],\ z\in[0,\bar{Z}])$, скористаємося співвідношенням (2.3.8) та отримаємо функцію розподілу $l(z)=\sqrt{z}/\sqrt{\bar{Z}}$ $(l\in[0,1],\ z\in[0,\bar{Z}])$.

Зауважимо також, що на основі функції (кривої) Лоренца можна також визначити інші функції, які мають чітку соціально-економічну інтерпретацію та можуть бути використані при дослідженні проблем добробуту суспільства, середнього класу тощо. Наприклад, якщо потрібно знати частку Δl $(\Delta l\in[0,1])$ найбільш багатих людей, які володіють часткою Δz усього сукупного доходу (чи багатства), то

$$\Delta z=1-z(1-\Delta l),$$

що власне проілюстровано на рис. 2.3.6.

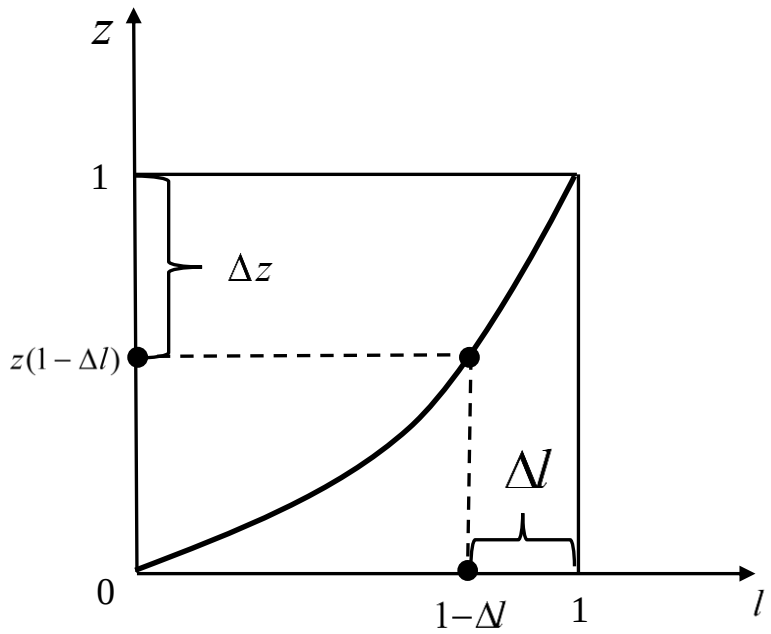


Рис. 2.3.6. Ілюстрація до визначення функції $\Delta z=\Delta z(\Delta l)$

Позначивши $\Delta l = \tilde{l}$, $\Delta z = \tilde{z}$, конкретизуємо функцію $\Delta z = \Delta z(\Delta l)$ як $\tilde{z}\left(\tilde{l}\right) = 1 - z\left(1 - \tilde{l}\right)$. Якщо функція Лоренца двічі диференційовна, то $\tilde{z}' = z'\left(1 - \tilde{l}\right) > 0$, $\tilde{z}'' = -z''\left(1 - \tilde{l}\right) < 0$, тобто на відрізку $[0,1]$ функція $\tilde{z}\left(\tilde{l}\right)$ монотонно зростає та опукла вгору. Знаючи функцію $\tilde{z}\left(\tilde{l}\right)$, легко знайти функцію $z(l)$, оскільки $\tilde{z}\left(1 - \tilde{l}\right) = 1 - z\left(1 - \left(1 - \tilde{l}\right)\right) = 1 - z\left(\tilde{l}\right)$ або $z(l) = 1 - \tilde{z}(1 - l)$. Знання функції $\tilde{z}\left(\tilde{l}\right)$ важливе у плані визначення відношень часток людей з найбільшими статками до часток людей з найменшими статками. Як відомо одним із такого типу відношень є коефіцієнт Рейнбоу.

Крім функції $\tilde{z}\left(\tilde{l}\right)$, при дослідженні розподілів елементів суспільства за показниками добробуту, зокрема при вивченні сутності та розміру середнього класу у суспільстві, важливе значення має також функція

$$\bar{z}(\varepsilon) = z\left(\bar{l} + \varepsilon\right) - z\left(\bar{l} - \varepsilon\right).$$

Значення $\bar{z}(\varepsilon)$ – це та частина суспільного багатства, якою володіє частина суспільства із $\varepsilon -$околу точки $\bar{l} \in (0,1)$.

Оскільки аргумент функції Лоренца набуває значень із відрізка $[0,1]$ $(0 \le \bar{l} + \varepsilon \le 1,\ 0 \le \bar{l} - \varepsilon \le 1)$, то $\varepsilon \in \left[0, \min\left(\bar{l}, 1 - \bar{l}\right)\right]$. Функція $\bar{z}(\varepsilon)$ зростає, причому $\bar{z}(0) = 0$. При $\varepsilon = \bar{l}$ та $\varepsilon = 1 - \bar{l}$ функція набуває значень $\bar{z}\left(\bar{l}\right) = z\left(2\bar{l}\right)$ та $\bar{z}\left(1 - \bar{l}\right) = z(1) - z\left(2\bar{l} - 1\right) = 1 - z\left(2\bar{l} - 1\right)$. Одне із цих значень буде значенням функції у правій граничній точці допустимого відрізка. Наприклад, при $\bar{l} = 1/2$ маємо $\min\left(\bar{l}, 1 - \bar{l}\right) = 1/2$, $\bar{z}\left(\bar{l}\right) = z(1) = 1$, $\bar{z}\left(1 - \bar{l}\right) = 1 - z(1 - 1) = 1$. Якщо $z(l) = l^2$, то $\bar{z}(\varepsilon) = 4\bar{l}\,\varepsilon$ $\left(\bar{z}'(\varepsilon) = 4\bar{l} > 0,\ \bar{z}''(\varepsilon) = 0\right)$, а якщо $z(l) = l^3$, $\bar{z}(\varepsilon) = 2\varepsilon^3 + 6\bar{l}^2\varepsilon$ $\left(\bar{z}'(\varepsilon) = 6\varepsilon^2 + 6\bar{l}^2 > 0,\ \bar{z}''(\varepsilon) = 12\varepsilon > 0\right)$. Наведені приклади підтверджують

зростання функції $\overline{z}(\varepsilon)$, але у першому випадку ця функція не має строго визначеного напрямку опуклості, а у другому – вона опукла вниз. Ще раз підкреслимо, що розглянуті вище функції, як і функція (крива) Лоренца, використовуються при дослідженні диференціації суспільства на різні за добробутом прошарки.

2.4. Застосування кривої Лоренца до визначення середнього класу

Для суспільства принципово важливим є існування середнього класу, тобто тієї групи його елементів (членів), яка є достатньо забезпеченою у матеріальному плані, а значить незалежною. Середній клас забезпечує стабільність та стійкість соціально-економічного розвитку.

Середній клас у світі охоплює мільярди людей, але навіть у ряді багатих країн Європи, а також Сполучених Штатах середній клас частіше всього зазнає збитків у випадку економічних криз та політичних потрясінь. У цілому сьогодні спостерігається спадання відсотка середнього класу у багатих країнах і зростання у бідних країнах і деяких країнах з перехідною економікою. Різко зріс середній клас у країнах Азії, зокрема у Китаї та Індії, де ринок покупців середнього класу щорічно зростає на декілька відсотків.

Що стосується середнього класу в Україні, то тут особлива ситуація. ВВП, середня зарплата та рівень доходів населення нібито зростають, а середній клас зменшується. До того ж, український середній клас суттєво відрізняється від аналогічного класу на Заході, незважаючи на те, що головні критерії його визначення ті ж самі: матеріальний достаток, освіта, активна громадянська позиція. Справа у тому, що є цілий ряд додаткових критеріїв, яким наші середняки не відповідають (наприклад, наявність заощаджень у банку, можливість дати своїм дітям платну освіту, отримати великий кредит, можливість щорічного відпочинку за кордоном і ін.). Інакше кажучи, крім певних базових потреб, середній клас повинен бути здатним задовольнити значно ширше коло потреб, на що власне кажучи у більшості наших середняків статків не вистачає. Крім того, середній клас бере активну участь у соціальних і

політичних процесах своєї країни. У нас, навпаки спостерігається зниження такої активності, що також свідчить про слабкий середній клас. З іншого боку, середній клас в Україні не зростає (а насправді зменшується) також у зв'язку із трудовою міграцією, постійними інфляційними процесами, зменшенням населення.

Середньому класу в Україні потрібна потужна підтримка держави, стратегічні програми якої повинні бути спрямовані на швидке зростання кількості робочих місць, модернізацію освіти, індустріалізацію економіки тощо. У цьому сенсі зростання середнього класу у країнах з активною промисловою політикою (наприклад, Японія, Мексика, Тайвань, Південна Корея, Індія, Китай, Польща) є закономірністю. Отже, для зміцнення та зростання середнього класу в Україні теж потрібна проактивна економічна політика держави. Ліберальні реформи та інші заходи в економіці можуть позитивно вплинути на формування середнього класу у країнах великого капіталу, зокрема країнах Заходу. На відміну від них, в Україні економічний лібералізм повинен бути підсилений відповідною цілеспрямованою діяльністю держави щодо кількісного та якісного зростання середнього класу як фундаментальної основи для розвитку економіки та більш справедливої соціально-економічної кластеризації суспільства.

Проактивна діяльність держави повинна стосуватися також розв'язання проблеми трудової міграції, яка для України стає все більш загрозливою. У нас уже насправді не вистачає фахівців робочих спеціальностей. Велика кількість таких фахівців працює у інших країнах світу, зміцнюючи своїми «руками» та «мізками» економіки цих країн. Сьогодні, крім експорту сировинних ресурсів, Україна стала ще й країною, яка експортує інтелектуальну сировину, тому держава повинна все робити для того, щоб виграти конкурентну боротьбу за свої, у першу чергу, людські ресурси. Це можливо лише тоді, коли активна та креативна частина нашого суспільства матиме всі можливості вдома досягти як мінімум рівня середнього класу, співставного у сенсі статків і можливостей із середнім класом європейських країн.

Що стосується самого поняття «середній клас», то однозначності при його визначенні немає, хоча його зміст практично у більшості дослідників однаковий [3, 7, 22, 119, 123, 132, 168, 183, 191, 201, 203, 204]. Можна припустити [35, 149], що у суспільстві є середній клас, якщо сумарна частина усіх елементів суспільства, частки яких належать відрізку $[1/4, 3/4]$, володіє як мінімум половиною суспільного багатства, тобто, якщо $z(3/4) - z(1/4) \geq 1/2$. Виходячи із цього визначення, наприклад у суспільстві з функцією Лоренца $z(l) = l^3$ середнього класу немає, оскільки $z(3/4) - z(1/4) = \ = (3/4)^3 - (1/4)^3 = 13/32 < 1/2$. Інакше кажучи, у цьому суспільстві четверть його елементів володіє більшою частиною усього суспільного багатства, а саме $z(1) - z(3/4) = 1 - 27/64 = 37/64$. Цей приклад доводить, що таке визначення середнього класу потребує вдосконалення, оскільки наявність середнього класу повинна зменшувати нерівномірність розподілу. Тому у [35, 149] було прийнято, що середній клас у суспільстві існує, якщо

$$z\left(\frac{3}{4}\right) - z\left(\frac{1}{4}\right) \geq 1/2, \quad z'\left(\frac{3}{4}\right) \Big/ z'\left(\frac{1}{4}\right) \leq 10. \qquad (2.4.1)$$

Співвідношення (2.4.1) означають, що середній клас не тільки володіє як мінімум половиною суспільного багатства, але й є менш-більш однорідним, тобто його елементи (члени) мають приблизно однакові значення показника добробуту. Умови (2.4.1) виконуються, наприклад для функції $z(l) = l^2$. Сенс допоміжного обмеження, тобто другої нерівності (2.4.1), полягає у тому, щоб зменшити коефіцієнт Jn, а значить, нерівномірність розподілу. Інакше кажучи, серед функцій Лоренца $z(l) = l^3$, $z(l) = l^2$, $z(l) = \sqrt{l^3}$ «найкращою» є остання функція, оскільки $\sqrt{(3/4)^3} - \sqrt{(1/4)^3} \approx 0{,}52 > 0{,}5$ і $\sqrt{3/4} \Big/ \sqrt{1/4} \approx 0{,}37 < 10$, тобто умови (2.4.1) виконуються, а коефіцієнт $Jn = 0.2$, тобто є меншим від коефіцієнтів Джині для функцій $z(l) = l^3$ та $z(l) = l^2$ ($Jn = 1/2$ та $Jn = 1/3$ відповідно). Наведені приклади підтверджують той факт, що поняття середнього класу для кожного суспільства може мати свої особливості та обмеження, тобто

умови (2.4.1) можна замінити більш жорсткими умовами, які характеризують більш справедливе та ідеалізоване суспільство.

Отже, суспільство зацікавлене мати якомога більший середній клас. Якщо у суспільства є середній клас (згідно із прийнятим вище визначенням), то коефіцієнт Джині $Jn \le 1/2$. Цей факт встановлено у роботі [35]. Частина елементів суспільства, які володіють приблизно однаковими значеннями показника добробуту (ліквідними заощадженнями, доходами тощо), утворює окремий однорідний прошарок (рис. 2.4.1), для якого оцінку коефіцієнта Джині можна покращити. Згідно із результатами [35] $Jn \le 7/32$, якщо у суспільства є середній клас і суспільство над відрізком $[1/4, 3/4]$ фактично є таким прошарком.

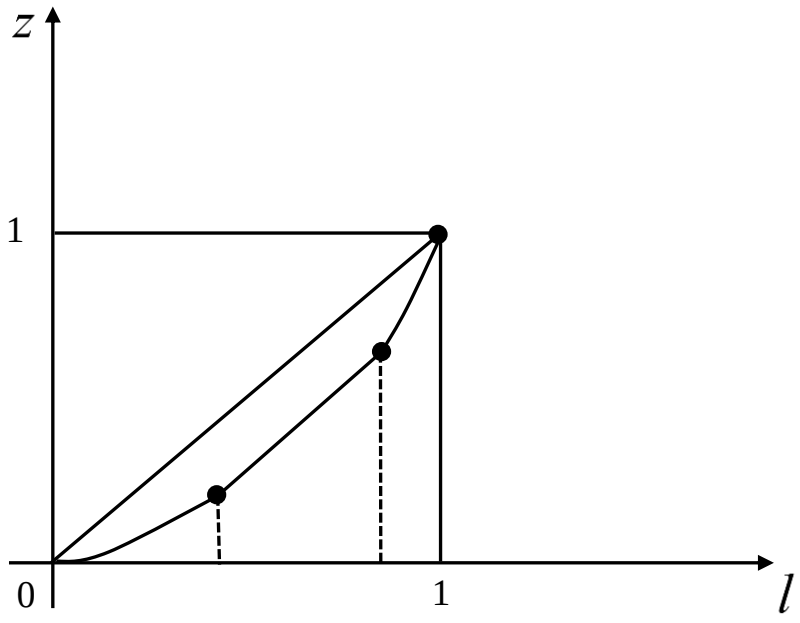


Рис. 2.4.1. Ілюстрація кривої Лоренца для суспільства з однорідним прошарком елементів

Виявляється також, що використане вище означення середнього класу має ще один недолік. Він полягає у тому, що для довільної кривої Лоренца, що складається з двох ланок (ламаної лінії з вершинами у точках $(0,0)$, (a,b), $(1,1)$) $z(3/4) - z(1/4) < 1/2$ при $a > 1/2$, $b < a$, тобто середнього класу не існує. Оскільки

такі ламані часто розміщені достатньо близько до лінії рівномірного розподілу $(z=l)$, для якої $z(3/4)-z(1/4)=1/2$, то невеличкі зміщення цієї лінії можуть привести до кривих Лоренца, для яких середнього класу немає. У роботі [182] показано, що причиною цього є нестрогість нерівності $z(3/4)-z(1/4)\geq 1/2$. Ввівши величину $d(z)=\frac{1}{2}-\left(z(3/4)-z(1/4)\right)$, названу дефіцитом середнього класу, що відповідає даній кривій Лоренца $z=z(l)$, і позначивши через $d(Jn)$ максимальне значення величини $d(z)$ серед усіх кривих Лоренца із даним коефіцієнтом Джині Jn, там же було встановлено такий результат:

1) якщо $Jn\geq 3/4$, то $d(Jn)=1/2$;

2) якщо $Jn<3/4$, то $d(Jn)=\frac{2}{3}Jn$,

причому це значення досягається на кривій Лоренца, яка є ламаною, що складається з двох ланок, у якій перша координата середньої вершини дорівнює $3/4$. Звичайно, поняття середнього класу потребує подальшого дослідження. Зауважимо лише, що у різних країнах світу середній клас має різні кількісні та якісні характеристики, які до того ж мають різну динаміку у часі. Наприклад, за останній період частка людей європейських країн, які належать до середнього класу, скорочується (до середнього класу належать від 23% до 40% європейських сімей). Дещо ширшим є середній клас у США (від 25% до 66% сімей), хоча його зміна у часі має свою специфіку. Якщо йдеться про Україну, то деякі вітчизняні дослідники вважають, що середній клас складає від 5% до 15% [138], інші оцінюють середній клас майже у 25%, але у будь-якому разі впливового середнього класу в Україні ще немає. Крім майнових статків, для українців важливими ознаками середнього класу є також рівень освіти, культури тощо, тому за результатами різних соціологічних опитувань відсоток українців, які відносять себе до середнього класу значно більший, ніж насправді, хоча всі ці дані мають суб’єктивний характер. Але наша мета – незмінна. Це побудова суспільства із панівним середнім класом, який є основою справедливої у певному

соціальному сенсі держави та одномодальності соціально-економічної структури суспільства.

У зв'язку з неоднозначністю середнього класу у різних суспільствах (у різних країнах) узагальнимо це поняття [88], а саме під середнім класом будемо вважати такий прошарок (проміжок) $[l_1, l_2]$ суспільства, для якого $z(l_2) - z(l_1) = z^*$, $z^* \in (0,1)$ – мінімальне значення показника добробуту, яке характеризує середній клас (тобто у більш загальному випадку $z(l_2) - z(l_1) \geq z^*$). Це означає, що середній клас можна задати параметрами l_1, l_2, $z_1 = z(l_1)$, z^* або l_1, l_2, $z_2 = z(l_2)$, z^* (при цьому $z_2 = z(l_2) = z_1 + z^*$ або $z_1 = z(l_1) = z_2 - z^*$).

Оцінимо коефіцієнт Джині, врахувавши методику [35], для середнього класу, який визначається параметрами l_1, l_2, $z_1 = z(l_1)$, z^* $(z^* \in (0,1))$, тобто такого прошарку суспільства, для якого $z(l_2) - z(l_1) = z^*$, $z^* \in (0,1)$ (тоді $z_2 = z(l_2) = z(l_1) + z^* = z_1 + z^*$). Для встановлення верхньої оцінки для коефіцієнта Джині Jn скористаємося наведеною на рис. 2.4.2 ілюстрацією.

Очевидно, параметру l_1 відповідає на кривій Лоренца точка $F(l_1, z_1)$, а параметру l_2 – точка $H(l_2, z_2)$. Провівши через точки F, H та A, H прямі L_1^* і L_2^*, позначимо через $\varphi_1 = \angle KHP$, $\varphi_2 = \angle AHP$. Довільна дотична LE (пряма L^*) до кривої Лоренца, що проходить через точку H, утворює з віссю абсцис кут $\varphi = \angle PHL$. При цьому $\varphi_1 < \varphi < \varphi_2$, тому $tg\varphi_1 < tg\varphi < tg\varphi_2$ або $k_1 < k < k_2$, де k_1, k, k_2 – відповідно кутові коефіцієнти прямих L_1^*, L^*, L_2^*.

Оскільки координати точок H, F, A відомі $\left(H(l_2, z_2),\ F(l_1, z_1),\ A(1,1)\right)$, то виписавши рівняння прямих L_1^* та L_2^*, а саме

$$L_1^* : z = \frac{(z_2 - z_1)}{(l_2 - l_1)} l + \frac{(z_1 l_2 - l_1 z_2)}{(l_2 - l_1)},$$

$$L_2^* : z = \frac{(1 - z_2)}{(1 - l_2)} l + \frac{(z_2 - l_2)}{(1 - l_2)},$$

уточнимо ординату точки $K(1,z)$ та абсцису точки $D(l,0)$:

$$l=\frac{l_2-z_2}{1-z_2},\quad z=\frac{z_2-z_1}{l_2-l_1}+\frac{z_1l_2-l_1z_2}{l_2-l_1}.$$

Отже (точка $T(1,z_1)$),

$$k_1=\frac{HC}{CF}=\frac{z_2-z_1}{l_2-l_1},\qquad k_2=\frac{1}{[1-(l_2-z_2)/(1-z_2)]}=\frac{AB}{DB}=\frac{1-z_2}{1-l_2}.$$

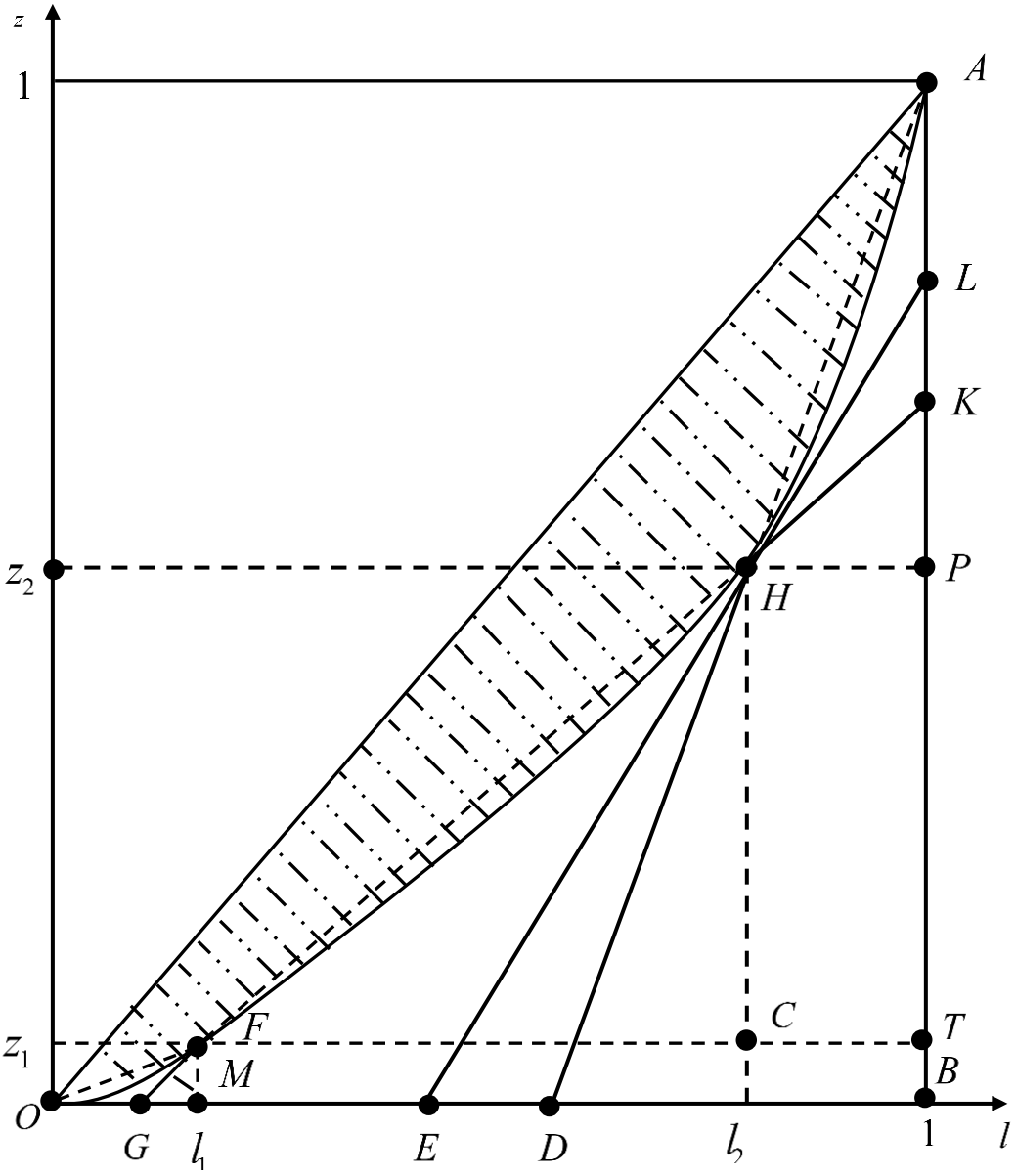


Рис. 2.4.2. Ілюстрація щодо формалізації середнього класу та оцінювання коефіцієнтів Джині та Робіна Гуда

Площа S^* заштрихованої фігури на рис. 2.4.2 не перевищує різниці між площами ΔOAB та ΔBLE, тобто $Jn = 2S^* \le 2\left(\frac{1}{2} - S_{\Delta BLE}\right) = 1 - 2S_{\Delta BLE}$. Із рівняння лінії L^* $(L^* : z = kl + z_2 - kl_2)$ знаходимо $l = l(k)$ та $z = z(k)$ для точок $E(l,0)$ та $L(1,z)$: $l = (kl_2 - z_2)/k$, $z = k + (z_2 - kl_2)$. Отже,

$$S_{\Delta BLE} = \frac{1}{2} BL \cdot BE = \frac{1}{2k}\left[k - (kl_2 - z_2)\right]^2,$$

тому

$$Jn \le 1 - \frac{1}{k}\left[(1 - l_2)k + z_2\right]^2 = 1 + \psi_*(k).$$

Оскільки

$$\psi_*'(k) = -\frac{1}{k^2}\left[(1 - l_2)^2 k^2 - z_2^2\right],\ \psi_*''(k) = -\frac{2z_2^2}{k^3},$$

то у точці екстремуму $\tilde{k} = z_2/(1 - l_2)$ значення $\psi_*''\left(\tilde{k}\right) = -2(1 - l_2)^3/z_2 < 0$. Це означає, що $\tilde{k} = z_2/(1 - l_2)$ – точка максимуму функції $\psi_*(k)$, тому зліва від $\tilde{k}$ ця функція зростає. Легко перевірити, що умови $0 \le k_1 \le \tilde{k} < k_2$ $Jn \ge 0$ виконуються, якщо $(l_1, l_2, z_1, z_2) \in M_1^{(z)} = \{(l_1, l_2, z_1, z_2) : z_2 < 1/2,\ z_2(1 - l_2) \le 1/4,$ $(2l_2 - l_1 - 1)z_2 + (1 - l_2)z_1 \ge 0\}$. Умови $\tilde{k} \ge k_2$, $Jn \ge 0$ справджуються, якщо $(l_1, l_2, z_1, z_2) \in M_2^{(z)} = \{(l_1, l_2, z_1, z_2) : z_2 \ge 1/2,\ z_2 \le l_2\}$. Отже, враховуючи що $\psi_*\left(\tilde{k}\right) = -4z_2(1 - l_2)$ і $\psi_*(k_2) = -(1 - l_2)/(1 - z_2)$, отримаємо таку оцінку для коефіцієнта Jn:

$$Jn \le \begin{cases} 1 + \psi_*\left(\tilde{k}\right) = 1 - 4z_2(1 - l_2), \text{ якщо } \tilde{k} < k_2 \ \left((l_1, l_2, z_1, z_2) \in M_1^{(z)}\right), \\ 1 + \psi_*(k_2) = 1 - (1 - l_2)/(1 - z_2), \text{ якщо } \tilde{k} \ge k_2 \ \left((l_1, l_2, z_1, z_2) \in M_2^{(z)}\right). \end{cases} \quad (2.4.2)$$

Наприклад, при $l_1 = 1/4$, $z_1 = 0$, $l_2 = 3/4$, $z_2 = 1/2$ всі обмеження на параметри виконуються і згідно з (2.4.2) коефіцієнт Джині $Jn \le 1/2$.

Тепер встановимо нижню оцінку для коефіцієнта Джині Jn. Очевидно, що

$$Jn = 2S^* \geq 1 - 2(S_{\Delta APH} + S_{PHFT} + S_{TFMB} + S_{\Delta FMO}) = 1 - 2\left\{\frac{1}{2}(1-z_2)(1-l_2) + \right.$$

$$\left. + \frac{1}{2}\left[(1-l_2)+(1-l_1)\right](z_2 - z_1) + (1-l_1)z_1 + \frac{1}{2}l_1 \cdot z_1\right\} =$$

$$= l_2 - (1-l_1)z_2 - l_2 z_1 = (1-z_1)l_2 - (1-l_1)z_2. \qquad (2.4.3)$$

Наприклад, при $l_1 = 1/4$, $z_1 = 0$, $l_2 = 3/4$, $z_2 = 1/2$ з урахуванням (2.4.2) та (2.4.3) $3/8 \leq Jn \leq 1/2$. Для функції Лоренца $z = l^2$ коефіцієнт Джині $Jn = 1/3$. Його оцінки при $l_1 = 1/4$, $l_2 = 3/4$, $z_1 = 1/16$, $z_2 = 9/16$ згідно із нерівностями (2.4.2), (2.4.3) відповідно такі: $\frac{9}{32} \leq Jn \leq \frac{3}{7}$.

Крім коефіцієнта Джині, для оцінювання нерівномірності розподілу суспільного багатства, використовується також коефіцієнт (або індекс) Робіна Гуда Rh, під яким розуміється довжина найбільшого вертикального відрізка, що з'єднує криву Лоренца з діагоналлю одиничного квадрата, тобто $Rh = l^* - z(l^*) \leq l^*$, де $l^* \in [0,1]$ – точка максимуму різниці $\left(l - z(l)\right)$. Враховуючи, що

$$Jn = 2\int_0^1 \left(l - z(l)\right)dl \leq 2\int_0^1 \left(l^* - z(l^*)\right)dl \leq 2Rh,$$

очевидно $Jn/2 \leq Rh \leq l^*$.

Якщо функція $z(l)$ гладка, то у точці l^* виконується умова $z'(l^*) = 1$, тобто дотична, що проходить через точку $\left(l^*, z(l^*)\right)$, паралельна до лінії $z = l$ (кутовий коефіцієнт $k^* = 1$). З огляду на те, що кутовий коефіцієнт $z'(l)$ дотичної до кривої Лоренца зростає, можливі такі три випадки:

а) $l^* < l_1$; б) $l_1 \leq l^* \leq l_2$; в) $l^* > l_2$ $(l^* < 1)$.

Отже, для кожного з цих випадків легко виписати двосторонні оцінки для Rh. Наприклад, для випадку б) з урахуванням (2.4.3) ці оцінки такі:

$$\frac{(1-z_1)l_2 - (1-l_1)z_2}{2} \leq Rh \leq l_2. \qquad (2.4.4)$$

Якщо функцією Лоренца є функція $z = l^2$, а $l_1 = 1/4$, $l_2 = 3/4$, $z_1 = 1/16$, $z_2 = 9/16$, то $Jn = 1/3$, тобто $Jn \geq 9/32$ і згідно із (2.4.4) $9/64 \leq Rh \leq 3/4$, хоча точне значення $Rh = 1/2 - 1/4 = 1/4$. Для функції Лоренца $z = l^3$ і параметрів $l_1 = 1/4$, $l_2 = 3/4$, $z_1 = 1/64$, $z_2 = 27/64$ із (2.4.3) випливає, що $Jn \geq 27/64$ (точне значення $Jn = 1/2$), а із (2.4.4) – двосторонні оцінки для Rh: $27/128 \leq Rh \leq 96/128$ (точне значення $Rh = 2/3\sqrt{3}$).

Підкреслимо, що на основі параметрів середнього класу можна побудувати відповідну апроксимацію функції Лоренца, а також обернену до неї функцію, тобто функцію розподілу елементів суспільства за відповідним показником добробуту, на основі якої можна оцінити ряд характеристик соціально-економічної структури суспільства.

Крива Лоренца та коефіцієнти (чи індекси) нерівномірності розподілу показників суспільного добробуту використовуються не тільки при дослідженні економічної або соціальної структури суспільства. Їх застосування відоме також за межами соціальних і економічних наук, однак саме у цих науках їх значущість надзвичайно вагома, оскільки вони дозволяють встановлювати межі соціальної та економічної нерівності як окремих суспільних груп, так і представників цих груп. Наприклад, для формалізованого вище середнього класу зі встановленими межами для оцінок нерівномірності розподілу можна також оцінити показник однорідності (чи неоднорідності) цього класу за допомогою відношення $z'(l_2)/z'(l_1) = r_{ne}$. Справа у тому, що r_{ne} є фактично відношенням значень показника добробуту для елементів суспільства, що знаходяться у точках l_1 та l_2 відповідно (похідна у точці – це границя відношення приросту функції z до приросту аргумента l у цій точці). Чим менше значення r_{ne}, тим більш однорідним є середній клас (як було зазначено раніше у [35, 149] середній клас вважається однорідним, якщо $r_{ne} \leq 10$).

2.5. Реконструкція розподілів елементів суспільства за показниками добробуту на основі моделей динаміки цих показників

При дослідженні зв'язку між функцією розподілу $l(z)$ та функцією Лоренца $z(l)$ було встановлено, що наявність однієї із функцій дозволяє побудувати іншу функцію. Така взаємна реконструкція важлива, оскільки побудова цих функцій та їх емпіричних аналогів у загальному випадку є непростою задачею. Причинами цього як відомо є недостовірність даних (особливо для тієї частки суспільства, яка володіє великими статками), їх відсутність або й принципова неможливість отримати відповідну статистичну інформацію. Крім того, різні початкові припущення також впливають на адекватність кінцевих результатів і їх соціально-економічну інтерпретацію. Однак, у практиці побудови розподілів елементів суспільства за показниками добробуту апробована достатньо широка методологічна база, зокрема застосовується інструментарій без прямого використання відповідних даних. Одним з таких інструментів є моделі економічної динаміки, у яких показники добробуту є шуканими динамічними змінними. З одного боку, ці моделі призначені для вивчення трендів еволюції цих показників, а з іншого боку – для реконструкції їх розподілів. Реалізація такого інструментарію продемонстрована у роботах [184, 232] для реконструкції економічної структури суспільства (ЕСС), а саме для встановлення розподілу елементів суспільства (наприклад, сімей) $l(z)$ за ліквідними заощадженнями. Зупинимося на цьому детальніше. Дослідження ЕСС мають важливе значення для аналізу рівня матеріального добробуту населення, визначення оптимальної системи оподаткування, формування банківської політики, адресної безінфляційної емісії грошей та макроекономічної політики держави чи регіону у цілому.

У розвинутих країнах світу ЕСС можна побудувати на основі аналізу структури ринку банківських вкладень. В Україні, як і в ряді інших країн, зокрема тих, які входили до складу колишнього Радянського Союзу, ринок таких вкладень повністю не сформований, оскільки значна частина заощаджень

населення знаходяться поза банківською системою. Тому статистичні дані стосовно банківських заощаджень (якщо їх вдається отримати) неадекватно відображають реальні заощадження різних суспільних груп. Це особливо стосується групи найбагатших людей. Наприклад, за деякими оцінками [238] у рейтингу найбагатших людей світу за статком, який перевищує 1 млрд. доларів, є сім українців, які володіють активами, що складають приблизно 12% ВВП України. Соціологічний підхід, тобто опитування населення з метою одержання відповідної інформації для побудови ЕСС, тут також малоефективний (складно організувати репрезентативні вибірки, процес опитування трудомісткий, реальні статки при опитуванні приховуються). Отже, математичне моделювання ЕСС на основі непрямих даних є актуальною задачею, розв'язання якої не тільки дозволяє формалізувати функцію розподілу, але й розв'язати ряд інших завдань, зокрема здійснити якісний аналіз сценаріїв соціально-економічної динаміки у країні чи її окремому регіоні.

Зупинимося коротко на розкритті сутності математичного моделювання ЕСС за допомогою рівнянь динаміки ліквідних заощаджень елементів суспільства (зазвичай сімей). Якщо z – величина заощаджень, $D_{es}(z)$ – дохід, а $V_{es}(z)$ – витрати окремого елемента (окремої сім'ї) на відповідний попит, то детермінована модель динаміки заощаджень має вигляд

$$\frac{dz}{dt} = D_{es}(z) - V_{es}(z). \tag{2.5.1}$$

Зауважимо, що від'ємні значення $z = z(t)$ слід трактувати як певний борг. Звичайне диференціальне рівняння (2.5.1) фактично описує зміну у часі балансу гарантованих доходів і витрат. Однак, крім гарантованих, можливі також випадкові доходи і витрати (наприклад, непередбачені виграш у лотереї чи витрати у зв'язку із хворобою). Враховуючи це, доповнимо рівняння (2.5.1) у правій частині доданком $\xi_{es}(t)$, де $\xi_{es}(t)$ – нормально розподілена випадкова функція (гауссівський випадковий процес) з нульовим середнім та одиничною дисперсією (тобто функція має одиничну амплітуду), а d_{es} – коефіцієнт, що

відображає величину випадкових доходів чи витрат (амплітуда шуму). Тоді від рівняння (2.5.1) прийдемо до стохастичного диференціального рівняння

$$\frac{dz}{dt} = R_{es}(z) + d_{es}\xi_{es}(t), \tag{2.5.2}$$

де $R_{es}(z) = D_{es}(z) - V_{es}(z)$. Апріорі зауважимо, що величину

$$P_{es}(z) = \int_0^z R_{es}(z')dz' = \int_0^z \left[D_{es}(z') - V_{es}(z')\right]dz' \tag{2.5.3}$$

називають потенціалом або потенціалом заощаджень за аналогією із потенціалом енергії у статистичній фізиці. Зазначимо, що (2.5.3) – це інтеграл із верхньою змінною межею, тому $P'_{es}(z) = R_{es}(z)$. Рівняння (2.5.2) є рівнянням так званого ланжевенівського типу (воно записано у типовому для рівняння Ланжевена вигляді [39, 150, 169, 232]). Це рівняння має нескінченну кількість розв'язків, кожний з яких є випадковим процесом $z(t)$, еволюція якого у кожний з моментів часу визначається лише даним моментом часу, тобто не залежить від минулої чи майбутньої його історії (такий процес називається марковським процесом першого порядку [217]). Знайти ці розв'язки у аналітичному вигляді практично неможливо, хоча застосування числового методу Монте-Карло дозволяє розв'язати рівняння Ланжевена. Однак, у прикладних дослідженнях зазвичай у цьому немає потреби, оскільки розподіл $\rho(z)$ ($\rho(z)$ – аналог $\rho_l(z)$) розв'язків рівняння Ланжевена задається так званим рівнянням Фоккера-Планка [39, 150, 169, 232] – детермінованим рівнянням у частинних похідних параболічного типу. Еквівалентним до (2.5.2) рівнянням Фоккера-Планка є рівняння

$$\frac{\partial\rho(z)}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial z}\left[R_{es}(z)\rho(z)\right] + \frac{d_{es}^2}{2}\frac{\partial^2\rho(z)}{\partial z^2}. \tag{2.5.4}$$

Коефіцієнт d_{es}^2 – це аналог коефіцієнта дифузії, який характеризує локальну швидкість зміни дисперсії приросту марковського процесу [217]. Щільність розподілу $\rho(z)$ описує частку тих елементів суспільства (сімей) у загальній вибірці, які мають заощадження у межах від z до $z + \Delta z$. У

стаціонарному режимі ($\partial\rho/\partial t = 0$, тобто явної залежності від змінної часу у рівнянні (2.5.4) немає) розв'язок рівняння (2.5.4) має вигляд

$$\rho(z) = \rho_0 \exp\left(\frac{2P_{es}(z)}{d_{es}^2}\right), \tag{2.5.5}$$

де ρ_0 – коефіцієнт нормування (тобто такий коефіцієнт, що $\int_0^\infty \rho(z)dz = 1$ або у випадку окремої суспільної групи (v_i – частка цієї групи у суспільстві) такий, що $\int_0^\infty \rho_i(z)dz = v_i$).

Очевидно, поведінка розподілу (2.5.5) визначається поведінкою функції $R_{es}(z)$. Враховуючи, що

$$\rho'(z) = \frac{2\rho_0}{d_{es}^2} R_{es}(z) \exp\left(\frac{2P_{es}(z)}{d_{es}^2}\right),$$

$$\rho''(z) = \frac{2\rho_0}{d_{es}^4}\left[d_{es}^2 R'_{es}(z) + 2R_{es}^2(z)\right] \exp\left(\frac{2P_{es}(z)}{d_{es}^2}\right),$$

можна зробити такі висновки:

1) корені рівняння $R_{es}(z) = 0$ є точками, підозрілими на екстремум або стаціонарними точками;

2) при $R_{es}(z) > 0$ $(R_{es}(z) < 0)$ функція (2.5.5) зростає (спадає);

3) при $d^2 R'_{es}(z) + 2R_{es}^2(z) < 0$ $(d^2 R'_{es}(z) + 2R_{es}^2(z) > 0)$ функція (2.5.5) опукла вгору або угнута (опукла вниз);

4) стаціонарні точки, у яких $d^2 R'_{es}(z) + 2R_{es}^2(z) < 0$ $(d^2 R'_{es}(z) + 2R_{es}^2(z) > 0)$, є точками максимуму (мінімуму) розподілу (2.5.5).

У рівнянні (2.5.2) функція $R_{es}(z)$ різна для різних суспільних груп. Для реконструкції щільності розподілу $\rho(z)$ потрібно розв'язати рівняння (2.5.2) для кожної групи, а потім отримані результати усереднити. Інакше кажучи, щоб отримати загальний стаціонарний розподіл заощаджень для всього населення країни чи регіону, потрібно просумувати значення функцій щільності розподілу

для кожної групи з відповідними ваговими коефіцієнтами, які дорівнюють відповідно частці групи у загальній сукупності елементів суспільства.

Побудова таких розподілів для російського суспільства [184, 232], рівень життя якого мало відрізняється від рівня життя українського суспільства [28], показала, що для груп з постійними доходами розподіл є унімодальним і близьким до нормального. При цьому максимальне значення функції розподілу досягається у точці мінімуму потенціала $P_{es}(z)$, тобто у нульовій точці підінтегрального виразу у (2.5.3). Натомість функція розподілу для груп, які займаються підприємницькою діяльністю, може мати кілька максимумів (які також відповідають мінімуму потенціала), тобто бути багатомодальною. Загальна функція розподілу для всього населення є бімодальною (має два максимуми). Перший максимум відповідає групі низькооплачуваних, а другий – групі високооплачуваних верств населення (рівень оплати можна вимірювати у кількості прожиткових мінімумів).

Особливу групу людей, яка характерна для багатьох суспільств, складає та частина суспільства, у якої доходи завжди перевищують витрати, а отже, заощадження є достатньо великими. Це група дуже багатих людей. Для них у рамках досліджуваної моделі розподілу (2.5.5) практично не існує стаціонарного стану. У науковій літературі таку групу за аналогією з певними фізичними явищами називають «втікаючий хвіст» [232]. Доходи цих людей або обмежуються державою, або переводяться у інші країни (відтік капіталу за кордон – характерне явище сучасної олігархічної економіки), або конвертуються у такі форми нагромадження капіталу як предмети розкоші, дорогоцінності тощо. Розподіл заощаджень цієї групи багатіїв (з урахуванням зазначених вище уточнень) при $z \geq \tilde{z}$ ($\tilde{z}$ – значення, яке значно перевищує заощадження високооплачуваного населення) описується функцією

$$\rho(z) = \frac{\rho_0}{z^k}, \tag{2.5.6}$$

де показник $k \in [1,2]$, $\rho_0 = const$ (конкретизується з умови нормування $\int_{\tilde{z}}^{\infty} \left(\rho_0 / z^k \right) dz = 1$). При $0 \le z < \tilde{z}$ для надзаможної групи людей $\rho(z) = 0$. Формулу (2.5.6) на основі емпіричних досліджень запропонував економіст Парето, тому її називають законом розподілу Парето або диференціальним розподілом Парето, оскільки $\rho(z)$ – щільність розподілу. Як за ліквідними заощадженнями, так і за доходами «втікаючий хвіст» формує невелика кількість людей. Згідно із [232] на момент дослідження у Росії ця кількість складала біля 30 сімей (заощадження яких не менші від 1 млрд. доларів). У сучасній Україні біля десятка таких сімей, про що вже йшлося раніше.

Підсумовуючи викладений у цьому пункті матеріал, підкреслимо, що для нашої країни характерна значна диференціація доходів і інших показників добробуту у суспільстві. Й досі триває інтенсивний перерозподіл суспільного багатства на користь олігархів та невеличкої високоприбуткової частини населення. Нерівність у доходах (а значить і витратах), збіднення населення країни, у тому числі працюючих, що неможливо у країнах із розвиненою економікою, приводить до відтоку кваліфікованої робочої сили за межі України, соціальної напруженості, політичної нестабільності та стагнації соціально-економічної системи у цілому. Тому вкрай важливо подолати це негативне явище, позбавивши влади олігархів, мінімізувати рівень тінізації економіки та корупції, ліквідувати екологічні негаразди, здійснити адекватну оцінку суспільного багатства та встановити його справедливий розподіл. Все це має важливе значення для економічної структури суспільства, економічного зростання та побудови суспільства сталого розвитку.

2.6. Деякі аспекти соціально-економічної кластеризації українського суспільства

Коли йдеться про соціально-економічну систему, то під її соціальною підсистемою розуміється співтовариство активних економічних суб’єктів, які прагнуть та здатні в умовах обмежених ресурсів забезпечити своє успішне

існування. Особливості функціонування соціальних, а значить і соціально-економічних систем такі:

доступні до використання ресурси обмежені;

виробництво – нелінійний процес, тому реальна залежність випуску продукції від витрат ресурсів (тобто виробнича функція) характеризується насичуваністю при збільшенні цих витрат і незмінності технологій виробництва та має «пороговий» характер;

споживання – нелінійний процес, якому також властива насичуваність попиту на відповідні товари та послуги, що призначені для забезпечення повсякденних фізіологічних потреб людини та ненасичуваність попиту на престижні (елітні) товари, що не тільки забезпечують соціальні потреби, але й підкреслюють відповідний соціальний статус;

перерозподіл – нелінійний процес із додатним зворотним зв’язком, зміст якого полягає у тому, що більші можливості для неадекватного перерозподілу виготовленої продукції мають економічно та політично більш потужні суб’єкти.

Наслідком зазначених вище особливостей є постійна боротьба за ресурси та соціальна напруженість, пов’язана з нерівномірністю розподілу відповідного ресурсу (заощаджень, багатства) між соціальними групами та індивідами чи іншими елементами окремої соціальної (суспільної) групи. Це фактично означає наявність внутрішньої нестійкості у соціально-економічних системах, а у плані розподілу елементів суспільства за тим чи іншим ресурсом – неодномодальності ЕСС у багатьох, особливо бідних суспільствах, до яких належить і наше суспільство.

Сучасна українська економіка характеризується низьким рівнем розвитку, хоча ще у переддень незалежності Україна мала значні потенціальні можливості у сенсі економічного зростання. Наприклад, у 1990 р. за обсягом ВВП Україна була шостою у Європі [157], випереджаючи практично усі країни з перехідною економікою. Сьогодні наша країна є країною з депресивною економікою. Вона стала постачальником дешевої робочої сили та сировини для більш розвинутих

країн світу, а також споживачем товарів, вироблених у країнах із високопродуктивною економікою.

Наслідком цього є складна ситуація у соціальній сфері, зокрема у соціальній забезпеченості, наприклад оплата праці 1% найбільш забезпечених працівників у 43,3 рази перевищує оплату праці 50% найменш забезпечених працівників [105]. Суспільство вкрай поляризоване причому не лише в економічному, але й політичному, духовному та громадянському сенсах.

Воно фактично включає дві групи своїх елементів – бідних і багатих (середній клас незначний). Доцільно також підкреслити що категорії бідних і багатих у суспільстві дещо неоднозначні у своєму трактуванні. Зазвичай бідним вважають того члена суспільства, дохід якого не перевищує прожиткового мінімуму, а багатим, у якого дохід у значну кількість разів перевищує прожитковий мінімум (наприклад, у 20 разів). Але між бідними та багатими знаходиться прошарок середняків, тобто тих членів суспільства, які відносять себе до середнього класу. Тому, як прожитковий мінімум, так і ті величини доходів, які можна взяти за базові для конкретизації понять бідного, середняка та багатого, у різних суспільствах можуть бути різними. Ці поняття можна вважати відносними, тобто їх адекватне оцінювання можливе у випадку порівняння відповідних показників для різних країн. Згідно з методикою ООН в Україні бідних є понад 60% населення. МВФ також вважає, що Україна є найбіднішою країною Європи, у якій працююче населення має найменші (у порівняні з іншими країнами) зарплати, наприклад, у 2018 р. середня зарплата в Україні складала майже 264 євро, а у Польщі – 1102 євро, Німеччині – 3700 євро і навіть у сусідній Молдові – 324 євро), хоча українські олігархи належать до найбагатших людей Східної та Центральної Європи. Незважаючи на значний потенціал нашої країни (40% європейських запасів чорноземів, 5.2% природних ресурсів на 1% світового суходолу), Україна є бідною та слабко розвинутою в економічному плані країною. Причиною цього є неефективна державна політика, псевдореформи, відплив капіталу та людських ресурсів за кордон тощо. Тому для

подолання бідності Україні необхідно здійснювати інноваційну економічну політику, яка у кінцевому результаті зменшить розрив між бідними та багатими.

Соціальне розшарування приводить до занепаду різних галузей людської діяльності, що власне й характеризує його депресивний стан. Серед найголовніших причин соціальної напруженості слід виділити саме ЕСС, тобто розподіл елементів суспільства за ліквідними заощадженнями, доходами, прибутками чи іншими показниками добробуту. У розвинутих економіках високий рівень життя людей забезпечується достатньо високими зарплатами чи доходами іншого характеру, доступними для більшості членів суспільства ринковими цінами на товари першої та другої категорії, доступними відсотками кредитування, захищеними соціальними пільгами тощо. Тому у країнах із високопродуктивною економікою суспільство є унімодальним, тобто унімодальною є його економічна структура. Типова економічна структура високорозвинутого суспільства зображена на рис. 2.6.1 унімодальною щільністю розподілу $\rho(z)$.

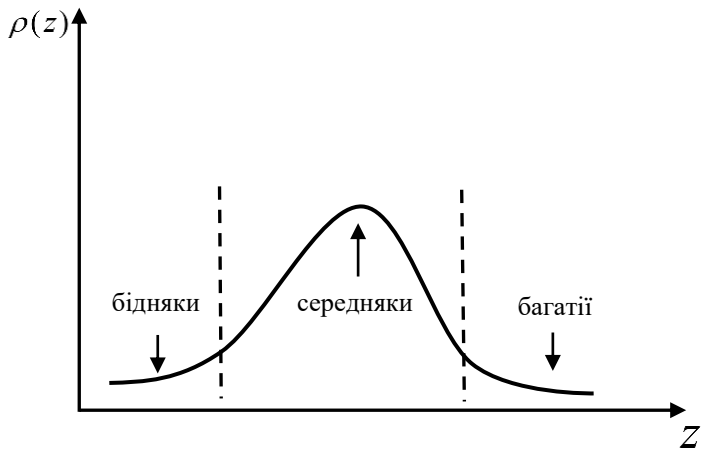


Рис. 2.6.1. Економічна структура унімодального суспільства

Зовсім інша якісна ситуація у слабко розвинутих економіках, у яких доступність до економічних благ ряду категорій суттєво обмежена, а більш точно ці блага доступні лише для невеликої частини «багатіїв». Отже, у цих країнах суспільство кластеризується на дві групи – «бідняків» і «багатіїв», тобто стає

бімодальним. Економічна структура такого суспільства проілюстрована на рис. 2.6.2.

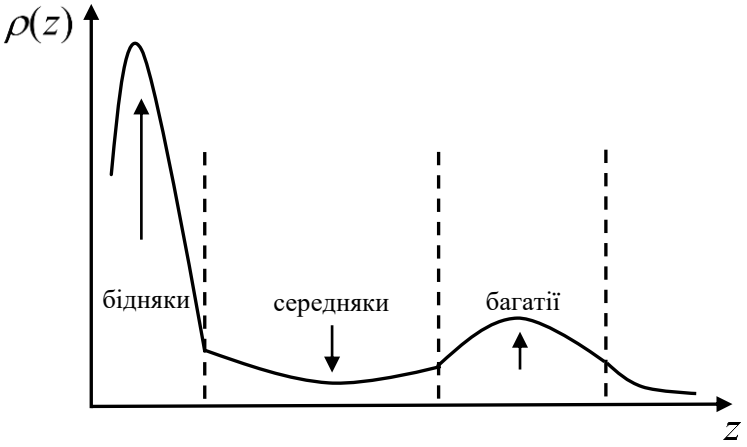


Рис. 2.6.2. Економічна структура бімодального суспільства

Як уже було зазначено вище, бімодальність ЕСС є характерним явищем для економік, які здійснюють перехід від планової (адміністративної) до ринкової системи господарювання. Такими до прикладу є економіки країн, що сформувалися після розпаду колишнього Радянського Союзу, зокрема економіки Росії та України, про що вже акцентувалося раніше. Зазначимо, що перехід до ринкових відносин є складним і болючим процесом для відповідних суспільств, оскільки розшарування елементів цих суспільств за показниками добробуту є неминучим. Але, якщо його практично неможливо уникнути, то принаймні бажано зменшити його часові межі та кількісні і якісні оцінки соціальної нерівномірності, що насправді поки що не вдається зробити українському суспільству. Зниження рівня життя та зубожіння достатньо великої частини населення України негативно впливає на економічну поведінку людей як суб’єктів економічних процесів. Їх обґрунтоване пасивне ставлення до розвитку підприємницької чи іншої діяльності не сприяє активізації економіки та її переходу до режиму стабілізації і зростання, що у кінцевому результаті поглиблює соціальну диференціацію та деградацію суспільства, а значить і його бімодальність.

Щодо диференціації українського суспільства за рівнем добробуту та формування середнього класу потрібно зазначити, що сьогодні соціальна нерівність в Україні зростає. Із щорічної Доповіді про стан людського розвитку за 2019 рік, яку опублікувала ПРООН [222] Україна посіла 88-му сходинку із 189 країн і територій, причому експертні оцінки стосувалися не тільки середніх показників доходів чи прибутків, але й, що особливо важливо, розшарування суспільства на багатих і бідних. Із значенням індексу людського розвитку 0.75 Україна увійшла до досить високої категорії. При цьому значення цього індексу за період з 1990 р. до 2018 р. зросло із 0.705 до 0.75, тобто збільшилося на 6.3%. Однак валовий національний дохід (ВНД) на одну людину за цей період скоротився майже на 25.6%, що свідчить про падіння рівня життя. Крім того, в Україні скорочується середній клас, збільшується еміграція молодих і висококваліфікованих працівників, посилюється соціальна нерівність, з'являються деякі нові форми нерівності тощо. Але важливо визначити, що у цій Доповіді дуже чітко піднімається питання про те, що людський розвиток у майбутньому буде суттєво залежати від двох рушійних сил – технологічного прогресу та зміни клімату. Інакше кажучи, явно чи неявно йдеться про екологічні впливи на соціально-економічні процеси, у тому числі й на соціальне розшарування суспільства – актуальну проблему для нашого суспільства.

Особливістю таких економік як українська є також її суттєва тінізація у процесі трансформації від планової до ринкової економіки. Проблеми тінізації економіки характерні для багатьох країн світу, але для України сьогодні вони належать до найбільших перешкод соціально-економічного розвитку, зокрема для покращення соціальних і екологічних стандартів життя людей. У офіційній доповіді Леандро Медіна та Фрідріха Шнайдера [178] було викладено результати дослідження тіньової економіки у 158 країнах світу з 1991 року по 2015 рік. Серед цих країн була й Україна, рівень тіньової економіки якої у 1991 році був оцінений у 38.96% ВВП. До 1998 року ця оцінка зростала, досягнувши 57%. А потім у 2008 році її значення становило 36.65%. Із 2009 року по 2014 рік вона була у межах від 39.2% до 43.5%, а у 2015 році знизилася до 42.9%.

Згідно із дослідженням [178] рівень тіньової економіки у 2017 році складав 46.8%, а у 2018 році – 47.2% від обсягу ВВП (хоча згідно з оцінюванням Міністерства економічного розвитку у 2018 році рівень тінізації складав 30% ВВП), причому підвищення цього рівня характерне для усіх регіонів України. Зауважимо, що найбільш тіньовими секторами економіки у 2018 році було визнано будівництво та роздрібну торгівлю (розміри тінізації перевищують 50%). Крива рівня тіньової економіки України, побудована на основі зазначених вище даних, зображена на рис. 2.6.3.

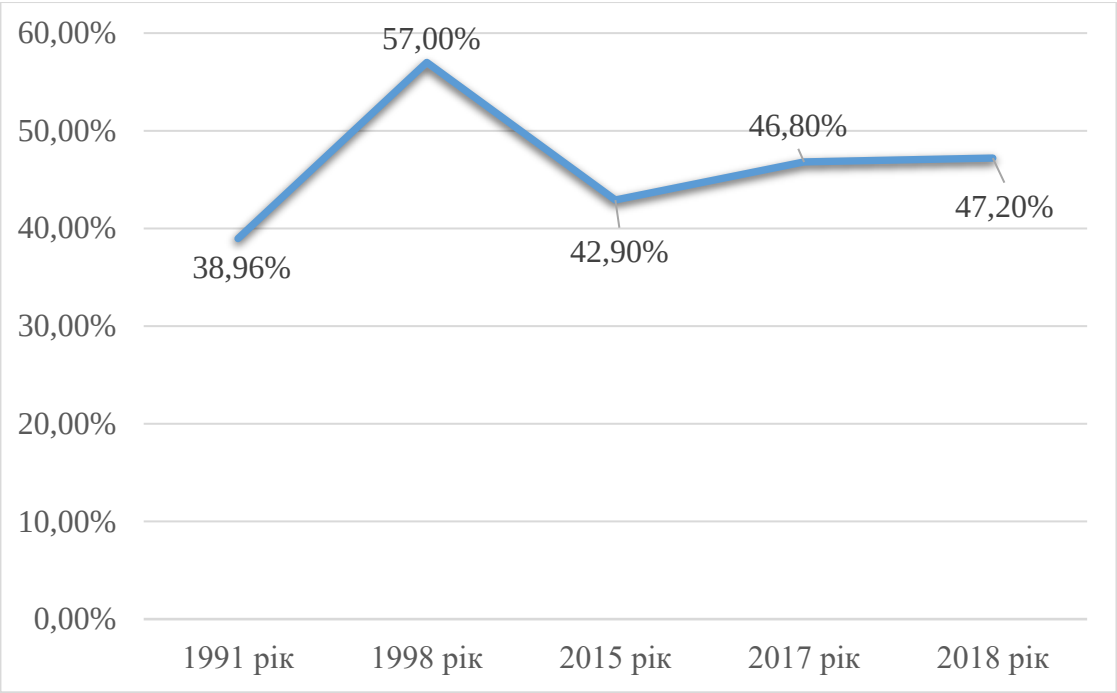


Рис. 2.6.3. Рівень тінізації економіки в Україні (% ВВП)

Фактори, які сприяють рівню тіньової економіки, можна розбити на три групи: економічні, соціальні, правові. Прикладами економічних факторів є високі податки, недосконала приватизація, криза фінансової системи, значна кількість нелегальних економічних суб’єктів. До соціальних факторів належать зокрема малі зарплати та низький рівень життя більшості населення країни, значний рівень офіційного прихованого безробіття, несправедливий та нерівномірний розподіл ВВП, прагнення багатьох людей до збагачення будь-

якою ціною і ін. Що стосується факторів правового характеру, то це найперше корумпованість правоохоронних і державних працівників, недосконале податкове законодавство, неефективна діяльність відповідних органів держави щодо припинення функціонування незаконних економічних структур тощо.

Тінізація економічних процесів приводить до приховування доходу від бізнесової діяльності, чисельності людей, зайнятих у тіньовому секторі та їх зарплат. Це означає, що незадекларованими залишаються десятки відсотків доходів підприємств і їх працівників, що згубно впливає на податкові надходження, внутрішній та зовнішній інвестиційний клімат, спричиняє макроекономічні диспропорції та різні деформації економічного та соціального характеру, криміналізує процеси державотворення, деформує соціальну відповідальність членів суспільства тощо. Інакше кажучи, тіньова економіка приводить до деградації усіх соціально-економічних і суспільно-політичних процесів, порушуючи принципи ринку благ і праці.

Детінізація української економіки залишається актуальною проблемою, для розв’язання якої потрібно ще багато чого зробити, зокрема подолати корупцію, реформувати податкову систему, зменшивши податок на працю, обмежити втручання держави у діяльність бізнесу, законодавчо захистивши фінансові активи громадян та стимулюючи повернення таких активів з офшорів, а також активізувати обмін фінансовою та податковою інформацією на міжнародному рівні, проводити прозору фіскальну політику.

Експертні оцінки стосовно частини економіки, що сьогодні функціонує у тіні, як уже було підкреслено вище, різні, зокрема від 40% до 60%, але очевидним є той факт, що рівень тінізації української економіки сьогодні дуже високий. Тінізація економічної діяльності породжує тінізацію статків не тільки олігархів чи у цілому задіяних у тіньовій економіці власників виробництв і об’єктів господарської діяльності, але й найнятих на роботу працівників, які повністю чи частково отримують свої доходи (наприклад, зарплату) у тіньовий спосіб. Звичайно, що це впливає на оцінювання ЕСС, оскільки отримати адекватну інформацію про реальні показники добробуту (зарплати, інших видів доходу

тощо) неможливо. Зазвичай таку інформацію можна одержати за допомогою експертного оцінювання або шляхом опосередкованих досліджень процесів формування показників добробуту тих чи інших суспільних груп. У будь-якому випадку формування інформаційного забезпечення процесу моделювання ЕСС є одним із важливих підготовчих етапів, від якого істотно залежить адекватність побудованої моделі розподілу елементів суспільства за відповідними показниками добробуту.

Процеси та явища, які характеризують економічні системи та їх динаміку, тісно взаємопов’язані, тому всі вони прямо чи опосередковано впливають на ЕСС. Якщо йдеться про прямий чи опосередкований вплив процесів екологізації економіки та побудови економіки сталого розвитку, то слід зазначити, що цей вплив пов'язаний як з економічною політикою держав у питаннях екологізації, так із різними екологічними заходами, що проводяться науковими, громадськими чи навіть просвітницькими організаціями. Адже, незважаючи на антиекологічну протидію деяких суб’єктів економіки, політики чи окремих елементів суспільств, людство все частіше вкладає частину своїх заощаджень, доходів тощо в утилізаційні виробництва та екологізацію довкілля, що звичайно вносить свої корективи у ЕСС. Стосується це і України, оскільки екологізація економіки та побудова суспільства сталого розвитку входить до стратегічних планів нашої країни. Для загалом збіднілого українського суспільства фінансування процесів екологізації шляхом окремих внесків, податків чи оплати утилізації побутових відходів як комунальної послуги є додатковим навантаженням на доходи. Але Україна, яка мала у своїй історії XX ст. Чорнобильську катастрофу, чи не найбільше повинна дбати про екологічний стан свого довкілля та екологічну свідомість свого суспільства. Звичайно, що не тільки процеси екологізації впливають на ЕСС, але й навпаки, ЕСС впливає на екологізацію, як і на усі інші процеси (економічні, фінансові, торговельні тощо).

Із наведених вище викладень щодо ЕСС та власне соціально-економічної кластеризації українського суспільства випливають такі важливі висновки:

1) ЕСС є важливою характеристикою економіки та процесів еколого- і соціально-економічної взаємодії, тому включення до змінних економіко-математичних моделей показників добробуту елементів суспільства, що визначають ЕСС, є актуальним;

2) ЕСС або розподіл елементів суспільства за ліквідними заощадженнями чи іншими показниками добробуту можна побудувати на основі моделей динаміки цих показників для різних кластерів суспільства;

3) моделювання економічної та еколого-економічної динаміки з урахуванням динаміки змінних ЕСС (показників добробуту) дозволяє встановити соціальні наслідки досліджуваних процесів і систем.

У результаті дослідження основних підходів до методології аналізу соціально-економічної компоненти екологічної економіки зроблено такі висновки.

1. Одним із пріоритетних напрямків сучасних досліджень у економічній науці є екологічний аспект соціально-економічних явищ і процесів, зокрема питання впливу якості довкілля на добробут суспільства та якість життя. У рамках екологічного підходу добробут населення та якість життя нерозривно пов’язані із екологічно безпечним використанням і збереженням природних ресурсів та навколишнього середовища у цілому. Якість життя та добробут сьогодні повинні мати свій екологічний імператив або межу допустимої активної діяльності людини, яку не можна переступати. Якість навколишнього середовища – це суспільне благо, оцінювання якого можливе за допомогою різних методологічних підходів, зокрема на основі моделі функції суспільного добробуту, однією із незалежних змінних якої власне і є якість середовища. Якість навколишнього середовища та добробут суспільства є визначальними характеристиками екологічно та соціально збалансованої економіки. Урахування екологічних параметрів у системі національних рахунків, податковій системі, системі показників для вимірювання добробуту та якості життя, а також зміна моделі економічного розвитку у напрямку його екологізації та соціалізації, необхідність розробки нових методик для комплексного оцінювання якості довкілля,

суспільного добробуту та якості життя – все це послідовність питань, обґрунтованих у цьому розділі. Розкриття змісту та взаємозв'язку екологічних, економічних і соціальних компонент суспільного добробуту є необхідною передумовою для розробки концептуальних і аналітичних підходів до моделювання та аналізу соціально-економічної кластеризації суспільства.

2. Поняття показника добробуту у даній роботі узагальнює поняття доходу, ліквідних заощаджень та інших показників, за якими здійснюється розшарування суспільства. Розподіл елементів суспільства за тим чи іншим показником добробуту формалізується класичною інтегральною функцією розподілу (у сенсі теорії імовірностей), яка має загальновідомі властивості та сферу застосування. Під час обробки статистичних даних використовується її аналог – емпірична функція розподілу. При дослідженні економічної структури суспільства як соціальної характеристики економічних і еколого-економічних систем використовується не тільки функція розподілу, але й деякі коефіцієнти, наприклад коефіцієнт Рейнбоу або децильний коефіцієнт, що є відношенням значень показника добробуту, не менше якого мають 10% найбільш багатих елементів суспільства, та показника добробуту, менше якого мають 10% найбільш бідних елементів суспільства. Якщо у багатих країнах цей коефіцієнт вимірюється одиницями, то у бідних країнах – десятками одиниць, що й визначає велику соціальну нерівність у суспільстві.

3. Інший підхід до дослідження соціально-економічної кластеризації суспільства полягає у використанні так званої функції чи кривої Лоренца, яка є залежністю кумулятивної частки суспільного добробуту (багатства) від кумулятивної частки чисельності всього суспільства. Побудова функції Лоренца є достатньо складною задачею із-за відсутності адекватної інформації про статки усіх членів суспільства. Крива (графік функції) Лоренца розміщена під діагоналлю одиничного квадрата, одна вершина якого збігається з початком координат, а сторони, що виходять з початку координат, розміщені на осях координат. Чим менша площа фігури, обмеженої відповідною діагоналлю квадрата та кривою Лоренца, тим ближчим до рівномірного є розподіл показника добробуту.

Подвоєна площа зазначеної фігури називається коефіцієнтом Джині, який власне і є характеристикою нерівномірності розподілу. Крім коефіцієнта Джині, для оцінювання нерівномірності розподілу використовується також коефіцієнт або індекс Робіна Гуда (інколи його називають індексом Гувера) – максимальна довжина вертикального відрізка, що з'єднує криву Лоренца з діагоналлю одиничного квадрата. Функція (крива) Лоренца використовується також для побудови інших функцій, які мають відповідну соціально-економічну інтерпретацію. Їх застосування є доцільним при дослідженні різних за величиною добробуту прошарків суспільства. На практиці для оцінювання нерівномірності розподілу показника добробуту необхідно використовувати комплексну методику, яка дозволяє уникнути або принаймні домогтися зменшення похибок оцінювання, пов'язаних із рівнем адекватності побудованої кривої Лоренца.

Між функцією розподілу елементів суспільства за показником добробуту та функцією (кривою) Лоренца існує тісний взаємозв'язок. У випадку, коли кількісні оцінки населення та величини чи показника добробуту задаються кумулятивними частками, ці функції є взаємно оберненими, що власне дозволяє, побудувавши одну з них, знайти іншу, тобто обернену. Така ситуація підкреслює зв'язок між різними методиками оцінювання рівня соціалізації еколого-економічних систем і систем сталого розвитку та можливість застосування у дослідженнях подібних проблем комплексних методик.

4. Стабільність та стійкість соціально-економічного та еколого-економічного розвитку забезпечує середній клас. Є різні розуміння середнього класу, зокрема під середнім класом окремі науковці вважають ту частину елементів суспільства, яка володіє як мінімум половиною усього суспільного багатства. Таке визначення середнього класу легко формалізується за допомогою кривої Лоренца. У різних країнах світу середній клас має різні кількісні оцінки, наприклад у Європі кількість сімей середнього класу становить від 23% до 40%, у США – від 25% до 66%. Деякі аналітики вважають, що в Україні середній клас складає від 5% до 15%, але усі ці оцінки є дуже наближеними. Фактом є те, що в Україні ще немає впливового середнього класу. Що стосується якісних

характеристик середнього класу, то вони також різні. Отже, поняття середнього класу неоднозначне. У зв'язку з цим у роботі здійснено формалізоване узагальнення середнього класу, яке дає змогу отримати двосторонні оцінки для коефіцієнтів Джині та Робіна Гуда при довільних допустимих параметрах середнього класу.

5. Для побудови функцій розподілу елементів суспільства за показником добробуту та кривої Лоренца необхідно мати адекватну статистичну інформацію, що взагалі кажучи є проблемою. У розвинутих країнах світу такі розподіли або економічну структуру суспільства можна змоделювати, аналізуючи структуру ринку банківських вкладень. В Україні, як і в інших країнах, що входили до складу колишнього Радянського Союзу, такий ринок повністю не сформований, бо велика частина заощаджень населення знаходиться поза банківською системою. У зв'язку з цим актуальною є задача моделювання розподілів елементів суспільства за показником добробуту на основі непрямих даних. Тому у практиці моделювання таких розподілів апробована ще одна методика, яка базується на реконструкції розподілів на основі моделей динаміки показника добробуту, наприклад ліквідних заощаджень. При цьому зважена сума функцій щільностей розподілу для різних суспільних груп (вагові коефіцієнти дорівнюють часткам відповідних груп у загальній сукупності елементів суспільства) буде стаціонарним розподілом для всього населення країни чи регіону.

6. Економічна структура суспільства є принципово важливою соціальною характеристикою або моделлю будь-якої економічної чи еколого-економічної системи. Вона на модельному рівні ілюструє соціальне розшарування суспільства, дозволяє виявити причини цього явища та вказати напрямки і способи його запобігання. Суспільство країн з високопродуктивною економікою є унімодальним, оскільки у ньому є потужний середній клас, мало бідних і відносно незначна частка дуже багатих людей. Натомість слабкорозвинуті у економічному сенсі суспільства, у тому числі українське суспільство, є бімодальними. У таких суспільствах дуже багато бідних людей, вагомого середнього класу немає, а невелика частина багатіїв володіє надмірно великою часткою суспільного

багатства. Проблеми тінізації, екологізації та соціалізації характерні для кожної економіки та відповідного суспільства, але для бімодальних суспільств ці проблеми часто перетворюються у кризові явища, аналіз і шляхи виходу з яких неможливо реалізувати без знання економічної структури суспільства. Тому побудова моделей динаміки економічних і еколого-економічних систем із змінними, які дозволяють дослідити економічну структуру суспільства, є актуальною та затребуваною для економічних і соціальних наук.

Отримані у даному розділі основні результати опубліковано автором у працях [80, 88, 89].

РОЗДІЛ 3. МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОНОМІЧНОЇ ТА ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ ДИНАМІКИ ІЗ УРАХУВАННЯМ СПЕЦИФІКИ ЇЇ ПРОЦЕСІВ

3.1. Моделювання та інформаційні технології як базовий інструментарій системного дослідження складних економічних явищ і процесів

XXI сторіччя є особливим в історії людської цивілізації, про що яскраво засвідчив уже пройдений період часу у цьому сторіччі. Ця особливість пов'язана зі зміною світоглядних концепцій людського суспільства, розробкою та впровадженням новітніх технологій у всіх сферах життя, конфліктністю старих і нових форм організації суспільства, далеко не завжди прогнозованою та очікуваною динамічністю природних, технічних, і соціальних систем, аномальністю багатьох явищ і процесів, зокрема екологічними, моральними та духовними катаклізмами, жорсткою (а подекуди жорстокою) економічною та політичною конкуренцією як регіонального, так і планетарного масштабу, що приводить світ до поділу на елітарні, процвітаючі та другорядні, безперспективні країни чи регіони. Тим не менше саме третє тисячоліття має шанси стати епохою інформаційних, інтелектуальних і духовних технологій, які без сумніву вплинуть на динаміку складних систем, до яких належать також економічні, екологічні, соціальні, еколого-економічні, соціально-економічні, соціо-еколого-економічні та інші системи. Ринкова економіка, тобто система, що здатна до самореалізації та самотрансформації, зазнає постійних змін. Процеси, що відбуваються у такій економіці, зв'язки між її елементами та підсистемами, а також зв'язки із зовнішнім середовищем перебувають у динаміці, зазвичай нелінійній і такій, що характеризується багатьма своїми принципами, закономірностями та особливостями. Проаналізуємо деякі з них з позицій теорії систем і системного аналізу.

Складні та суперечливі явища і процеси, що відбуваються у економіці пов'язані з діяльністю людей, а значить із впливом суб'єктивних факторів [112, 129, 158], зміст яких полягає у тому, що:

1) процеси управління у реальній економіці далеко не завжди враховують інтереси економічних суб’єктів, тому виникають внутрісистемні конфлікти, на урегулювання яких інколи потрібно витратити значні зусилля та ресурси;

2) реалізація управлінського рішення є зазвичай багатоетапною, причому люди, що реалізують ці рішення, часто використовують їх для досягнення своїх особистих цілей, нехтуючи інтересами інших людей та держави у цілому;

3) багато процесів, що відбуваються у економічних системах, наприклад, процеси еколого-економічної чи соціально-економічної взаємодії, характеризуються високим рівнем невизначеності, ризиків і випадкових явищ, що дуже ускладнює прогнозування та управління;

4) аналіз і обґрунтування багатьох системних характеристик, явищ, процесів потребує експертних оцінок і знань, які звичайно мають суб’єктивний характер (експерти мають різний рівень освіченості, професійності та досвіду), тому приводять до суперечливих висновків;

5) статистичні дані можуть бути недостовірними, неповними або й свідомо викривленими, що часто приводить до невизначеності та нечіткості інформації, а отже, до втрати закономірностей, які ця інформація мала містити.

Вищевказані особливості апріорі визначають системний аналіз як методологію дослідження таких систем як економіка, при цьому результатом дослідження, зокрема економіко-математичного моделювання повинні бути нові інтелектуальні знання та інформаційні технології. Застосування системного аналізу дозволяє дослідити економіку (систему управління з участю людей [129]) як відкриту систему, яка зв’язана з іншими системами і може бути охарактеризована як на виробничо-технологічному, так і на соціально-економічному рівні. Інакше кажучи, одна з найбільш характерних особливостей економіки полягає у тому, що процеси, які у ній відбуваються, взаємодіють із соціальними процесами. Однак, слід зазначити, що абсолютна більшість відомих на сьогодні моделей економіки відносяться до моделей виробничо-технологічного рівня, тому часто вживають термінологію «моделі виробничо-

економічних систем». Побудова таких моделей пов’язана з певними вимогами, які уточнимо детальніше.

По-перше, ще раз підкреслимо, що при вивченні та моделюванні економіки необхідний системний підхід. Всі процеси, що відбуваються у економічних системах (технологічні, демографічні, соціальні, екологічні і ін.) впливають одні на одних, тому у випадку побудови достатньо «повних» моделей повинні бути описані у сукупності. Зазвичай вивчають не всю економічну систему, а лише деяку її підсистему (частину), що пов’язано з тим чи іншим аспектом дослідження. Однак навіть у цих випадках до підсистеми потрібно відноситися як до чогось єдиного, цілісного, тобто як до деякої іншої системи.

Принципово важливу роль при дослідженні економічної системи як чогось єдиного цілого відіграє принцип зворотного зв’язку. Справа у тому, що економічними процесами, зокрема виробничо-технологічними процесами керують люди, дії яких з одного боку впливають на динаміку процесів, а з іншого – залежать від них. Отже структура зворотних зв’язків визначається економічними (виробничими) відношеннями, тому такі зв’язки фактично є економічними механізмами впливу як на окремі процеси, так і економіку у цілому, тобто механізмами регулювання економіки. Це означає, що математична модель економічної (еколого-економічної, соціально-економічної) системи повинна відображати не лише процеси, що у ній відбуваються, але й відповідні економічні механізми регулювання.

Раніше вже йшлося про те, що реальна економічна система є системою управління, тому її модель має враховувати цей факт. У моделі мають бути чітко виділені та описані регулюючі впливи всіх зацікавлених суб’єктів, зокрема держави, яка завжди прагне вплинути на параметри економічних механізмів регулювання з метою їх адаптації до своїх інтересів. Складність математичної формалізації такого типу впливів полягає у тому, що деякі з них (на відміну від впливу держави) не є явними та складно піддаються формалізації. До того ж ці впливи можуть бути випадковими, нечіткими чи повністю невизначеними.

Ще одна особливість економічних систем пов’язана з тим, що така система є сукупністю багатьох підсистем, що у свою чергу мають свої особливості та керуються своїми економічними суб’єктами. Якщо метою моделювання економіки є встановлення деяких загальних чи усереднених характеристик і показників, то це означає, що для реалізації мети потрібно описати економіку на макрорівні, тобто побудувати її макроекономічну модель. Однак макроекономічний рівень фактично є результатом агрегування інформації на різних мікрорівнях. Інакше кажучи, отримати якісну модель макроекономіки вдається у тому випадку, коли якісно опрацьована, узгоджена та узагальнена інформація про мікроописання всіх економічних елементів, підсистем і зв’язків між ними, що є надзвичайно складною проблемою при моделюванні.

Однією з фундаментальних вимог до побудованих моделей економіки, окремих її процесів чи наслідків є вимога обов’язкової перевірки на змістовність. Результати моделювання потрібно порівнювати із якісними особливостями процесів і явищ реальної економіки, особливо це стосується процесів і явищ соціального характеру, оскільки будь-яка економічна система у певному сенсі завжди є соціально-економічною, тобто системою яка функціонує завдяки людям і служить для них. Отже, підсумковим критерієм якості та адекватності моделі все-таки є практика.

Системний аналіз як методологічна основа дослідження складних систем, процесів, явищ (не обов’язково економічних, екологічних чи соціальних) – це своєрідний синтез ідей, принципів, методів, моделей, тому будь-яке застосування системного аналізу пов’язане з математичним описанням явищ, процесів, окремих фактів тощо. Сам процес описання, тобто побудови математичних моделей, складає основу всього системного аналізу та є центральним етапом дослідження або проектування будь-якої системи, у тому числі економічної, еколого-економічної, соціально-економічної та ін. Загальновизнаними є два підходи до побудови моделей – теоретичний та експериментальний. Перший базується на використанні фундаментальних законів природи і принципів, а другий – на математичній обробці

«експериментальних» даних (статистичних, експертних, отриманих у результаті проведення імітаційних експериментів тощо). До загальновизнаних законів природи належать наприклад закони збереження енергії, маси, імпульсу та ін. Про принципи вже частково йшлося, зокрема про фундаментальний принцип зворотного зв'язку, який часто використовується у моделюванні. Окремої уваги заслуговують варіаційні принципи, які стверджують, що з усіх варіантів динаміки об'єкта (еволюції, руху) реалізуються лише ті, що задовольняють певну умову «екстремальності». Як відомо, варіаційні принципи приводять до оптимізаційних моделей різного класу. Одним із них є моделі, які формалізуються задачами оптимального керування динамікою економічних систем і їх підсистем. Застосування фундаментальних законів і принципів під час побудови математичних моделей далеко не завжди є простим та одноетапним процесом. Побудова адекватної моделі зазвичай вимагає реалізації деякого багатоетапного процесу, у якому реалізується принцип «від простого – до складного». Інакше кажучи, тут використовується ієрархічний підхід, у результаті якого більш повна модель є узагальненням менш повних або частинних моделей. Якщо при побудові моделі не вдається визначитись із фундаментальними законами та принципами, які складають основу створення моделі, то тоді використовується принцип або метод аналогій, зміст якого полягає у пошуку та встановленні «подібності» до досліджуваного об'єкта відомих і вивчених явищ та процесів. Крім зазначених вище, сьогодні розроблено також ряд інших принципів і підходів, які мають достатньо загальний характер успішно застосовуються у різних сферах наукових досліджень та моделювання.

Основне завдання наукового аналізу складних економічних, еколого-економічних і соціально-економічних явищ і процесів, які за своєю сутністю є динамічними, – це описання множини їх допустимих траєкторій та принципів відбору бажаних чи небажаних траєкторій. При цьому ці принципи потрібно вміти описати за допомогою термінів, змінних і параметрів, які найбільш повно та адекватно характеризують об'єкт дослідження. Принципи відбору звужують

множину допустимих рухів (еволюцій), тому побудована згідно із цими принципами модель буде більш досконалою, а її застосування на практиці дасть більш точні та адекватні прогнози. У різних галузях знань моделі відіграють різну роль. Якщо, наприклад у фізиці та техніці дослідження моделей є одним із основних методів наукового дослідження та проектування, то у соціальних, економічних, екологічних науках моделі служать не стільки для отримання точних знань про об’єкт дослідження, зокрема про його кількісні характеристики, скільки для визначення основних тенденцій та трендів розвитку, тобто для уточнення певних якісних характеристик та меж функціонування. Це одна із найбільш характерних особливостей моделей економіки та процесів і наслідків еколого-економічної чи соціально-економічної взаємодії.

Сьогодні в основі системного аналізу є не тільки моделювання, але й сучасні інформаційні технології, тобто комплекси програмно-апаратних засобів [275-277], за допомогою яких можна оперувати даними та знаннями з метою отримання нових знань про об’єкт дослідження. Для побудови інформаційних технологій потрібно [158]:

1) здійснити глибокий системний аналіз об’єкта дослідження та автоматизації;

2) за допомогою математичних або неформалізованих моделей описати всі складові частини та об’єкт автоматизації у цілому;

3) вибрати математичний апарат, за допомогою якого у рамках даної технології будуть розв’язуватися відповідні задачі;

4) визначити кількість та типи баз даних чи баз знань, які будуть використані у роботі інформаційних технологій;

5) конкретизувати комп’ютерну та телекомунікаційну бази;

6) розробити або використати уже відому систему захисту інформації, яка виключає можливість несанкціонованого доступу до інформації;

7) розробити способи самоконтролю за процесом функціонування технології, а також її постійного розширення і вдосконалення;

8) все розроблене забезпечення системи розмістити у вибраному програмно-технічному середовищі.

Не зупиняючись на детальній характеристиці комп'ютерних інформаційних технологій, зазначимо, що попит на них постійно зростає, а сфера застосування розширюється, оскільки сучасне людське суспільство – це інформаційне суспільство [73], яке вимагає розробки та застосування не просто нових інформаційних технологій, а саме технологій, які базуються на використанні елементів людського інтелекту. Це означає, що серед комп'ютерних інформаційних технологій особливе місце займають інтелектуальні інформаційні технології, які використовують не тільки бази даних, але й засоби накопичення та формування нових знань. Це означає, що користувач може отримати адекватні рішення при мінімальній участі у функціонуванні таких технологій, що дуже корисно при дослідженні систем з участю людей, зокрема при вивченні економічної динаміки та її соціальних чи екологічних наслідків. Однак, зауважимо, що інтелектуальні інформаційні технології все-таки передбачають, що вибір прикінцевого рішення залишається за користувачем, який може скористатися додатковою інформацією або навіть певними суб'єктивними мотивами, властивими для осіб, що приймають рішення. Інтелектуальні інформаційні технології не звільняють користувача від прийняття остаточного рішення, але дають йому можливість не займатися рутинною працею, а сконцентруватися на найбільш важливих інтелектуальних і управлінських проблемах. Системний аналіз складних економічних явищ і процесів на сьогодні не можливо уявити без інтелектуальних інформаційних технологій. З іншого боку системний аналіз виступає у ролі методології побудови інтелектуальних інформаційних систем [111, 158], а не просто науковим підходом, пов'язаним з необхідністю створення, аналізу і оптимізації складних, технологічних, соціальних, економічних, екологічних систем та процесів їх взаємодії. Системний аналіз та інтелектуальні інформаційні системи дозволяють не лише будувати моделі складних явищ і процесів, але й, що найголовніше, перейти до впровадження цих моделей у реальну практику. Це

особливо стосується економіко-математичних моделей, застосування яких дозволяє покращити якість планування та прогнозування, а також вироблення адекватної економічної політики на тому чи іншому рівні агрегування та часовому періоді.

Системний аналіз, моделювання, інформаційні технології – це ті універсальні інструменти сучасної науки, без яких неможливо уявити її розвиток і прогрес. Моделювання було і залишається одним із найбільш ефективних і потужних методів наукових досліджень. Однак апробація та впровадження розроблених моделей часто потребує участі експертів та спеціалістів-практиків у відповідній галузі людської діяльності, оскільки часто для перевірки адекватності моделі потрібні багатократні комп’ютерні експерименти з нею, організувати які без вказаних фахівців складно. Більшість моделей складних динамічних явищ і процесів, зокрема соціальних, економічних, екологічних тощо, не просто відображають об’єкт дослідження у певному аспекті, вони імітують реальність, динаміку об’єкта. Провівши з цими моделями серію спеціально організованих варіантних розрахунків, можна отримати ті знання, без яких неможливо вибрати множину альтернативних рішень та стратегій. У зв’язку з цим часто говорять про імітаційні моделі чи імітаційне моделювання. Стосовно цих термінів слід зауважити, що вони не мають якогось нового змістового навантаження, оскільки будь-яка модель за своєю сутністю є імітаційною, адже вона імітує реальність. Звичайно сучасні інформаційні технології полегшують процес проведення експериментів з розробленими моделями та процес створення так званої імітаційної системи – сукупності математичних моделей, спеціальних допоміжних програм та інформаційних і експертних баз, які дозволяють достатньо просто і оперативно реалізувати варіантні розрахунки. При створенні імітаційних систем центральним етапом є все-таки створення моделей і процедур (алгоритмів) їх дослідження. Імітаційні експерименти, як і інші експериментальні дослідження з моделями, вкрай необхідні при вивченні складних систем, їх динаміки. Експерименти дозволяють розв’язати деякі задачі ідентифікації моделі, виправити окремі помилки, допущені під час формалізації

моделі, підказують досліднику нові ідеї, за допомогою яких вдосконалюється як експериментальна база, так і модель у цілому. Отже, теоретична (феноменологічна) та експериментальна складові моделювання – це ітераційний процес, результатом якого має бути досконала, адекватна модель.

3.2. Математичний апарат формалізації динаміки еколого-економічних систем

Апріорі зазначимо, що матеріал даного пункту конкретизується в основному на прикладі еколого-економічних систем, хоча він однаковою мірою відноситься до всіх економічних чи соціально-економічних систем, явищ і процесів. Отже, у загальному випадку еколого-економічна система, як і будь-яка інша система, у кожний момент часу характеризується певною сукупністю (вектором) показників $e=(e_1,...,e_n)^T$ (T – транспонування), які є функціями змінної часу t, тобто $e_i=e_i(t)$, $i=\overline{1,n}$. Вибір цих показників далеко не завжди є простою задачею для дослідника, оскільки вони повинні максимально репрезентувати об’єкт дослідження. Крім того, дуже часто виникає питання про саме число показників n, бо одне й те ж саме явище можна описати за допомогою різного числа характеристик чи показників. Інтуїтивно зрозуміло, що кількість компонентів вектора e повинна бути такою, щоб адекватно відобразити досліджувані властивості та ознаки еколого-економічних систем і у кінцевому результаті побудувати адекватні моделі їх динаміки. Однак, будемо вважати, що питання щодо розмірності вектора e не є проблемним, тому зупинятися детальніше на ньому не будемо. Перейдемо до сутності вектора e та його аналізу.

Залежність від часу вектора e (вектор e є вектор-функцією $e=e(t)$) означає, що в кожний конкретний момент часу стан динамічної еколого-економічної системи характеризується у n-вимірному просторі $\mathbb{R}^n$ точкою $E(e_1,e_2,...,e_n)$, координати якої (показники) логічно назвати еколого-економічними змінними. Рухаючись у просторі $\mathbb{R}^n$, точка E буде описувати

деяку криву, яка власне називається фазовою траєкторією системи, а простір $\mathbb{R}^n$, якому належить траєкторія, – фазовим простором. Фазова траєкторія може бути побудована для динамічної системи, якщо відомі функції $e_i = e_i(t)$, $i = \overline{1,n}$, тобто якщо відома динаміка еколого-економічної системи. Щоб знайти ці функції, потрібно побудувати математичну модель, розв'язками якої і будуть функції $e_i(t)$, $i = \overline{1,n}$. У більшості випадків така модель формалізується системою звичайних диференціальних рівнянь

$$\begin{cases} \dfrac{de_1}{dt} = f_1(t, e_1, e_2, ..., e_n), \\ \dfrac{de_2}{dt} = f_2(t, e_1, e_2, ..., e_n), \\ \dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots \\ \dfrac{de_n}{dt} = f_n(t, e_1, e_2, ..., e_n), \end{cases} \tag{3.2.1}$$

де функції $f_i(t, e_1, e_2, ..., e_n)$, $i = \overline{1,n}$, вважаються заданими, хоча насправді є результатом моделювання. Система (3.2.1) як диференціальна модель є ефективним інструментарієм формалізації динаміки еколого-економічних систем. Звичайно, для знаходження єдиного розв'язку моделі (3.2.1) потрібно задати початкові умови

$$e_1(t_0) = e_1^{(0)}, e_2(t_0) = e_2^{(0)}, ..., e_n(t_0) = e_n^{(0)}, \tag{3.2.2}$$

де t_0 – початковий момент часу. Крім того, для існування та єдиності розв'язку задачі (3.2.1), (3.2.2) (задачі Коші для системи диференціальних рівнянь) повинні також виконуватися деякі інші додаткові умови [63, 202], що забезпечують її строге математичне обґрунтування.

За своїм змістом кожне із рівнянь системи (3.2.1) описує зміну у часі відповідної еколого-економічної змінної (зазвичай серед змінних $e_1, e_2, ..., e_n$ є як «чисто» економічні, так і «чисто» екологічні змінні). Принципи побудови (моделювання) рівнянь системи (3.2.1) фактично ґрунтуються на тому, що у реальній ситуації миттєва швидкість зміни показника e_i або похідна $\dfrac{de_i}{dt}$ є

границею середнього абсолютного приросту цього показника на нескінченно малому відрізку часу $\Delta t = (t + \Delta t) - t \quad (\Delta t \to 0)$. Праві частини рівнянь системи (3.2.1) при цьому мають цілком конкретний зміст, який однозначно пов'язаний зі змістом відповідних показників (змінних). Формуються функції $f_i(t, e_1, e_2, ..., e_n)$, $i = \overline{1, n}$, здебільшого як різниці між деякими сумарними (інтегральними) на відрізку Δt складовими частинами, наприклад різниці між сумарним (інтегральним) доходом і сумарними (інтегральними) витратами, сумарним (інтегральним) обсягом створеного виробничого забруднення та сумарним (інтегральним) обсягом неутилізованого чи утилізованого забруднення, сумарним (інтегральним) попитом на продукцію та сумарною (інтегральною) пропозицією цієї продукції тощо. У сенсі системного підходу функції, що є правими частинами рівнянь системи (3.2.1), звичайно, залежать від внутрішніх і зовнішніх параметрів еколого-економічної системи. Як математичні конструкції ці функції можуть належати різним класам функцій, зокрема бути лінійними чи нелінійними. Крім того, вони можуть явно залежати від змінної часу t або явно від t не залежати. У тому разі, коли праві частини рівнянь системи (3.2.1) явно від t не залежать, система (3.2.1) набуває вигляду

$$\begin{cases} \dfrac{de_1}{dt} = f_1(e_1, e_2, ..., e_n), \\ \dfrac{de_2}{dt} = f_2(e_1, e_2, ..., e_n), \\ \dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots\dots \\ \dfrac{de_n}{dt} = f_n(e_1, e_2, ..., e_n). \end{cases} \tag{3.2.3}$$

Систему або диференціальну модель (3.2.3) прийнято називати автономною (динамічною або консервативною). Саме з автономною системою (3.2.3) у якісній теорії диференціальних рівнянь частіше всього пов'язують побудову та дослідження фазових траєкторій, які дають можливість встановити деякі зв'язки між фазовими змінними та їх особливості, які не вдається з'ясувати, аналізуючи змінні $e_1, e_2, ..., e_n$ як функції від часу t, тобто як динамічні змінні. Є три типи фазових траєкторій: 1) точка; 2) замкнена траєкторія (цикл);

3) незамкнена траєкторія. Точка є положенням рівноваги досліджуваної системи. Їй відповідає сталий розв'язок (розв'язок, який не залежить від часу t). Його ще називають стаціонарним розв'язком. Якщо $e_1 = e_1^*, e_2 = e_2^*, ..., e_n = e_n^*$ ($e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*$ – деякі сталі величини) при всіх значеннях t, то $\frac{de_1^*}{dt} = \frac{de_2^*}{dt} = ... = \frac{de_n^*}{dt} = 0$, тобто як випливає із (3.2.3), для знаходження стаціонарних (рівноважних) значень $e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*$ потрібно розв'язати систему функціональних рівнянь

$$\begin{cases} f_1(e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*) = 0, \\ f_2(e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*) = 0, \\ ..... \\ f_n(e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*) = 0. \end{cases} \tag{3.2.4}$$

Стаціонарна (особлива) точка $E^*(e_1^*, e_2^*, ..., e_n^*)$ фазового простору, тобто розв'язок системи (3.2.4), має важливе змістове значення для реальних еколого-економічних систем, оскільки вона відображає стан динамічної рівноваги, який у багатьох випадках є предметом окремого дослідження, пов'язаного із з'ясуванням його стійкості чи нестійкості. Якщо система повертається у стан рівноваги, з якого вона була попередньо виведена, то такий стан рівноваги називається стійким, і, навпаки, якщо після виведення зі стану рівноваги система уже до нього не повертається, то такий стан рівноваги буде нестійким. Однак, слід уточнити, що стійкість може бути визначена по-різному. У теорії стійкості є визначення стійкості за Ляпуновим, Пуанкаре, Лагранжем [63, 202]. Вище уже було фактично зазначено, що рівноважний стан системи стійкий, якщо початкові збурення системи не виводять її з певного околу цього стану. Це стійкість за Ляпуновим. У тому випадку, коли система перебуває у стані рівноваги, а потім, будучи виведена з цього стану у деякий момент часу все-таки повертається у цей стан рівноваги, має місце так звана стійкість за Пуанкаре. Система вважається стійкою за Лагранжем, якщо її збурення не виводить її за межі певної області, тобто якщо траєкторії руху системи у деякому сенсі є обмеженими. Можуть бути і інші розуміння стійкості та нестійкості. Зауважимо лише, що при дослідженні

диференціальних моделей еколого-економічної динаміки можуть використовуватися різні типи стійкості, хоча зазвичай користуються стійкістю за Ляпуновим. Для дослідження стійкості (за Ляпуновим) положення (стану) рівноваги диференціальних моделей розроблені ефективні методи [63, 202].

Отже, стаціонарні розв'язки (стаціонарні стани системи) можуть бути стійкими чи нестійкими. Однак у випадку нелінійних рівнянь інколи зустрічається також особливий тип нестійкості, точніше у фазовому просторі можуть існувати особливі точки – це так звані точки біфуркації (точки розгалуження розв'язків) [273] тобто точки, у яких залежні від деякого параметра стаціонарні розв'язки розгалужуються (роздвоюються) при невеликій зміні значення цього параметра. Реальний зміст біфуркації полягає у швидкому переході (стрибку) від одного типу стаціонарного розв'язку до іншого. Згідно з теорією біфуркації це відбувається у точках кривих стаціонарних розв'язків, які є точками нестійких стаціонарних станів. Властивості та особливості точок біфуркації є також предметом теорії катастроф, яка стверджує, що еволюція складних систем (наприклад, природних систем) – це зміна «плавних станів» систем, переходи між якими мають стрибко-подібний характер. Отже, поведінка складних систем, до яких належить зокрема і еколого-економічна система, часто описується положенням їх стаціонарних станів у фазових просторах і переходами між ними. Наявність точок біфуркації має досить обґрунтовану економічну інтерпретацію. У цих точках відбуваються потрясіння і кризи у розвитку людського суспільства, внаслідок чого змінюються економічні епохи (наприклад, кінець XIX – початок XX століття). У сенсі дослідження кризових явищ в економіці (крах фінансової системи, деструкція галузей та державної інфраструктури тощо) моделі економічної, еколого-економічної та соціально-економічної динаміки мають важливе значення для якісного аналізу цих явищ, з'ясування їх причин, прогнозування часового періоду їх настання та пошуку шляхів їх уникнення. Справа у тому, що передбачивши стаціонарні стани, у яких можливий різкий перехід до інших стаціонарних станів, можна підкоригувати

управління системою, розробивши комплекс механізмів, які дозволяють уникнути або як мінімум послабити потенційні кризові явища.

Крім фазової траєкторії типу «точка», зустрічаються також фазові траєкторії типу «цикл» (замкнена траєкторія), що описують періодичні процеси та незамкнені траєкторії, тобто траєкторії без точок самоперетину. Множина фазових траєкторій, які побудовані для різних початкових умов, називається фазовим портретом диференціальної моделі (наприклад, (3.2.3)). Побудова фазового портрету є непростою задачею, адже для цього потрібно знати поведінку фазових траєкторій в околі особливих траєкторій, якими власне є положення рівноваги, граничні цикли та деякі незамкнені траєкторії (криві), які відділяють одну сукупність траєкторій від іншої. Ще раз відзначимо важливе значення фазових траєкторій, адже на відміну від інтегральних кривих (графіків розв'язків $e = e(t)$ диференціальних моделей у просторі $\mathbb{R}^{n+1}$) вони хоча й дають неповну інформацію про досліджувану систему, але у цілому ряді випадків поведінка або структура фазових траєкторій є цілком достатньою для того, щоб зробити відповідні висновки про систему.

Диференціальні моделі є потужним інструментарієм для вивчення динаміки еколого-економічних систем і їх підсистем. По-перше, теорія диференціальних моделей (рівнянь) на сьогодні досить добре розвинута, а по-друге у деяких випадках, зокрема у випадку лінійних диференціальних моделей, тобто моделей (3.2.1), у яких

$$f_i(t, e_1, e_2, ..., e_n) = a_{i1}e_1 + a_{i2}e_2 + ... + a_{in}e_n + \tilde{f}_i(t),\ i = \overline{1,n}, \tag{3.2.5}$$

або моделей (3.2.3), у яких

$$f_i(e_1, e_2, ..., e_n) = a_{i1}e_1 + a_{i2}e_2 + ... + a_{in}e_n,\ i = \overline{1,n}, \tag{3.2.6}$$

де матриця $A = \left(a_{ij}\right)_{i,j=1}^{n}$ – задана числова матриця, а $\tilde{f}_i(t)$ $(i = \overline{1,n})$ – задані функції часу, можна знайти їх точні розв'язки. У загальному випадку, тобто у випадку нелінійних систем диференціальних рівнянь (3.2.1), (3.2.3), знайти точні аналітичні розв'язки, не завжди вдається. Але майже завжди можна знайти наближені (числові) розв'язки, користуючись пакетом сучасних числових

методів та можливостями сучасних ЕОМ. Зауважимо, що під час моделювання економічної та еколого-економічної динаміки широке застосування мають методи якісної теорії диференціальних рівнянь, які дозволяють дослідити властивості шуканих розв'язків систем (3.2.1), (3.2.3), (3.2.5), (3.2.6) і їх особливості без їх безпосереднього знаходження (точного чи наближеного). Такої інформації часто достатньо, щоб зробити відповідні висновки про досліджувану систему чи її підсистеми та досягти мети моделювання.

Слід також зазначити, що на сьогодні математичне моделювання є одним з найбільш ефективних методів дослідження в економіці, екології та соціальних науках у цілому. Коли йдеться про динаміку [128, 152] соціально-економічних і еколого-економічних систем у випадку неперервної змінної часу, то для її вивчення використовуються не тільки диференціальні моделі, які в математичному плані є звичайними диференціальними рівняннями, але й диференціальні моделі, які описуються диференціальними рівняннями у частинних похідних, хоча й значно рідше. Як відомо, диференціальні рівняння у частинних похідних відрізняються від звичайних диференціальних рівнянь тим, що шукана функція у цих рівняннях залежить не тільки від однієї незалежної змінної (такою змінною при дослідженні динаміки є час t), а від сукупності незалежних змінних, наприклад від змінної часу t та декількох просторових змінних. Однак надалі апарат диференціальних рівнянь у частинних похідних для побудови моделей динаміки використовуватися не буде, тому зупинятися на його деталізації не будемо.

3.3. Узгодження часового виміру у моделях економічної та еколого-економічної динаміки

Економіка як об'єкт дослідження належить до складних динамічних систем, зміна станів яких у часі описується сукупністю багатьох економічних змінних (показників) та суттєво залежить від внутрісистемних і зовнішніх впливів середовища функціонування. Моделі динаміки таких систем зазвичай формалізуються у фазових просторах цих змінних. При цьому математична

специфікація основних співвідношень моделей завжди залежить від того, якою є змінна часу – дискретною чи неперервною, а також від того, у яких одиницях власне вимірюється час. Оскільки спостереження за економічними явищами та процесами на практиці часто відбувається у дискретні моменти часу, то застосування дискретної змінної часу у ряді моделей динаміки є виправданим і закономірним. Найпростішими моделями такого класу є так звані динамічні ряди, які широко використовуються у статистиці та економетриці. З іншого боку, неперервна змінна часу є зручною у теоретичних дослідженнях, зокрема в моделюванні. Урахування неперервності часу в економічній динаміці дозволяє зробити ряд узагальнень і передбачень щодо поведінки об’єкта дослідження у будь-який момент часу із заданого проміжку, у тому числі у момент часу, у який отримати відповідні статистичні дані неможливо. Неперервний час апріорі означає, що для формалізації моделей економічної динаміки можна використати апарат диференціальних рівнянь, а дискретний час – апарат різницевих рівнянь. Звичайно, між неперервним і дискретним часом існує очевидний зв’язок у тому сенсі, що дискретні моделі можна отримати із неперервних шляхом дискретизації змінної часу, а неперервні моделі із дискретних – шляхом певного граничного переходу.

Інша проблема, пов’язана із змінною часу в моделях динаміки, – це проблема вибору одиниць вимірювання часу. Сутність цієї проблеми полягає у тому, що у деяких ситуаціях час не обов’язково може вимірюватися у стандартних часових одиницях (с.ч.о.), якими є, зокрема, рік, місяць, година тощо, а наприклад, у виробничих циклах (в.ц.), циклах споживання (ц.с.) тощо. Це приводить до того, що різні економічні показники можуть залежати від різних одиниць вимірювання часу, тому їх сумісне використання потребує взаємного узгодження у часі. Отже, питання такого узгодження [62, 256], зокрема зведення економічних змінних і функцій, що залежать від різних одиниць вимірювання часу, до своїх еквівалентів під час побудови моделей економічної динаміки є актуальними та потребують глибокого наукового обґрунтування.

Проблемами економічної динаміки, зокрема динаміки еколого-економічних, соціально-економічних і соціо-еколого-економічних систем займались і займаються багато зарубіжних і вітчизняних учених. До них належать, зокрема уже раніше зазначені В. Леонтьєв [134, 135], Д. Форд [135], Дж. Форрестер [224], Р. Солоу [266], О. Петров, О. Шананін, І. Поспєлов [186], А. Рубінов [175], І. Ляшенко [139, 140], М. Михалевич [158], О. Ляшенко [147], А. Онищенко [174] та ін.

У працях вищезазначених і інших учених не тільки сформовані основи теорії економічної динаміки, але й побудовано ряд загальновідомих динамічних моделей економіки, зокрема динамічні моделі міжгалузевого та еколого-економічного балансу, моделі взаємодії демографічної, індустріальної та аграрної систем, а також збереження рівноваги між суспільством і природою в глобальному масштабі, моделі економічного зростання з неперервним і дискретним часом, моделі еколого-економічної взаємодії та сталого розвитку з урахуванням різних початкових і термінальних умов на стани еколого-економічних систем, моделі оптимального керування економічною та еколого-економічною динамікою та ряд інших моделей, які стали уже класикою моделювання економічної динаміки. Однак проблема моделювання динаміки економічних систем настільки багатогранна, що вимагає постійної уваги з боку науковців, оскільки цілий ряд питань залишаються ще не вивченими або до кінця не обґрунтованими на теоретичному та прикладному рівнях. До таких питань і належить питання побудови моделей економічної динаміки у випадку, коли основні складові цих моделей (змінні, функції, окремі співвідношення) залежать від різних одиниць вимірювання змінної часу, а отже, для побудови адекватних моделей необхідно всі їх складники звести до одного часового виміру.

Моделювання є одним із найбільш ефективних методів дослідження економічної динаміки, оскільки реальні експерименти в динаміці практично неможливі. Траєкторія руху економічного об’єкта (системи) у фазовому просторі (просторі станів об’єкта (системи)) неявно залежить від часу, тому як і час не може бути «повернута назад». Неможливо також ліквідувати допущені раніше та

закладені у динаміку цієї траєкторії помилки управління економікою. Однією з таких помилок, яка дуже часто виявляє себе неявно під час якісного та експериментального дослідження побудованих моделей економічної динаміки, є помилка неузгодження одиниць вимірювання часу у різних статистичних даних, динамічних функціях економічної поведінки суб'єктів господарювання, рівняннях динаміки окремих економічних змінних, до яких належать, наприклад ціни, заощадження капіталів, тарифи на утилізацію забруднення, обсяги неутилізованого забруднення тощо. Незважаючи на те, що неузгодження одиниць вимірювання часу у динамічних моделях може бути викликане різними причинами, зокрема й недостатньою кваліфікацією користувачів, аналітиків чи консультантів, осіб, що приймають рішення в економіці, розробники моделей повинні передбачити можливість помилкової апробації та застосування моделей. Інакше кажучи, основні співвідношення будь-якої моделі економічної динаміки та її загальний опис повинні однозначно відображати цю проблему та акцентувати на адекватності відповідного інформаційного забезпечення моделі.

Отже, підняті вище питання на сьогодні залишаються недостатньо вивченими та науково обґрунтованими, тому потребують подальшого дослідження. При цьому слід зауважити, що найбільш ефективними до проведення відповідних досліджень є підходи формалізованого розкриття зазначених питань.

Метою дослідження у цьому пункті є формалізація (на модельному рівні) проблеми узгодження часового виміру на прикладі рівняння динаміки деякої економічної змінної z у випадку, коли складові цього рівняння залежать не тільки від с.ч.о., але й від в.ц. та ц.с. Звичайно, що така формалізація або уточнення передбачається для всіх співвідношень будь-якої динамічної моделі економіки, що власне складає зміст одного із основоположних принципів моделювання економічної динаміки.

Перейдемо до викладення основних результатів даного пункту. У моделях економічної динаміки, наприклад динаміки еколого-економічних систем з урахуванням економічної структури суспільства, основні динамічні змінні, а

точніше їх прирости у часі, залежать від різниці між доходами та витратами, попитом і пропозицією тощо. Інакше кажучи, побудова основних співвідношень таких моделей базується на припущенні: середній приріст відповідної динамічної змінної z на відрізку часу $\Delta t = (t + \Delta t) - t$, де t – довільний момент часу, дорівнює або прямо пропорційний з деяким коефіцієнтом різниці між сумарними (інтегральними) на цьому ж відрізку доходами та витратами чи попитом і пропозицією. Надалі з метою викладення основних результатів цього дослідження у формалізованому вигляді будемо вважати змінну часу t неперервною. Крім того, не порушуючи загальності міркувань, розглянемо лише динамічну змінну z, яка залежить від доходу D та витрат V, а точніше – від їх різниці. Проілюструємо для цієї змінної логіку процесу побудови рівняння її динаміки, розуміючи, що такий підхід до побудови моделей економічної динаміки є достатньо загальним.

Основний акцент нижче наведених викладень робиться не стільки на логіці та техніці побудови рівнянь динаміки, скільки на окремих принципових відмінностях таких рівнянь, пов’язаних з вимірюванням часу у стандартних одиницях виміру (рік, місяць, година тощо), а також у виробничих циклах і циклах споживання. Справа у тому, що у ряді моделей економічної динаміки, у тому числі моделей динамічної еколого-економічної взаємодії певні початкові припущення та умови на кінцеві результати пов’язані з виробничими циклами або циклами споживання (виробничий цикл – це термін перебування предметів праці (сировини, матеріалів) у виробничому процесі з початкового моменту виготовлення до моменту випуску готової продукції; цикл споживання – термін зміни стану продукції від початкового моменту її ринкового «життя» до кінцевого моменту її використання). Наприклад динамічні виробничі функції та динамічні функції попиту (або споживання) можуть залежати відповідно від в.ц. та ц.с. Враховуючи, що ці функції є елементами більш складних моделей, це вимагає при побудові таких моделей узгоджувати часові одиниці, тобто приводити їх до єдиної одиниці виміру, інакше не уникнути помилкових

формалізацій моделей та неадекватних висновків їх якісного та експериментального аналізу, а також практичного застосування.

Надалі, розглянемо окремо три випадки побудови рівняння динаміки змінної z (будемо вважати, що середній приріст динамічної змінної z на деякому відрізку часу дорівнює різниці між сумарними доходами та витратами на цьому ж відрізку часу):

1) час вимірюється у с.ч.о., D і V залежать від с.ч.о.;
2) час вимірюється у в.ц., D залежить від в.ц., а V – від ц.с.;
3) час вимірюється у ц.с., D залежить від в.ц., а V – від ц.с.

1) Згідно із базовим припущенням про динаміку приросту змінної z

$$\Delta z(t) = z(t+\Delta t) - z(t) = \int_t^{t+\Delta t} D(v)dv - \int_t^{t+\Delta t} V(\mu)d\mu =$$
$$= D(v^*)(t+\Delta t - t) - V(\mu^*)(t+\Delta t - t) =$$
$$= D(v^*)\Delta t - V(\mu^*)\Delta t, \qquad (3.3.1)$$

де $v^* \in [t, t+\Delta t]$, $\mu^* \in [t, t+\Delta t]$ – деякі моменти часу, існування яких гарантує теорема про середнє для визначених інтегралів [115, 130]. Зауважимо, що у випадку неперервності функцій $D(t)$ та $V(t)$ неперервною також буде функція $(D(t) - V(t))$, тому $v^* = \mu^*$. Із (3.3.1) випливає, що

$$\frac{\Delta z(t)}{\Delta t} = D(v^*) - V(\mu^*). \qquad (3.3.2)$$

Перейшовши у (3.3.2) до границі при $\Delta t \to 0$, отримаємо рівняння ($v^* \to t$, $\mu^* \to t$)

$$\frac{dz(t)}{dt} = D(t) - V(t). \qquad (3.3.3)$$

Рівняння (3.3.3) власне і є рівнянням динаміки змінної z, якщо змінна часу t вимірюється у с.ч.о. Аналогічно до (3.3.3) будуються рівняння динаміки змінних, що базуються на більш загальних, ніж (3.3.2), припущеннях.

2) Позначимо через θ змінну часу у в.ц., а τ – змінну часу у ц.с. Крім того, будемо вважати, що тривалість в.ц. становить T_1 с.ч.о., а тривалість ц.с. – T_2 с.ч.о., тобто

$$\theta \text{в.ц.} = \theta T_1 \text{с.ч.о.}, \qquad \tau \text{ц.с.} = \tau T_2 \text{с.ч.о.}, \qquad \tau \text{ц.с.} = \frac{\tau T_2}{T_1} \text{в.ц.} = \text{h}\tau \text{в.ц.},$$

$\theta \text{в.ц.} = \dfrac{\theta T_1}{T_2} \text{ц.с.} = \text{h}^* \theta \text{ц.с.}$, де $h = T_2 / T_1$, $h^* = 1/h$. Припускаючи ситуацію, коли $D = D(\theta)$, а $V = V(\tau)$, тобто дохід залежить від в.ц., а витрати – від ц.с., побудуємо рівняння динаміки змінної z, коли часовою змінною є θ. Очевидно, що відрізок $[\theta, \theta + \Delta\theta]$ в.ц. збігається з відрізком $[\theta T_1, (\theta + \Delta\theta) T_1]$ с.ч.о. та з відрізком $[\theta h^*, (\theta + \Delta\theta) h^*]$ ц.с. Інакше кажучи, приріст динамічної змінної z на відрізку $[\theta, \theta + \Delta\theta]$, тобто на довільному відрізку числової осі θ, дорівнює (або у загальному випадку пропорційний) різниці між інтегральним (сумарним) доходом на цьому відрізку та інтегральними (сумарними) витратами на відрізку-еквіваленті $[\theta h^*, (\theta + \Delta\theta) h^*]$ числової осі τ. Отже,

$$\Delta z(\theta) = z(\theta + \Delta\theta) - z(\theta) = \int_{\theta}^{\theta + \Delta\theta} D(v) dv - \int_{\theta h^*}^{(\theta + \Delta\theta) h^*} V(\mu) d\mu =$$

$$= D(v^{**})(\theta + \Delta\theta - \theta) - V(\mu^{**})[(\theta + \Delta\theta) h^* - \theta h^*] =$$

$$= D(v^{**}) \Delta\theta - V(\mu^{**}) h^* \Delta\theta, \tag{3.3.4}$$

де $v^{**} \in [\theta, \theta + \Delta\theta]$, $\mu^{**} \in [\theta h^*, (\theta + \Delta\theta) h^*]$ – деякі моменти часу, що задовольняють уже згадану теорему про середнє для визначених інтегралів [115, 130]. Із (3.3.4) випливає співвідношення

$$\frac{\Delta z(\theta)}{\Delta\theta} = D(v^{**}) - V(\mu^{**}) h^*, \tag{3.3.5}$$

а із (3.3.5) при переході до границі при $\Delta\theta \to 0$ (тоді $v^{**} \to \theta$, $\mu^{**} \to \theta h^*$) – остаточне рівняння

$$\frac{dz(\theta)}{d\theta} = D(\theta) - h^* V(\theta h^*). \tag{3.3.6}$$

Якщо функція V лінійно однорідна, то $V(\theta h^*) = h^* V(\theta)$ і рівняння (3.3.6) набуде вигляду

$$\frac{dz(\theta)}{d\theta} = D(\theta) - k_1 V(\theta), \tag{3.3.7}$$

де $k_1 = (h^*)^2 = 1/h^2$. Рівняння (3.3.6) та (3.3.7) описують динаміку змінної z, коли час вимірюється у в.ц.

3) Якщо час вимірюється у ц.с., тобто часовою змінною є τ, то відрізок $[\tau, \tau + \Delta\tau]$ ц.с. збігається з відрізком $[\tau T_2, (\tau + \Delta\tau)T_2]$ с.ч.о. та з відрізком $[\tau h, (\tau + \Delta\tau)h]$ в.ц., тому приріст динамічної змінної z на довільному відрізку $[\tau, \tau + \Delta\tau]$ дорівнює чи пропорційний різниці між інтегральним (сумарним) доходом на часовому відрізку-еквіваленті $[\tau h, (\tau + \Delta\tau)h]$ числової осі θ та інтегральними (сумарними) витратами на відрізку $[\tau, \tau + \Delta\tau]$. Це означає, що

$$\begin{aligned}
\Delta z(\tau) = z(\tau + \Delta\tau) - z(\tau) &= \int_{\tau h}^{(\tau+\Delta\tau)h} D(v)dv - \int_{\tau}^{\tau+\Delta\tau} V(\mu)d\mu = \\
&= D(\tilde{v}^*)[(\tau + \Delta\tau)h - \tau h] - V(\tilde{\mu}^*)(\tau + \Delta\tau - \tau) = \\
&= D(\tilde{v}^*)h\Delta\tau - V(\tilde{\mu}^*)\Delta\tau,
\end{aligned} \tag{3.3.8}$$

де $\tilde{v}^* \in [\tau h, (\tau + \Delta\tau)h]$, $\tilde{\mu}^* \in [\tau, \tau + \Delta\tau]$ – моменти часу, аналогічні до моментів часу v^*, μ^* та v^{**}, μ^{**}. З урахуванням (3.3.8) середній приріст змінної z на $[\tau, \tau + \Delta\tau]$ формалізується співвідношенням

$$\frac{\Delta z(\tau)}{\Delta\tau} = D(\tilde{v}^*)h - V(\tilde{\mu}^*). \tag{3.3.9}$$

Перейшовши у (3.3.9) до границі при $\Delta\tau \to 0$ (тоді $h\Delta\tau \to 0, \tilde{v}^* \to \tau h,$ $\tilde{\mu}^* \to \tau$), отримаємо рівняння динаміки змінної z у випадку часової змінної τ:

$$\frac{dz(\tau)}{d\tau} = D(\tau h)h - V(\tau). \tag{3.3.10}$$

У тому разі, коли функція D лінійно однорідна, тобто $D(h\tau) = hD(\tau)$, рівняння (3.3.10) зведеться до рівняння

$$\frac{dz(\tau)}{d\tau} = k_2 D(\tau) - V(\tau), \tag{3.3.11}$$

де $k_2 = h^2$.

Аналізуючи рівняння (3.3.6), (3.3.7), (3.3.10), (3.3.11), зауважимо, що коефіцієнти h^*, k_1, h, k_2, які можна назвати коригувальними коефіцієнтами, відіграють дуже важливу роль. Ці коефіцієнти моделюють певний зв'язок між в.ц. та ц.с., а також їх взаємний вплив на зміну відповідних складових рівнянь динаміки змінної z залежно від вибраної одиниці вимірювання часу. Крім того, ці коефіцієнти суттєво впливають на результати моделювання навіть тоді, коли вони близькі до одиниці. Під час проведення експериментальних досліджень з моделями економічної динаміки, у яких коефіцієнти h^*, k_1, h, k_2 не враховані або є неточними, похибка кінцевого результату може бути значно більшою від допустимої, а отже, модель виявиться неадекватною. У зв'язку з цим урахування поправочних коефіцієнтів, пов'язаних з вибором одиниць вимірювання часу, є вкрай важливою. Зрозуміло, що с.ч.о. є найбільш зручними та широко використовуваними як в теоретичних дослідженнях, так і в прикладних експериментах з моделями, тому логічно намагатися будувати моделі економічної та еколого-економічної динаміки, у яких час вимірюється у с.ч.о. У зв'язку з цим знову повернемося до розглянутих вище випадків 2) і 3), у яких час вимірювався відповідно у в.ц. і ц.с. Нескладно переконатися у тому, що кожний з цих випадків зводиться до випадку 1), причому такий перехід у динамічних моделях є природним і не потребує зайвого обґрунтування. Але деякі деталі переходу від випадків 2) і 3) до випадку 1) все-таки варто уточнити.

Випадки 2) і 3) пов'язує те, що $D = D(\theta)$, а $V = V(\tau)$, тобто D залежить від в.ц., а V – від ц.с. Оскільки відрізок $[t, t+\Delta t]$ с.ч.о. збігається з відрізком $\left[\frac{t}{T_1}, \frac{t+\Delta t}{T_1}\right]$ в.ц. та з відрізком $\left[\frac{t}{T_2}, \frac{t+\Delta t}{T_2}\right]$ ц.с., тобто вказані часові відрізки є еквівалентами відповідно у с.ч.о., в.ц. та ц.с., то приріст змінної z на відрізку $[t, t+\Delta t]$ с.ч.о. дорівнює (чи пропорційний) різниці між інтегральним

(сумарним) доходом на відрізку-еквіваленті $\left[\frac{t}{T_1}, \frac{t+\Delta t}{T_1}\right]$ в.ц. та інтегральними (сумарними) витратами на відрізку-еквіваленті $\left[\frac{t}{T_2}, \frac{t+\Delta t}{T_2}\right]$ ц.с. Це означає, що

$$\Delta z(t) = z(t+\Delta t) - z(t) = \int_{t/T_1}^{(t+\Delta t)/T_1} D(v)dv - \int_{t/T_2}^{(t+\Delta t)/T_2} V(\mu)d\mu =$$

$$= D(\tilde{v}^{**})\left(\frac{t+\Delta t}{T_1} - \frac{t}{T_1}\right) - V(\tilde{\mu}^{**})\left(\frac{t+\Delta t}{T_2} - \frac{t}{T_2}\right) =$$

$$= D(\tilde{v}^{**})\frac{\Delta t}{T_1} - V(\tilde{\mu}^{**})\frac{\Delta t}{T_2}, \qquad (3.3.12)$$

де $\tilde{v}^{**} \in \left[\frac{t}{T_1}, \frac{t}{T_1} + \frac{\Delta t}{T_1}\right]$, $\tilde{\mu}^{**} \in \left[\frac{t}{T_2}, \frac{t}{T_2} + \frac{\Delta t}{T_2}\right]$.

Отже, із (3.3.12) випливає співвідношення

$$\frac{\Delta z(t)}{\Delta t} = D(\tilde{v}^{**})/T_1 - V(\tilde{\mu}^{**})/T_2, \qquad (3.3.13)$$

а із (3.3.13) при $\Delta t \to 0$ $\left(\tilde{v}^{**} \to \frac{t}{T_1}, \tilde{\mu}^{**} \to \frac{t}{T_2}\right)$ –

$$\frac{dz(t)}{dt} = k_3 D(k_3 t) - k_4 V(k_4 t), \qquad (3.3.14)$$

де $k_3 = 1/T_1$, $k_4 = 1/T_2$. Припустивши, що обидві функції D і V є лінійно однорідними, від рівняння (3.3.14) переходимо до рівняння

$$\frac{dz(t)}{dt} = k_5 D(t) - k_6 V(t). \qquad (3.3.15)$$

У (3.3.15) $k_5 = k_3^2 = 1/T_1^2$, $k_6 = k_4^2 = 1/T_2^2$. Коефіцієнти k_3, k_4, k_5, k_6 (коригувальні коефіцієнти) коригують рівняння динаміки змінної z, коли час вимірюється у с.ч.о., функція D – у в.ц., а функція V – у ц.с.

Запропонований підхід до розв’язання проблеми узгодження часового виміру у моделях економічної динаміки дозволяє під час побудови таких моделей уникати помилок, пов’язаних з тим, що економічні змінні, функції та

окремі співвідношення цих моделей можуть залежати від різних часових одиниць вимірювання. Процес формалізації рівнянь динаміки, який проілюстрований у даному пункті на прикладі деякої економічної змінної z, апріорі передбачає, що проблема узгодження часового виміру стосується не лише специфікації моделі, але й насамперед її інформаційного забезпечення, де, зазвичай, помилки неузгодження часового виміру у статистичних даних зустрічаються частіше, ніж у специфікаціях моделей. Це підтверджується практикою експериментальних досліджень з моделями та якісним аналізом результатів цього дослідження. Зауважимо також, що отримані вище результати можуть бути у різний спосіб розширені та модифіковані, якщо час вимірювати не лише у с.ч.о., в.ц. та ц.с., але й у інших одиницях.

3.4. Часові лаги у динамічних моделях економіки

Економічна система як і її складові підсистеми (еколого-економічна, соціально-економічна) належать до розряду складних динамічних систем, зміна в часі яких відбувається під впливом багатьох чинників, кожний з яких у свою чергу залежить власне від самого фактору часу. Час по-різному впливає на функціонування процесів, що відбуваються у системі та середовищі її існування, приводить до запізнення чи навіть випередження деяких подій, які можуть як негативно, так і позитивно впливати на економічну динаміку, але зазвичай пригальмовують економічне зростання, соціальну стабільність та ряд інших явищ, які є ключовими системними характеристиками. Отже, однією із актуальних проблем економічної динаміки є проблема часових лагів, зокрема проблема запізнення під час засвоєння інвестицій (капітальних вкладень), оскільки від моменту вкладення інвестицій до моменту введення у дію, наприклад основних виробничих фондів проходить певний час, тривалість якого є важливим економічним показником.

Проблема часових лагів у економічній науці є актуальною [67, 85], займає важливе місце у багатьох дослідженнях, окреслює пов’язані з нею суміжні питання наукового та прикладного характеру, які потребують свого подальшого

вивчення як предмет дослідження. До найбільш ефективних методів вивчення цих питань належить математичне моделювання, яке дозволяє формалізувати зв'язки між економічними змінними та факторами з урахуванням часових лагів, зокрема лагів запізнення, що власне буде проілюстровано нижче.

Проблемам економічної динаміки та часовим лагам в економіці присвячено багато наукових праць зарубіжних і вітчизняних учених, зокрема зазначених у попередньому пункті. Серед знакових результатів, які належать переліченим вище та іншим науковцям, слід відзначити результати, пов'язані з розробкою та аналізом динамічних моделей міжгалузевого та еколого-економічного балансів; моделей економічного зростання; моделей взаємодії демографічної, індустріальної та аграрної систем і моделей динамічної рівноваги між природою і суспільством у глобальному масштабі; моделей економічної динаміки без урахування та з урахуванням фактора запізнення віддачі інвестицій в економіці; моделей оптимального розвитку соціально-економічних і еколого-економічних систем, а також результати, пов'язані з дослідженням концептуальних моделей та механізмів реалізації сталого розвитку. Однак тематика проблем економічної динаміки, зокрема проблем моделювання часових лагів надзвичайно широка та багатогранна [128, 177]. Її актуальність та гострота особливо очевидні сьогодні, коли відбуваються швидкі економічні зміни як в окремих країнах світу, так і в глобальній світовій економічній системі.

Всі економічні, соціальні, суспільні події відбуваються у часі, тому фактор часу явно чи неявно присутній скрізь і всюди, він не є просто важливим, а насправді визначальним для функціонування будь-якої системи, процесу тощо. Економіка та її складові частини, тобто її окремі підсистеми, розвиваються дуже динамічно, тому їх дослідження у більшості випадків потребує урахування фактору часу, зокрема так званих часових лагів, пов'язаних зазвичай із запізненням віддачі від вкладених інвестицій. Моделювання часових лагів дає можливість уникнути багатьох похибок під час розробки моделей економічної динаміки, а найголовніше – підвищити рівень адекватності побудованих моделей. У зв'язку з цим потрібно обґрунтувати сутність і типи часових лагів,

методологічні та інформаційні можливості їх формалізації у динамічних моделях економіки, проаналізувати основні підходи та базові моделі часових лагів. Усі ці завдання та їх розв'язання складають основу нижченаведених досліджень.

У економіці часовий лаг є не просто проміжком часу, а й економічним показником, який відображає запізнення або випередження у часі одного економічного явища відносно іншого економічного явища, якщо між цими явищами є певний зв'язок [136]. У більш конкретному розумінні часовий лаг або просто лаг – це проміжок часу між деяким ефектом і його попереднім стимулом, тобто проміжок часу, який відділяє прикладені зусилля щодо досягнення певної мети та результатом її реалізації. Зазвичай йдеться про лаги запізнення, хоча зустрічаються також лаги випередження. Для соціально-економічних процесів характерні лаги запізнення, причому вони можуть бути досить великими у часі та відігравати надзвичайно важливу роль у процесах прогнозування, управління та прийняття рішень.

Яскравими прикладами лагів запізнення, які дуже чітко розкривають сутність запізнення у економіці, є лаги у промисловості та будівництві, оскільки вкладені туди інвестиції дають віддачу не зразу, а лише через деякі проміжки часу, кінцеві (термінальні) моменти яких і є початковими моментами функціонування нових виробництв, експлуатації нових будинків тощо. Проблема інвестування у економіці та її підсистемах (еколого-економічній, соціально-економічній) і пов'язані з нею часові лаги – це окрема тема для наукових досліджень. Нижче розглянемо лише деякі аспекти цієї проблеми, які є принциповими для формалізації часових лагів у економіко-математичному моделюванні. Попутно зазначимо, що лаги, які відображають запізнення віддачі інвестицій (капіталовкладень) можуть бути різних типів, зокрема:

1) технологічний лаг – проміжок часу від моменту проектування об'єкта будівництва до моменту його початкової експлуатації;

2) будівельний лаг – проміжок часу від початкового моменту будівництва об'єкта до моменту його завершення;

3) лаг віддачі – проміжок часу від моменту вкладення інвестицій до моменту засвоєння проектних потужностей та досягнення рентабельності;

4) комплексний лаг – лаг віддачі певної групи зв'язаних між собою об'єктів.

Особливість лагів найперше полягає у тому, що, впливаючи на окремі сфери соціально-економічної дійсності, вони фактично впливають на рівень економічного розвитку та відповідні соціальні стандарти у цілому. Позитивне розв'язання проблеми лагів на практиці передбачає їх скорочення та встановлення їх оптимальних величин, які, як відомо, залежать від суми втрат, пов'язаних із запізненням віддачі, та суми витрат на скорочення лагів. Оптимальний лаг є розв'язком задачі мінімізації загальної суми втрат і витрат на множині допустимих додатних величин лагів. У реальній ситуації встановити оптимальний лаг складно або й неможливо у зв'язку зі складністю збирання необхідної інформації, оцінювання втрат і витрат, а також у зв'язку з багатьма іншими причинами. До того ж, реальні лаги зазвичай не збігаються з розрахунковими. Однак, інформація про реальні лаги (особливо якісна інформація) є завжди корисною.

Отже, часові лаги у динамічних моделях економіки в основному пов'язані із запізненням процесу засвоєння інвестицій (капітальних вкладів), тому для з'ясування основних підходів (способів) у моделюванні часових лагів розглянемо принциповий для економіки ланцюжок «інвестиції – введення у дію основних виробничих фондів (ОВФ)». Для урахування запізнення у моделях економічної динаміки використовують два основних підходи, які спочатку продемонструємо на прикладі моделювання рівняння динаміки капіталу (чи ОВФ) у випадку неперервного часу t.

Позначимо через $y(t)$ і $x(t)$ відповідно капітал і інвестиції (результуючий ефект і стимул) у момент часу t і поки-що припустимо, що:

1) запізнення під час засвоєння інвестицій немає;

2) приріст капіталу відбувається за рахунок чистих інвестицій, тобто тієї частини інвестицій, яка залишається після амортизаційних відрахувань $a(t)$.

Тоді приріст капіталу на відрізку часу $[t, t+\Delta t]$ дорівнює різниці між сумарними (інтегральними) інвестиціями та сумарними (інтегральними) амортизаційними відрахуваннями на цьому відрізку, тобто

$$\Delta y(t) = y(t+\Delta t) - y(t) = \int_{t}^{t+\Delta t} [x(v) - a(v)]dv =$$

$$= [x(v^*) - a(v^*)]\Delta t$$

або

$$\frac{\Delta y(t)}{\Delta t} = x(v^*) - a(v^*),$$

де $v^* \in [t, t+\Delta t]$ (теорема про середнє для визначеного інтеграла [130]).

Перейшовши у останньому співвідношенні до границі при $\Delta t \to 0$ (тоді $v^* \to t$), отримаємо рівняння динаміки капіталу (без запізнення)

$$\frac{dy(t)}{dt} = x(t) - a(t). \qquad (3.4.1)$$

Якщо вважати, що капітал амортизується із темпом $\delta > 0$ (тобто, що амортизаційні відрахування прямо пропорційні до величини капіталу з коефіцієнтом δ: $a(t) = \delta y(t)$), то рівняння (3.4.1) набуде вигляду

$$\frac{dy(t)}{dt} = x(t) - \delta y(t). \qquad (3.4.2)$$

Рівняння (3.4.1), (3.4.2) описують зміну у часі капіталу, якщо часовий лаг запізнення є нульовим.

Тепер повернемося до розкриття змісту двох основних підходів до моделювання часових лагів.

Перший підхід до урахування запізнення у динамічних моделях передбачає наявність проміжку часу тривалістю τ, протягом якого вкладені у момент $(t-\tau)$ інвестиції дають ефект (приводять до зміни капіталу (ОВФ)) у момент часу t. Отже, якщо змінити зазначене вище припущення 1), тобто під час побудови рівняння динаміки капіталу урахувати запізнення, то приріст капіталу на відрізку часу $[t, t+\Delta t]$ фактично визначається різницею між сумарними (інтегральними)

інвестиціями на відрізку часу $[t-\tau, t-\tau+\Delta t]$ та сумарними (інтегральними) амортизаційними відрахуваннями на відрізку часу $[t, t+\Delta t]$, тобто

$$\Delta y(t) = y(t+\Delta t) - y(t) = \int_{t-\tau}^{t-\tau+\Delta t} x(v)dv - \int_{t}^{t+\Delta t} a(v)dv =$$
$$= x(v^{**})\Delta t - a(\tilde{v})\Delta t$$

або

$$\frac{\Delta y(t)}{\Delta t} = x(v^{**}) - a(\tilde{v}),$$

де $v^{**} \in [t-\tau, t-\tau+\Delta t]$, $\tilde{v} \in [t, t+\Delta t]$ (теорема про середнє для визначеного інтеграла [130]). Перехід до границі при $\Delta t \to 0$ у співвідношенні для відносного приросту капіталу дає можливість отримати співвідношення для граничного приросту або рівняння динаміки капіталу з урахуванням запізнення $(v^{**} \to t-\tau, \tilde{v} \to t)$:

$$\frac{dy(t)}{dt} = x(t-\tau) - a(t). \tag{3.4.3}$$

Якщо $a(t) = \delta y(t)$, то конкретизацією (3.4.3) буде рівняння

$$\frac{dy(t)}{dt} = x(t-\tau) - \delta y(t). \tag{3.4.4}$$

На відміну від рівнянь (3.4.1), (3.4.2) рівняння (3.4.3), (3.4.4) називаються у теорії диференціальних рівнянь рівняннями з відхиляючим аргументом.

Другий підхід до моделювання запізнення базується на використанні так званих розподілених лагів [177]. Згідно з базовим принципом теорії розподілених лагів наявність запізнення означає, що вплив змінної x на змінну y проявляється не миттєво, а поступово. Інакше кажучи, якщо у моменти часу $\theta < t$ виділені інвестиції $x(\theta)$, то у момент t буде реалізована (введена у дію) лише деяка їх частка w, яка звичайно залежить від моментів часу θ і t $(w = w(t,\theta))$. Отже, у момент часу t будуть введені у дію інвестиції величиною $w(t,\theta)x(\theta)$. Для всіх моментів часу $\theta < t$, тобто моментів часу, не обмежених терміном запізнення, сумарна (інтегральна) величина введених у дію інвестицій

$$v(t) = \int_{-\infty}^{t} w(t,\theta)x(\theta)d\theta . \qquad (3.4.5)$$

Співвідношення (3.4.5) формалізує той факт, що у моделях з розподіленим лагом кінцевий результат не є функцією витрат деякого конкретного моменту часу (наприклад, року), а функцією витрат всіх моментів часу минулого періоду. Частинним випадком у моделях з розподіленим лагом є випадок, коли частка вкладених у момент θ і введених у дію у момент t інвестицій залежить тільки від довжини проміжку часу $[\theta,t]$, тобто $w(t,\theta) \equiv w(t-\theta)$. Тоді формула (3.4.5) набуде вигляду (3.4.6):

$$v(t) = \int_{-\infty}^{t} w(t-\theta)x(\theta)d\theta , \qquad (3.4.6)$$

Якщо $w(t,\theta) \equiv w(t-\theta)$, то кажуть, що процес уведення у дію інвестицій є стаціонарним. Припущення про стаціонарність часто використовують як у теоретичних, так і у прикладних дослідженнях, оскільки воно дозволяє будувати моделі з високим рівнем адекватності. Ввівши нову змінну $\zeta = t-\theta$ (при цьому $d\theta = -d\zeta$ і якщо $\theta \to -\infty$, то $\zeta \to +\infty$, а якщо $\theta = t$, то $\zeta = 0$) від (3.4.6) перейдемо до формули

$$v(t) = -\int_{\infty}^{0} x(t-\zeta)w(\zeta)d\zeta = \int_{0}^{\infty} x(t-\zeta)w(\zeta)d\zeta . \qquad (3.4.7)$$

Суттєву роль у (3.4.7) відіграє функція $w(\zeta)$. Щодо цієї функції можна висувати різні припущення. Одним із закономірних є припущення про монотонне спадання функції $w(\zeta)$, оскільки зі збільшенням проміжку часу ζ частка виділених у момент часу $(t-\zeta)$ та введених у дію у момент часу t інвестицій буде спадати. Функція, яка задовольняє цю властивість, може бути задана у вигляді

$$w(\zeta) = \lambda e^{-\lambda\zeta} , \qquad (3.4.8)$$

де параметр $\lambda > 0$.

Ще одне спрощення ситуації можливе, коли процес засвоєння інвестицій стаціонарний і $x(\theta) = x = const$ для всіх $\theta \in (-\infty, t]$. Вимагаючи, щоб виконувалась умова $v(t) = x$ (тобто, щоб у момент часу t весь обсяг інвестицій $x = const$ був уведений у дію) і підставляючи $x(\theta) = x$ та $v(t) = x$ у (3.4.7) отримаємо

$$x = \int_0^\infty x w(\zeta) d\zeta$$

або

$$\int_0^\infty w(\zeta) d\zeta = 1. \tag{3.4.9}$$

Крім того, для функції (3.4.8)

$$\lim_{\zeta \to \infty} w(\zeta) = 0. \tag{3.4.10}$$

Легко переконатися у тому, що функція розподіленого лага (3.4.8) задовольняє умови (3.4.9), (3.4.10).

Для того, щоб отримати рівняння динаміки введених у дію інвестицій або рівняння для швидкості $\dot{v}(t) = \dfrac{dv(t)}{dt}$, знайдемо похідну від (3.4.7) як похідну від інтеграла за параметром [115]. Отже,

$$\frac{dv(t)}{dt} = \int_0^\infty \frac{\partial x(t-\zeta)}{\partial t} w(\zeta) d\zeta. \tag{3.4.11}$$

Оскільки $\dfrac{\partial x(t-\zeta)}{\partial t} = -\dfrac{\partial x(t-\zeta)}{\partial \zeta}$, то, скориставшись умовою (3.4.10), від (3.4.11) перейдемо до співвідношення

$$\frac{dv(t)}{dt} = -\int_0^\infty \frac{\partial x(t-\zeta)}{\partial \zeta} w(\zeta) d\zeta = -\int_0^\infty w(\zeta) dx(t-\zeta) =$$

$$= -\left\{ w(\zeta) x(t-\zeta)\Big|_0^\infty - \int_0^\infty x(t-\zeta) dw(\zeta) \right\} =$$

$$= -\left\{ -w(0) x(t) - \int_0^\infty x(t-\zeta) \dot{w}(\zeta) d\zeta \right\} =$$

$$= w(0)x(t) + \int_0^\infty x(t-\zeta)\dot{w}(\zeta)d\zeta\,. \qquad (3.4.12)$$

Для функції (3.4.8) $\dot{w}(\zeta) = \dfrac{dw(\zeta)}{d\zeta} = -\lambda^2 e^{-\lambda\zeta} = -\lambda w(\zeta)$, тому з урахуванням (3.4.7) рівняння (3.4.12) конкретизується так:

$$\frac{dv(t)}{dt} = \lambda x(t) - \lambda v(t)\,. \qquad (3.4.13)$$

Отже, у випадку функції (3.4.8), заданих інвестицій $x(t)$ і початкового значення $v_0 = v(t_0)$ із рівняння (3.4.13) можна визначити обсяг введених у дію інвестицій $v(t)$. У випадку інших припущень щодо функції $w(\zeta)$ можна побудувати рівняння для швидкості введення інвестицій, яке буде аналогічним до (3.4.13). Зміна будь-якого із базових припущень також приводить до зміни рівняння динаміки введених у дію інвестицій. Зауважимо, що у динамічних моделях економіки рівняння динаміки змінної v часто використовують разом з рівнянням динаміки капіталу y, тобто з рівнянням

$$\frac{dy(t)}{dt} = v(t) - \delta y(t)\,. \qquad (3.4.14)$$

Для того, щоб визначити $y(t)$ потрібно для заданих початкових умов розв’язати систему диференціальних рівнянь (3.4.13), (3.4.14) (чи аналогічну до неї систему у випадку інших вихідних припущень).

До цього часу йшлося про неперервні моделі розподіленого лага, коли $\theta < t$. Звичайно у реальній ситуації більш природним є припущення про те, що моменти часу θ обмежені знизу деяким максимальним терміном запізнення $\tau < t$. Тоді співвідношення (3.4.5)-(3.4.7) потрібно замінити відповідно на співвідношення

$$v(t) = \int_\tau^t w(t,\theta)x(\theta)d\theta\,, \qquad (3.4.15)$$

$$v(t) = \int_\tau^t w(t-\theta)x(\theta)d\theta\,, \qquad (3.4.16)$$

$$v(t) = -\int_{t-\tau}^{0} x(t-\zeta)w(\zeta)d\zeta = \int_{0}^{t-\tau} x(t-\zeta)w(\zeta)d\zeta\,, \qquad (3.4.17)$$

а співвідношення (3.4.11), (3.4.12) – відповідно на співвідношення

$$\frac{dv(t)}{dt} = \int_{0}^{t-\tau} \frac{\partial x(t-\zeta)}{\partial t} w(\zeta)d\zeta\,, \qquad (3.4.18)$$

$$\frac{dv(t)}{dt} = -\left\{ w(\zeta)x(t-\zeta)\Big|_{0}^{t-\tau} - \int_{0}^{t-\tau} x(t-\zeta)dw(\zeta) \right\} =$$

$$= -\left\{ w(t-\tau)x(\tau) - w(0)x(t) - \int_{0}^{t-\tau} x(t-\zeta)\dot{w}(\zeta)d\zeta \right\} =$$

$$= w(0)x(t) - w(t-\tau)x(\tau) + \int_{0}^{t-\tau} x(t-\zeta)\dot{w}(\zeta)d\zeta\,. \qquad (3.4.19)$$

Якщо вважати, що функція $w(\zeta)$ має вигляд (3.4.8), то $\dot{w}(\zeta) = -\lambda w(\zeta)$, тому з урахуванням (3.4.17) рівняння (3.4.19) формалізується у вигляді

$$\frac{dv(t)}{dt} = \lambda x(t) - \lambda e^{-\lambda(t-\tau)} x(\tau) - \lambda v(t)\,. \qquad (3.4.20)$$

Отже, співвідношення (3.4.15)-(3.4.20) аналогічні співвідношенням (3.4.5)-(3.4.7), (3.4.11)-(3.4.13), тому всі інші міркування стосовно їх ролі та застосування у моделях економічної динаміки також аналогічні.

Описана вище методика побудови моделей розподіленого лага легко переноситься на випадок дискретного часу. При цьому аналогом функції експоненціального запізнення (3.4.8) буде функція

$$w_i = \lambda(1-\lambda)^i, i = 0,1,2,..., \qquad (3.4.21)$$

яка при $\lambda \in (0,1)$ задовольняє умову $\sum_{i=0}^{\infty} \lambda(1-\lambda)^i = 1$. У дискретній (багатокроковій) моделі вважається, що інвестиції вкладаються у моменти часу $...< t_n < ... < t_2 < t_1 \le t_0 = t \quad (t_i = t - i)$, тому, якщо ці моменти є необмеженими знизу, то аналогом (3.4.5) є формула

$$v_t = \sum_{t_i=-\infty}^{t} w_{t,t_i} x_{t_i}\,. \qquad (3.4.22)$$

Припустивши, що процес формування інвестицій стаціонарний, тобто, що $w_{t,t_i} \equiv w_{t-t_i} \equiv w_i$, та використавши (3.4.21), від (3.4.22) перейдемо до формули (якщо $t_i = -\infty$, то $i = +\infty$, а якщо $t_i = t$, то $i = 0$)

$$v_t = \sum_{i=0}^{\infty} w_i x_{t-i} = \sum_{i=0}^{\infty} \lambda(1-\lambda)^i x_{t-i} = \lambda x_t + \sum_{i=1}^{\infty} \lambda(1-\lambda)^i x_{t-i}. \qquad (3.4.23)$$

Якщо позначити $i - 1 = j$, то

$$\sum_{i=1}^{\infty} \lambda(1-\lambda)^i x_{t-i} = (1-\lambda)\sum_{j=0}^{\infty} \lambda(1-\lambda)^j x_{t-1-j}. \qquad (3.4.24)$$

Із (3.4.23) випливає, що у правій частині (3.4.24) записано $(1-\lambda)v_{t-1}$, тому

$$v_t = \lambda x_t + (1-\lambda)v_{t-1}. \qquad (3.4.25)$$

Рівняння (3.4.25) є дискретним аналогом рівняння (3.4.13). Аналогічно будується дискретна модель розподіленого лага для випадку, коли моменти t_i обмежені знизу конкретним моментом часу $\tau = t_n$.

Пов’язані із запізненням віддачі інвестицій часові лаги є важливими економічними показниками, без урахування яких у багатьох випадках неможливо побудувати адекватні моделі економічної динаміки. Наявність лагів є не тільки теоретичною, але й прикладною проблемою, розв’язання якої у реальній практиці означає встановлення оптимальних лагів і їх економічних наслідків. Вище обґрунтовано сутність та роль часових лагів у економічній динаміці, проаналізовано основні підходи до моделювання лагів запізнення, на прикладі моделі рівняння динаміки капіталу продемонстровано, по-перше, принцип побудови цього рівняння, а по-друге, – способи формалізації лага, що приводять до диференціальних моделей з відхиляючим аргументом і моделей так званих розподілених лагів. Методика побудови рівнянь динаміки, яка базується на використанні розподілених лагів, проілюстрована як для неперервного, так і для дискретного часу.

3.5. Деякі підходи до моделювання динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки

Функції економічної та еколого-економічної поведінки як моделі функціональних зв'язків між економічними, еколого-економічними, соціально-економічними змінними відіграють принципово важливу роль при дослідженні економіки. По-перше, вони є окремими моделями, які дозволяють не тільки описати залежність одних змінних від інших і вивчити специфіку цих залежностей, зокрема різноманітні маржинальні властивості, а, по-друге, – вони є невід'ємними складниками багатьох структурних моделей економіки, основні співвідношення яких не можуть бути формалізовані без цих функцій. Це особливо стосується динамічних моделей, адже зазвичай права частина рівняння динаміки тієї чи іншої економічної або екологічної змінної суттєво залежить від різниці деяких функцій економічної або еколого-економічної поведінки. З такими функціями нам часто приходиться мати справу як у економічній теорії, так і в економічній практиці. Наприклад, у теорії споживання використовуються функції корисності споживача, функції попиту на товар, а також функції споживання товару. Яскравим прикладом функцій економічної поведінки у теорії виробництва є виробничі функції (функції випуску та витрат). Крім того, при дослідженні виробничих процесів часто застосовують функції попиту на ресурси та пропозиції випуску продукції. Теорія загальної економічної рівноваги базується на моделях функцій сукупного ринкового попиту та сукупної ринкової пропозиції, макроекономічна теорія та теорія еколого-економічної взаємодії і сталого розвитку – на моделях макровиробничих функцій та функцій еколого-економічної корисності, функцій прямих, опосередкованих і повних витрат, функцій випуску забруднення, попиту на забруднення тощо. Отже, функції економічної та еколого-економічної поведінки мають принципово важливе значення в економіко-математичному моделюванні [77], їх моделювання належить до актуальних завдань економічної науки, а застосування цих функцій на практиці є ознакою сучасних дослідницьких технологій в економіці.

Одним із класичних підходів до моделювання динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки є підхід, який часто використовують у теорії виробничих функцій для формалізації впливу на ефективність виробництва так званого науково-технічного прогресу або економіки знань [5, 50, 114, 120, 128, 189, 190, 263]. Цей підхід пов'язаний із введенням динамічного мультиплікатора для статичної функції економічної поведінки або її аргументів. Наприклад, у випадку загальновідомої статичної макровиробничої функції

$$Y = F(K, L),$$

де K – капітал (виробничі фонди), L – трудові ресурси, Y – кінцевий випуск, можна запропонувати динамічну функцію

$$Y(t) = C(t)F(K, L), \tag{3.5.1}$$

де $C(t)$ – деяка функція часу, що описує процес підвищення ефективності виробництва або так званий мультиплікатор екзогенного (автономного) технічного прогресу. Крім функції (3.5.1) можуть використовуватися також функції

$$Y(t) = F\left(A(t)K, B(t)L\right), \tag{3.5.2}$$

$$Y(t) = F\left(K, B(t)L\right), \tag{3.5.3}$$

$$Y(t) = F\left(A(t)K, L\right). \tag{3.5.4}$$

Кожна з функцій (3.5.2)-(3.5.4) ($A(t)$ та $B(t)$ – описують процес підвищення ефективності капіталу та трудових ресурсів), як і функція (3.5.1), є певним варіантом екзогенного технічного прогресу. На практиці функції $A(t), B(t), C(t)$ зазвичай є деякими зростаючими експонентами.

Отже, підхід до моделювання динамічних макровиробничих функцій (функцій (3.5.1)-(3.5.4)) можна застосувати і при моделюванні будь-яких інших динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки. Зауважимо лише, що вибір мультиплікаторів (функцій типу $A(t), B(t), C(t)$) не є тривіальною задачею. Він потребує попереднього аналізу та обґрунтування можливої динаміки, яку потрібно формалізувати відповідною функцією економічної та

еколого-економічної поведінки. При цьому, крім специфікації мультиплікаторів, часто приходиться розв'язувати також задачу ідентифікації параметрів, що у свою чергу також вимагає додаткових прикладних досліджень.

Інший підхід до моделювання динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки, зокрема деяких, можна запропонувати, базуючись на теорії функцій структурного типу, тобто функцій, які неявно описуються структурними моделями того чи іншого класу, наприклад оптимізаційними моделями. Одним із припущень у таких моделях є припущення про те, що час є обмеженим ресурсом, тому разом з іншими незалежними від нього ресурсами формує відповідну допустиму множину моделі. Для розкриття змісту цього припущення та його застосування у моделях економіки достатньо уточнити один із найпростіших варіантів моделі оптимального планування виробництва [61]. Отже, нехай для виробництва n $(n>1)$ видів продукції використовується $(m+1)$ видів ресурсів $(m>1)$, з яких одним ресурсом власне і є час. Будемо вважати, що задані технологічні показники a_{ij} та $t_{m+1,j}$ (a_{ij} та $t_{m+1,j}$ – відповідно нормативні обсяги ресурсу i $(i=\overline{1,m})$ та часу, які необхідні для виробництва одиниці продукції j), максимально допустимі обсяги наявних перших m ресурсів b_i $(i=\overline{1,m})$, величина максимального допустимого часу t та ціни на продукцію c_j $(j=\overline{1,n})$. Якщо x_j $(j=\overline{1,n})$ – обсяг випуску $j-$тої продукції при заданих обмеженнях, то математична модель оптимального виробництва формалізується так:

$$\begin{cases} \sum_{j=1}^{n} c_j x_j \to \max, \\ \sum_{j=1}^{n} a_{ij} x_j \le b_i,\ i=\overline{1,m}; \\ \sum_{j=1}^{n} t_{m+1,j} x_j \le t, \\ x_j \ge 0,\ j=\overline{1,n}. \end{cases} \tag{3.5.5}$$

Модель (3.5.5) є задачею лінійного програмування. Двоїстою до неї є задача

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^{m} b_i \lambda_i + t\lambda_{m+1} \to \min, \\ \sum_{i=1}^{m} a_{ij}\lambda_i + t_{m+1,j}\lambda_{m+1} \geq c_j, \ j = \overline{1,n}; \\ \lambda_i \geq 0, \ i = \overline{1,m+1}. \end{cases} \tag{3.5.6}$$

У (3.5.6) λ_i $(i = \overline{1,m+1})$ – двоїсті змінні.

Якщо b_i $(i = \overline{1,m})$ та t є параметрами, то модель (3.5.5) – це неявне відображення

$$F : \mathbb{R}_+^{m+1} \to \mathbb{R}_+, \tag{3.5.7}$$

яке кожній точці із $\mathbb{R}_+^{m+1}$ ставить у відповідність невід'ємне значення $\sum_{j=1}^{n} c_j x_j^*(b_1,...,b_m,t)$, де $x_j^*(b_1,...,b_m,t)$, $j = \overline{1,n}$, – розв'язок (3.5.5) при заданих значеннях параметрів $b_1,...,b_m,t$. Відображення (3.5.7) є скалярною функцією $(m+1)$ змінних, однією з яких є змінна часу t, тобто (3.5.7) – це динамічна функція. Функцію (3.5.7) можна формалізувати у явному вигляді, скориставшись однією із теорем двоїстості [50, 61], згідно з якою оптимальні значення цільових функцій задач (3.5.5) і (3.5.6) рівні між собою. Це означає, що для побудови функції $F = F(b_1,...,b_m,t)$ потрібно скористатись двоїстими змінними, а більш точно – вершинами (опорними розв'язками) двоїстої задачі (3.5.6), зведеної до канонічної форми запису. Алгоритм і приклади побудови таких функцій продемонстровані у [50]. Функція (3.5.7) – одна із можливих функцій так званого структурного типу. Зрозуміло, що аналогічні відображення можуть бути описані багатьма іншими моделями економічних, еколого-економічних чи інших явищ і процесів.

Зазначимо також, що функції структурного типу мають свою специфіку та область застосування, яка зазвичай є більш вузькою, ніж область застосування

моделей функціонального типу, тобто функцій, заданих явно відповідною аналітичною залежністю. Однак в ідейному плані функції структурного типу є перспективним інструментарієм в економіко-математичних дослідженнях, зокрема вони можуть ефективно використовуватися для якісного аналізу процесів, що функціонують у системах еколого-економічної та соціально-економічної взаємодії. Для побудови еколого-економічних функцій структурного типу на основі моделей оптимальної організації виробництва потрібно розглядати дві групи виробництв – основного виробництва (матеріального) і допоміжного (утилізації відходів основного виробництва). Тоді аналогами моделі (3.5.5) будуть моделі, у яких цільові функції відображають залишкову вартість продукції основного виробництва (різницю між вартістю основної продукції та вартістю утилізованого забруднення), а обмеження, що формують допустимі множини, – той факт, що сумарні витрати на виробництво основної продукції та утилізацію забруднювачів не можуть перевищувати наявних матеріальних ресурсів, а обсяги утилізованого забруднення – сумарних обсягів виробленого забруднення [42]. При цьому, якщо доповнити вказані обмеження часовим періодом утилізації забруднення, що є надзвичайно актуальним, то відображення, яке описується однією з таких моделей, буде динамічною еколого-економічною функцією структурного типу. Можуть бути також варіанти моделей, у яких фіксується обмеження на час виробництва планової чи прогнозованої основної продукції. Не зупиняючись на деталізації таких моделей динамічних функцій еколого-економічної взаємодії, зауважимо, що всі ці функції не є гладкими, але за своїми властивостями вони близькі до неокласичних функцій економічної поведінки (наприклад, неокласичних функцій корисності, неокласичних виробничих функцій тощо), оскільки вони монотонно неспадні по кожному із своїх аргументів і опуклі вгору (угнуті) в області свого визначення. Ще раз підкреслимо, що процес побудови таких функцій не є тривіальним, особливо коли моделі типу (3.5.5), (3.5.6) є задачами великої розмірності, хоча у реальній практиці часто зустрічаються задачі, які не є такими. Корисність і перспектива такого підходу до побудови функцій

економічної поведінки (у тому числі й динамічних) є у тих випадках, коли іншої альтернативи немає, наприклад, коли у наявності дослідників немає відповідного інформаційного забезпечення для застосування інших прийомів моделювання, наприклад економетричного методу.

Один із підходів до побудови динамічних функцій економічної поведінки запропонований (на прикладі макровиробничої функції та функції корисності) у працях [213, 214]. В основі цього підходу лежить загальновідома істина: кінцевий продукт економіки (у [213, 214] на макрорівні) поділяється на валові інвестиції та невиробниче споживання, а валові інвестиції – на чисті інвестиції та амортизаційні відрахування. Чисті інвестиції витрачаються на приріст капіталу. Гранична величина цього приросту на нескінченно малому відрізку часу є похідною від капіталу як функції часу. Інакше кажучи чисті інвестиції збігаються з похідною від капіталу, тобто якщо K – капітал, то $\dot{K} = \dfrac{dK}{dt}$ – чисті інвестиції у капітал або чисті капіталовкладення. Цей факт логічно переноситься на інші економічні змінні (фактори тощо). Наприклад, якщо L – трудові ресурси або людський капітал, то $\dot{L}$ – чисті інвестиції у людський капітал і т.д. Ввівши у макровиробничу функцію, крім K та L, ще аргументи $\dot{K}$, $\dot{L}$, отримаємо функцію

$$Y = \hat{F}\left(K, L, \dot{K}, \dot{L}\right), \tag{3.5.8}$$

яка уже буде динамічною макровиробничою функцією. Зрозуміло, що через функцію (3.5.8) можна визначити на макрорівні ряд інших функцій, зокрема функцій корисності невиробничого споживання, валового випуску тощо. Крім того, припустивши, що функція (3.5.8) належить до класу неокласичних функцій, можна визначити її основні характеристики, здійснити їх економічну інтерпретацію, а також використати її у моделях економічного зростання чи інших економіко-математичних моделях, які фактично уже будуть модифікованими моделями.

У загальному випадку динамічна функція економічної поведінки $f^{(en)}$, побудована з використанням останнього підходу формалізується у вигляді

$$f^{(en)} = f^{(en)}(x_1,...,x_n,\dot{x}_1,...,\dot{x}_n), \qquad (3.5.9)$$

де аргументи x_j та $\dot{x}_j$ $(j=\overline{1,n})$ означають відповідно деякий $j-$тий фактор економічної, еколого-економічної чи соціально-економічної системи та його «інвестиційний аналог». Одним із варіантів функції (3.5.9) може бути функція

$$f^{(en)}(x_1,...,x_n,\dot{x}_1,...,\dot{x}_n) = f_1^{(en)}(x_1,...,x_n) + f_2^{(en)}(\dot{x}_1,...,\dot{x}_n), \qquad (3.5.10)$$

де $f_1^{(en)}$ – статична функція економічної поведінки, що залежить від змінних $x_1,...,x_n$, а $f_2^{(en)}$ – функція так званих ендогенних факторів (змінних) $\dot{x}_1,...,\dot{x}_n$, які у ряді випадків трактуються як чисті інвестиції. Якщо вважати, що кожна з функцій $f_1^{(en)}$ та $f_2^{(en)}$ є неокласичною (двічі неперервно диференційовною, монотонно зростаючою на кожному з аргументів, угнутою (опуклою вгору) або угнутою по кожному з аргументів) та лінійно однорідною, то такою ж буде і функція (3.5.10). Якщо функції $f_1^{(en)}$ та $f_2^{(en)}$ будуть однорідними нульового степеня, то функція $f^{(en)}$ також буде однорідною нульового степеня, що легко перевірити, використавши співвідношення (3.5.10). Зауважимо, що властивість однорідності у деяких випадках дозволяє перейти від однієї функції до іншої, яка може виявитися дещо простішою або мати менше число аргументів. Наприклад, якщо функція (3.5.10) конкретизується у вигляді

$$\tilde{f}^{(en)}(x,\dot{x}) = \tilde{f}_1^{(en)}(x) + \tilde{f}_2^{(en)}(\dot{x}), \qquad (3.5.11)$$

тобто є функцією двох змінних, то властивість лінійної однорідності функцій $\tilde{f}_1^{(en)}(x)$ та $\tilde{f}_2^{(en)}(\dot{x})$, а значить і функції $\tilde{f}^{(en)}(x,\dot{x})$, дозволяє перейти від функції (3.5.11) до функції однієї змінної, оскільки

$$y = \tilde{f}^{(en)}\left(x\cdot 1, \frac{x\cdot\dot{x}}{x}\right) = x\tilde{f}^{(en)}\left(1, \frac{\dot{x}}{x}\right) = x\tilde{\tilde{f}}^{(en)}\left(\frac{\dot{x}}{x}\right),$$

тобто

$$\frac{y}{x} = \tilde{\tilde{f}}^{(en)}\left(\frac{\dot{x}}{x}\right)$$

або

$$u = \tilde{\tilde{f}}^{(en)}(v), \tag{3.5.12}$$

де $u = y/x$, $v = \dot{x}/x$. Нескладно переконатися, що функція (3.5.12) буде мати аналогічні властивості до функції (3.5.11), зокрема, якщо неокласичною буде функція (3.5.11), то неокласичною буде й функція однієї змінної (3.5.12).

Побудова функцій економічної та еколого-економічної поведінки того чи іншого класу функцій апріорі передбачає глибоке наукове обґрунтування специфіки функції, її призначення тощо. У деяких дослідженнях нам можуть бути потрібні лише значення такої функції у конкретні моменти часу на деякому часовому інтервалі. Тоді фактично ми маємо справу з функцією економічної поведінки $\varphi^{(en)}$ як із функцією змінної часу t, тобто

$$\varphi^{(en)} = \varphi^{(en)}(t),\ t \in [0, \tau], \tag{3.5.13}$$

де $[0, \tau]$ – заданий скінченний проміжок часу (у теоретичних дослідженнях часто $t \in [0, \infty)$). Інакше кажучи у цих випадках йдеться про динамічні ряди, рівні яких (числові значення) є значеннями аналітично не конкретизованої функції економічної чи еколого-економічної поведінки у певні моменти або за певні інтервали (періоди) часу. Класичні схеми дослідження таких динамічних рядів загальновідомі [48, 128, 210], але з позиції моделювання функцій економічної та еколого-економічної поведінки найбільш цікавою є задача аналітичного вирівнювання (згладжування) динамічних рядів, для розв’язання якої залежно від поведінки рівнів ряду використовуються різні специфікації аналітичних залежностей (3.5.13) (різні типи функцій (3.5.13)), зокрема сплайни [106]. При цьому використовується економетричний підхід, який передбачає вплив на рівні ряду динаміки випадкових коливань. Отже, у цій ситуації можна говорити про економетричний підхід [48] у моделюванні функцій економічної та еколого-економічної поведінки. Зауважимо, що такий підхід для побудови цих функцій завжди може бути використаний, якщо є відповідне інформаційне забезпечення, тобто якщо є відповідна сукупність статистичних чи експертних даних про значення аргументів функції економічної та еколого-економічної поведінки та відповідні їм значення функції. Однак економетричний підхід практично завжди

пов’язаний із задачею параметризації, тобто визначення числових значень параметрів вибраної специфікації функції, яка далеко не завжди є простою задачею. Зазначимо, що задача параметризації може бути безумовною, якщо ніяких обмежень щодо властивостей шуканої функції немає, а також умовною, якщо такі обмеження є. Якщо припустити, що на змінні моделі немає випадкових впливів, то економетричний підхід фактично зводиться до застосування того чи іншого методу апроксимації.

3.6. Моделі динамічних функцій забруднення як функцій екологічності довкілля: концепція побудови

Моделювання впливу економіки на довкілля, особливо у динаміці, є складною проблемою, яка повинна досліджуватися за допомогою різних концептуальних та інструментальних підходів, про що власне кажучи уже йшлося раніше. Наприклад, одним із таких підходів є встановлення кількісних екологічних показників впливу економіки на довкілля, до яких відносяться показники утворення токсичних відходів, використання води із природних джерел, викиди забруднюючих речовин у повітря від стаціонарних джерел, викиди стічних вод у поверхневі водойми і інші. Сукупність окремих показників екологічності дозволяє визначити комплексні показники екологічності, які, інтегруючи різні негативні впливи антропогенного характеру на природне середовище, дозволяють оцінити масштаби синергетичного ефекту різноманітних компонент екологічної якості довкілля та використати одержану інформацію при прийнятті рішень щодо управління еколого-економічними системами. Однак є також інший підхід до вивчення зазначеної проблематики, який базується на побудові спеціальних функціональних моделей. У цьому пункті окремо виділимо ще деякі типи динамічних функцій, які є важливими для практики прийняття рішень, зокрема так звані функції забруднення (або функції контролю над забрудненням) як функції екологічності довкілля та інші еколого-економічні функції, побудувати які можна і за допомогою деяких описаних у попередніх пунктах підходів.

Оскільки йдеться про забруднення, яке викидається у навколишнє середовище, то необхідність їх побудови як і будь-яких інших функцій випуску не потребує додаткового обґрунтування. Забруднення є небажаним продуктом більшості виробництв, але його обсяги (як і обсяги основного продукту) також залежать від певних факторів і впливів, а в кінцевому результаті від обсягів основного продукту. Створене у процесі виробничої діяльності (і не тільки) забруднення у дуже рідкісних випадках повністю утилізується, а зазвичай його знешкодження є лише частковим, тому екологічні показники, які характеризують стан довкілля суттєво пов'язані з випуском шкідливих відходів, контроль над якими не завжди здійснюється або й свідомо не здійснюється. Отримання адекватних значень показників екологічності можливе лише у випадку адекватної інформації про обсяги забруднення, але її як правило немає. Саме ця обставина є серйозним аргументом для побудови моделей функцій забруднення, на основі яких можна оцінити та спрогнозувати відповідні обсяги викиду виробничих (і не тільки виробничих) відходів у довкілля.

Отже, якщо йдеться про виробництво чи економіку у цілому, то їх фактор впливу на рівень забруднення чи у загальному випадку на рівень екологічності надзвичайно потужний, а інколи й критично небезпечний. Цей фактор повинен бути врахований у моделях функцій забруднення, наприклад за допомогою таких макропоказників як ВВП, ВРП (валовий регіональний продукт) і ін. З іншого боку, проконтролювати процес боротьби із забрудненням можна за допомогою ефективних природоохоронних заходів, оцінити які є можливість за допомогою показників природоохоронної діяльності, зокрема за допомогою поточних витрат та інвестицій, спрямованих на збереження навколишнього середовища і раціональне використання природних ресурсів та ін. Для побудови еколого-економічних функцій, як і для визначення показників екологічності економіки, країни тощо, відповідна інформаційна база повинна бути якісно підготовлена. Насамперед, усі дані повинні бути зведені до співставної шкали виміру, про що уже йшлося у пункті 3.3. Крім того, враховуючи, що інвестиції зазвичай вводяться у дію з певним лагом (ця проблема викладена вище у пункті 3.4), то

інколи з метою отримання точніших результатів моделювання їх обсяги доцільно оцінювати не за один рік, а за декілька попередніх років, можливо з певними ваговими чи дисконтуючими коефіцієнтами. Доповнивши зазначені фактори економічного та природоохоронного характеру фактором часу і обґрунтувавши вплив усіх цих факторів на формування показника екологічності (наприклад, обсягів забруднення довкілля), ми фактично конкретизували концептуальну модель залежності (у динаміці) цього показника від вказаних факторів [74].

Отже, введемо такі позначення: t – час; $P^{(z)}(t)$ – обсяг забруднення або інший досліджуваний екологічний показник; $P^{(e)}(t)$ – кількісна оцінка економічного фактору впливу на випуск забруднення (наприклад, ВВП, ВРП тощо); $P^{(i)}(t)$ – кількісна оцінка інвестицій (видатків), вкладених у природоохоронну діяльність, зокрема у організацію та функціонування утилізаційних процесів. Тоді функціональну залежність

$$P^{(z)}(t) = F^{(z)}\left(P^{(e)}(t), P^{(i)}(t), t\right) \tag{3.6.1}$$

будемо називати динамічною функцією забруднення (або іншого екологічного показника, який позначений через $P^{(z)}(t)$). Підкреслимо, що йдеться про забруднення довкілля у результаті виробничої та іншої людської діяльності. Концептуальні вимоги до специфікації функції (3.6.1) суттєво залежать від мети та конкретних завдань дослідження, хоча у практичних дослідженнях зручно вважати цю функцію однозначною, неперервною та гладкою (неперервно диференційовною або двічі неперервно диференційовною). Зрозуміло, що функція визначена в області невід’ємних значень. Що стосується її конкретних властивостей, то у кожній конкретній ситуації ці властивості є наслідком відповідних концептуальних припущень, які адекватно відображають реалії впливу екзогенних факторів (аргументів функції) на результуючий екологічний показник.

Одним із таких припущень може бути припущення про монотонність функції (3.6.1) по її аргументам $P^{(e)}$ та $P^{(i)}$. Оскільки винуватцем абсолютної більшості забруднення є економіка (насамперед її виробничо-технологічна

підсистема), то її зростання зазвичай приводить до збільшення забруднення, що загалом погіршує рівень екологічності довкілля. З іншого боку, зростання інвестицій в охорону довкілля покращує екологічну ситуацію, зменшуючи обсяги його забруднення.

Отже, збільшення $P^{(e)}(t)$ приводить до неспадання (або зростання) $P^{(z)}(t)$, а збільшення $P^{(i)}(t)$ – до незростання (або спадання) $P^{(z)}(t)$. Якщо функція (3.6.1) диференційовна, то це означає, що

$$\frac{\partial F^{(z)}}{\partial P^{(e)}} \geq 0, \qquad \frac{\partial F^{(z)}}{\partial P^{(i)}} \leq 0, \tag{3.6.2}$$

тобто функція забруднення монотонно не спадає або зростає по аргументу $P^{(e)}$ та монотонно не зростає або спадає по аргументу $P^{(i)}$.

Логічно також припускати, що кількісне збільшення лише одного фактора (величина іншого постійна) зазвичай не приводить до зростання ефективності його використання. Таке припущення узгоджується з так званими неокласичними властивостями функцій випуску [50] і насправді означає, що функція (3.6.1) є опуклою вгору (угнутою) по змінним $P^{(e)}$, $P^{(i)}$ або й у цілому угнутою. Отже, у випадку двічі диференційовної функції (3.6.1)

$$\frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial\left(P^{(e)}\right)^2} \leq 0, \qquad \frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial\left(P^{(i)}\right)^2} \leq 0. \tag{3.6.3}$$

Зауважимо, що у багатьох випадках є сенс припускати, що нерівності (3.6.2), (3.6.3) строгі. Крім того, інколи у прикладних дослідженнях можна вимагати, щоб функція (3.6.1) була угнутою (або строго угнутою). Тоді умови (3.6.3) замінюються умовою недодатної (або від’ємної) визначеності матриці Гессе (матриці других похідних по аргументах $P^{(e)}$, $P^{(i)}$) для функції (3.6.1). Як і в теорії функцій випуску (виробничих функцій), обґрунтованим припущенням у тих чи інших випадках також може бути припущення про наявність та характер відповідної віддачі від розширення масштабів економічного зростання та інвестування природоохоронної діяльності, що

конкретизується припущенням про однорідність (з певним показником степеня) функції $F^{(z)}$ як функції від $P^{(e)}$ та $P^{(i)}$, тобто про виконання співвідношення

$$F^{(z)}\left(k_z P^{(e)}(t), k_z P^{(i)}(t), t\right) = k_z^{\alpha_z} F^{(z)}\left(P^{(e)}(t), P^{(i)}(t), t\right). \qquad (3.6.4)$$

У (3.6.4) показник масштабу розширення економічного зростання та інвестування природоохоронної діяльності $k_z > 0$. Показник степеня α_z може мати різний знак або й набувати нульового значення. При $\alpha_z < 0$ функція (3.6.1) відображає спадну, при $\alpha_z = 0$ – постійну, а при $\alpha_z > 0$ – зростаючу віддачу від розширення масштабів.

Зрозуміло, що можуть бути і інші базові припущення, які концептуально окреслюють модель функції забруднення та її формалізацію. Не заглиблюючись у питання, пов’язані з розширенням базової аксіоматики для побудови функцій забруднення, зазначимо тільки, що вони мають достатньо загальний характер, тобто зберігають свою аналогію та актуальність і при моделюванні багатьох інших класів поведінкових функцій в економіці та її підсистемах.

З огляду на те, що функція (3.6.1) є окремою моделлю еколого-економічної динаміки, її можна використати як для кількісного, так і для якісного аналізу еколого-економічних процесів. Іншими словами, ця функція дозволяє не тільки визначити обсяг забруднення довкілля, тобто кількісно оцінити чи спрогнозувати величину цього обсягу, але й визначити ряд усереднених і граничних показників, що є характеристиками чутливості функції до зміни факторів впливу на неї (аргументів) та ефективності використання цих факторів. Оскільки сукупність цих показників формально не відрізняється від аналогічних і загальновідомих показників, пов’язаних з виробничими функціями, функціями корисності та інших поведінкових функцій, то залишимо поза увагою їх деталізований розгляд.

Все-таки, дещо конкретніше зупинимося на питанні взаємного заміщення факторів $P^{(e)}$ та $P^{(i)}$ на лінії фіксованого рівня, тобто на множині точок $\left(P^{(e)}, P^{(i)}\right)^T \in \mathbb{R}_+^2$, у яких значення функції (3.6.1) (при кожному заданому t) є

однаковим. Зазвичай для багатьох функцій лінію рівня нескладно проілюструвати на площині координат і наглядно продемонструвати зміст явища «заміщення», яке для функцій забруднення також важливе і має свої нюанси. Справа у тому, що для запропонованої вище функції забруднення будемо припускати, що: ефект заміщення для цієї функції характеризується тим, що збільшення випуску основного продукту $P^{(e)}$ на досить велику величину $\Delta P^{(e)}$ супроводжується збільшенням інвестицій $P^{(i)}$ на досить малу величину $\Delta P^{(i)}$, а зменшення $P^{(e)}$ на досить малу величину $\Delta P^{(e)}$ – зменшенням $P^{(i)}$ на досить велику величину $\Delta P^{(i)}$. Таке припущення, відображає прагнення суспільства виробляти побільше корисної основної продукції, але при цьому створювати мало забруднення, а значить мало інвестувати його утилізацію. Нехай нерівності (3.6.2), (3.6.3) строгі. Тоді ефект заміщення можна визначити так званою граничною нормою заміщення

$$N^{(z)}\left(P^{(e)},P^{(i)}\right)=\frac{dP^{(i)}}{dP^{(e)}}=-\frac{\partial F^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial F^{(z)}/\partial P^{(i)}}>0. \tag{3.6.5}$$

Визначивши для функції (3.6.5) із співвідношення

$$N^{(z)}\left(P^{(e)},P^{(i)}\right)=\bar{N}^{(z)}=const \tag{3.6.6}$$

лінії рівня

$$P^{(i)}=P^{(i)}\left(P^{(e)},\bar{N}^{(z)}\right) \tag{3.6.7}$$

і, скориставшись сформульованим вище припущенням про ефект заміщення, дійдемо висновку, що функція (3.6.7) має такі граничні властивості:

$$\begin{cases}\lim\limits_{P^{(e)}\to\infty}P^{(i)}\left(P^{(e)},\bar{N}^{(z)}\right)=0,\\ \lim\limits_{P^{(e)}\to 0}P^{(i)}\left(P^{(e)},\bar{N}^{(z)}\right)=\infty.\end{cases} \tag{3.6.8}$$

Із (3.6.6) випливає, що

$$\frac{dP^{(i)}}{dP^{(e)}}=-\frac{\partial N^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial N^{(z)}/\partial P^{(i)}},$$

тобто, враховуючи (3.6.5), стверджуємо, що функція (3.6.7) спадає, якщо

$$\frac{\partial N^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial N^{(z)}/\partial P^{(i)}} < 0. \tag{3.6.9}$$

Щоб з’ясувати, які умови забезпечують виконання співвідношень (3.6.9), які разом із умовами (3.6.8) повністю визначають поведінку функції (3.6.7), потрібно із урахуванням (3.6.5) знайти похідні $\frac{\partial N^{(z)}}{\partial P^{(e)}}$ та $\frac{\partial N^{(z)}}{\partial P^{(i)}}$, підставити їх у (3.6.9) і отримати шукані умови.

Справді, оскільки

$$\frac{\partial N^{(z)}}{\partial P^{(e)}} = \frac{\partial}{\partial P^{(e)}}\left(-\frac{\partial F^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial F^{(z)}/\partial P^{(i)}}\right) = -\left[\frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial\left(P^{(e)}\right)^2} - \frac{\partial F^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial F^{(z)}/\partial P^{(i)}} \cdot \frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial P^{(e)}\partial P^{(i)}}\right] \Bigg/ \frac{\partial F^{(z)}}{\partial P^{(i)}},$$

$$\frac{\partial N^{(z)}}{\partial P^{(i)}} = \frac{\partial}{\partial P^{(i)}}\left(-\frac{\partial F^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial F^{(z)}/\partial P^{(i)}}\right) = -\left[\frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial\left(P^{(i)}\right)^2} - \frac{\partial F^{(z)}/\partial P^{(e)}}{\partial F^{(z)}/\partial P^{(i)}} \cdot \frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial P^{(i)}\partial P^{(e)}}\right] \Bigg/ \frac{\partial F^{(z)}}{\partial P^{(i)}},$$

то нерівність (3.6.9) виконується, наприклад, якщо

$$\frac{\partial^2 F^{(z)}}{\partial P^{(e)}\partial P^{(i)}} \le 0. \tag{3.6.10}$$

Тепер повернемося до питання про специфікацію динамічної функції забруднення довкілля. Вибір специфікації – це окрема проблема, хоча ті чи інші апріорі обґрунтовані властивості цих функцій частково спрощують цей вибір. До того ж, найбільш загальна формалізація цієї функції у вигляді (3.6.1) також може бути у різний спосіб уточнена, зокрема надалі функцію забруднення пропонуватимемо у вигляді

$$P^{(z)}(t) = k^{(z)}(t)\, f^{(z)}\left(P^{(e)}(t), P^{(i)}(t)\right). \tag{3.6.11}$$

Уточнимо зміст функції $k^{(z)}(t)$ у співвідношенні (3.6.11). Якщо $f^{(z)}\left(P^{(e)}, P^{(i)}\right)$ розуміти як обсяг забруднення довкілля, тобто той обсяг забруднення, який залишився після утилізації певної частини створеного забруднення (створене забруднення залежить від $P^{(e)}$, а його знешкодження – від $P^{(i)}$), то внаслідок асиміляції або природного спаду забруднення ще деяка частина забруднення буде знешкоджена самою природою. Тому $k^{(z)}(t)$ – це

частка «чистого» забруднення (тобто того забруднення довкілля, що залишилося фактично після усіх утилізаційних процесів і інших природоохоронних заходів, на які були виділені інвестиції $P^{(i)}$), яка залишається після допоміжного природного самоочищення. Якщо відомий коефіцієнт $\mu^{(z)}(t)$ природної асиміляції забруднення, то $k^{(z)}(t) = 1 - \mu^{(z)}(t)$. Стосовно обмежень на функції $k^{(z)}(t)$ і $\mu^{(z)}(t)$ уточнимо, що областю їх значень є проміжок $[0,1]$. Граничні значення $\mu^{(z)}(t) = 0$ або $k^{(z)}(t) = 0$ відповідно означають, що природа втратила здатність до самоочищення або природа повністю «утилізує» наявне забруднення (якщо $k^{(z)}(t) = 0$, то $\mu^{(z)}(t) = 1 - k^{(z)}(t) = 1$). Обидва випадки граничні. Функція (3.6.11) має сенс і при $k(t) \equiv 1$. Тоді вона визначає обсяг забруднення, який є різницею між створеним і утилізованим людською діяльністю, тобто той обсяг забруднення, який є викидом у навколишнє середовище і часткова (чи повна) природна ліквідація якого ще не здійснена. Підкреслимо, що конкретизація функції $k^{(z)}(t)$ (чи $\mu^{(z)}(t)$) є непростою задачею.

Більш детально зупинимося на з'ясуванні сутності функції $\mu^{(z)}(t)$ як певного показника чи коефіцієнта самоочищення довкілля. У ряді досліджень [131] прийнято вважати, що основними показниками екологічного стану довкілля є показники концентрації шкідливих відходів у повітрі, воді або на поверхні ґрунту. Якщо йдеться про конкретну територію, то, знаючи її фактичне забруднення тим чи іншим забруднювачем і його максимально допустимий рівень (у співставних одиницях), можна знайти їх відношення та отримати один із можливих показників екологічності. При цьому співвідношення між фактичною та гранично допустимою концентрацією забруднення вважається чи не найбільш якісним показником забрудненості відповідної території, даючи достатньо повну інформацію про екологічний стан довкілля та ступінь придатності території до комфортного проживання і розвитку. Про це вже йшлося раніше у пункті 2.1. Якщо при визначенні показників екологічності зазначеного типу врахувати ще й здатність природи до самоочищення, то у

кінцевому результаті ми справді матимемо адекватну оцінку екологічності. Потенціал самоочищення, який пов'язаний з розкладом забруднення чи його виносом за межі території стоками (підземними, поверхневими) або повітряними потоками реалізується природою. Однак він різний для різних територій (ландшафтів). Високу здатність до самоочищення мають території з високою інтенсивністю вітрів і кругообігу речовин. Ті території, де акумуляція забруднення здійснюється довготривалий період, а природні процеси значно повільніші, характеризуються меншою здатністю до самоочищення, що обов’язково потрібно враховувати як при дослідженні, так і під час планування та реалізації процесів утилізації забруднення. Не деталізуючи інші природні явища, пов’язані із самоочищенням, підкреслимо, що процес самоочищення природою є неперервним у часі, що власне і відображено у функції $\mu^{(z)}(t)$.

Урахування у традиційних показниках оцінювання забрудненості здатності природного середовища до самоочищення приводить до встановлення показників екологічності, які мають високу ступінь адекватності (цим і пояснюється наявність функції $\mu^{(z)}(t)$ у запропонованому підході до моделювання функцій забруднення). У дослідженнях [131] вітчизняних науковців коефіцієнти самоочищення прив’язані до типу відповідних земельних угідь, зокрема для земельних угідь, стан яких природний або близький до цього, такий коефіцієнт прийнято вважати за одиницю, тобто ці території здатні повністю самоочиститись. Для багатьох сільськогосподарських угідь ці ж дослідники вважають, що коефіцієнт самоочищення дорівнює 0.7, а для урбанізованих територій – 0.2. Зрозуміло, що загальний коефіцієнт здатності до самоочищення тоді можна визначити як деяку зважену середню, де вагами служать питомі величини окремих груп земельних угідь у досліджуваному регіоні чи країні у цілому. Близькість до одиниці отриманого показника буде свідчити про високу здатність до самоочищення відповідної території і навпаки, близькість до нуля – про низьку здатність до самоочищення. У цілому згідно з дослідженнями [131] коефіцієнти самоочищення для регіонів (областей) України на той період часу були достатньо високі та коливалися у межах відрізка

$[0.7;0.9]$. Характерно, що саме у зв'язку з різною здатністю регіонів до самоочищення прямого зв'язку між обсягами виробничих відходів та обсягами залишкового забруднення (після самоочищення) немає. Це свідчить про те, що функція $\mu^{(z)}(t)$, а значить і $k^{(z)}(t)$ взагалі кажучи нелінійна. До того ж, різна для різних територій. Усереднення таких функцій за регіонами чи територіями дає можливість визначити ці функції для країни чи будь-якої іншої сукупності територій.

Прикладом гладкої функції (3.6.11) (чи у загальному випадку функції (3.6.1)) є функція

$$P^{(z)} = k^{(z)}(t)\left[\sigma_1\left(P^{(e)}\right)^{w_1} - \sigma_2\left(P^{(i)}\right)^{w_2}\right], \tag{3.6.12}$$

де $\sigma_1,\ \sigma_2,\ w_1,\ w_2$ – деякі сталі величини, причому $\sigma_1 > 0,\ \sigma_2 > 0,$ $0 < w_1 < 1,\ w_2 > 1$. Легко перевірити, що функція (3.6.12) задовольняє умови (3.6.2), (3.6.3), (3.6.9), тобто належить до класу введених у цьому пункті функцій забруднення. Зауважимо, що коефіцієнти $\sigma_1,\ \sigma_2$ у функції (3.6.12) можуть бути також динамічними змінними $(\sigma_1 = \sigma_1(t),\ \sigma_2 = \sigma_2(t))$. Роль цих коефіцієнтів надзвичайно важлива, оскільки вони (прямо чи опосередковано) визначають відповідні частки створеного та утилізованого забруднення. При цьому, якщо значення функції забруднення знаходиться у одиницях забруднення (о.з.), а $P^{(e)}$ та $P^{(i)}$, наприклад вимірюють у грошових одиницях (г.о.), то для коефіцієнтів σ_1 та σ_2 одиницею вимірювання є о.з./г.о., тобто σ_1 та σ_2 потрібно уточнити. Очевидно, що тоді $\sigma_1 = \bar{\sigma}_1 / \sigma_1^*$, $\sigma_2 = 1/\sigma_2^*$, де $\bar{\sigma}_1$ – коефіцієнт створення (випуску) забруднення $\left(\sigma_1 \in [0,1]\right)$, σ_1^* – вартість одиниці основного продукту (у г.о.), σ_2^* – тариф на знешкодження одиниці забруднення (у г.о.). Можливий і інший варіант інтерпретації коефіцієнтів σ_1 і σ_2, якщо обсяг забруднення $P^{(z)}$, як і $P^{(e)}$ та $P^{(i)}$, вимірюється у г.о., тобто, якщо $P^{(z)}$ насправді є вартістю знешкодження залишкової частини створеного забруднення, яка була викинута у довкілля. Тоді

σ_1 – це частина вартості усього створеного забруднення у загальній вартості (наприклад, у ВВП), а σ_2 – частка видатків, виділених у природоохоронну діяльність, яка реально була витрачена на утилізацію. Обидва трактування коефіцієнтів σ_1, σ_2 мають сенс, але у кожному конкретному випадку повинні бути строго обґрунтовані. У найбільш загальному випадку ідентифікація коефіцієнтів σ_1, σ_2 (як і w_1, w_2) належить до розряду складних задач моделювання, розв'язати які можна у різний спосіб, зокрема за допомогою експертного оцінювання, імітаційних експериментів, методів апроксимації динамічних рядів і ін.

Одним із класів функцій забруднення є клас лінійних функцій. Наприклад, якщо у (3.6.12) $w_1 = w_2 = 1$, матимемо лінійну функцію

$$P^{(z)} = k^{(z)}(t)\,\hat{f}^{(z)}\left(P^{(e)}, P^{(i)}\right) = k^{(z)}(t)\left[\sigma_1 P^{(e)} - \sigma_2 P^{(i)}\right] \qquad (3.6.13)$$

або конкретизований варіант (3.6.13) – функцію

$$P^{(z)} = k^{(z)}(t)\cdot\left[\frac{\bar{\sigma}_1}{\sigma_1^*}P^{(e)} - \frac{1}{\sigma_2^*}P^{(i)}\right]. \qquad (3.6.14)$$

Якщо відомі ряди даних для $P^{(e)}$, $P^{(i)}$, $\hat{f}^{(z)}$, а величини $\bar{\sigma}_1$, σ_1^*, σ_2^* – сталі, то функція (3.6.14) може бути використана для ідентифікації цих параметрів.

Інакше кажучи, якщо вдалося отримати динамічні ряди $\hat{f}_t^{(z)}$, $P_t^{(e)}$, $P_t^{(i)}$ ($t = \overline{1, t^*}$; t і t^* – натуральні числа, причому $\hat{f}_t^{(z)}$ – це обсяг неутилізованого забруднення, викинутого у довкілля, то від залежності

$$\hat{f}^{(z)} = \frac{\overline{\sigma_1}}{\sigma_1^*}P^{(e)} - \frac{1}{\sigma_2^*}P^{(i)}$$

можна перейти до залежності

$$\frac{\hat{f}^{(z)}}{P^{(i)}} = \frac{\overline{\sigma_1}}{\sigma_1^*}\frac{P^{(e)}}{P^{(i)}} - \frac{1}{\sigma_2^*}$$

або до залежності

$$f^* = a^* + b^* P^*,$$

де $f^* = \hat{f}^{(z)}/P^{(i)}$, $P^* = P^{(e)}/P^{(i)}$, $b^* = \bar{\sigma}_1/\sigma_1^*$, $a^* = -1/\sigma_2^*$.

Для ідентифікації параметрів a^* та b^* можна використати метод найменших квадратів (f_t^* та P_t^* відомі при $t=\overline{1,t^*}$) і отримати відповідні формули для знаходження a^*, b^*:

$$b^* = \left[t^* \sum_{t=1}^{t^*} f_t^* P_t^* - \sum_{t=1}^{t^*} f_t^* \cdot \sum_{t=1}^{t^*} P_t^* \right] \Bigg/ \left[t^* \sum_{t=1}^{t^*} \left(P_t^*\right)^2 - \left(\sum_{t=1}^{t^*} P_t^* \right)^2 \right],$$

$$a^* = \frac{\sum_{t=1}^{t^*} f_t^* - b^* \cdot \sum_{t=1}^{t^*} P_t^*}{t^*}.$$

Після ідентифікації параметрів a^*, b^* отримаємо $\sigma_2^* = -1/a^*$ $(a^* \neq 0)$. Припустивши, що один із параметрів $\bar{\sigma}_1$ або σ_1^* відомий, наприклад $\bar{\sigma}_1$, одержимо $\sigma_1^* = \bar{\sigma}_1 / b^*$. Слушно підкреслити, що знаходження параметрів σ_1^* та σ_2^* принципово важливе з огляду на те, що вони дають уявлення про вартість одиниці основного продукту та тариф на утилізацію одиниці забруднення. Знання про такі величини має особливу цінність для теорії та практики еколого-економічних процесів і відповідних рішень. Що стосується функцій забруднення, то знаючи функцію $k^{(z)}(t)$ (її також можна окремо побудувати) та параметри a^*, b^* (або σ_1^*, σ_2^* при відомому $\bar{\sigma}_1$) легко конкретизувати функцію (3.6.14).

Описані вище функції забруднення довкілля нескладно модифікувати, врахувавши у кожний момент часу t обсяги наявного залишкового забруднення $\tilde{P}^{(z,0)}$, яке накопичилося ще з минулих періодів часу і не обов’язково є наслідком антропогенного впливу на природне середовище. Тоді функція забруднення матиме вигляд

$$\tilde{P}^{(z)}(t) = P^{(z)}(t) + k^{(z)}(t)\tilde{P}^{(z,0)}(t). \qquad (3.6.15)$$

Наприклад, урахування у (3.6.15) співвідношень (3.6.13) чи (3.6.14) дозволяє отримати розширений клас лінійних функцій забруднення, зокрема функцію

$$\tilde{P}^{(z)} = k^{(z)}(t) \cdot \tilde{f}^{(z)}\left(P^{(e)}, P^{(i)}\right) = k^{(z)}(t) \cdot \left[\frac{\bar{\sigma}_1}{\sigma_1^*} P^{(e)} - \frac{1}{\sigma_2^*} P^{(i)} + \tilde{P}^{(z,0)}\right]. \qquad (3.6.16)$$

Очевидно, що (3.6.16) є узагальненою функцією забруднення довкілля. Якщо $\tilde{P}^{(z,0)}$ та всі інші параметри є сталими величинами, то для ідентифікації тих чи інших параметрів потрібно мати ряди даних для $P^{(e)}$, $P^{(i)}$, $\tilde{f}^{(z)}$.

Можна також розглянути інші класи функцій забруднення, які можна будувати на іншій концептуальній основі. Що стосується функцій забруднення типу (3.6.1), то їх значущість полягає найперше у тому, що пов’язуючи економічні та екологічні показники, вони дають можливість дослідити екологічну ефективність інвестицій, їх структуру, проблему заміщення факторів і інші питання еколого-економічної взаємодії. Застосування цих функцій можливе не тільки на макрорівні, тобто вони можуть бути також інструментарієм дослідження регіональних еколого-економічних проблем.

Дослідження особливостей моделювання економічної та еколого-економічної динаміки із урахуванням специфіки її процесів приводить до таких висновків.

1. Явища та процеси, що відбуваються у сучасній економіці, зв’язки між її підсистемами та із зовнішнім середовищем мають нелінійний та динамічний характер, тому можуть бути адекватно обґрунтовані лише за допомогою методів теорії систем і системного аналізу, про що частково уже йшлося у попередньому розділі. Результати дослідження динаміки складних економічних і еколого-економічних систем повинні давати дослідникам і суспільству у цілому нові інтелектуальні знання та допомагати створювати і впроваджувати у економічну практику нові ефективні інформаційні технології. Складність економічних чи еколого-економічних систем характеризується також, крім нелінійності та динамічності, багатьма іншими особливостями, закономірностями, принципами тощо, наприклад відкритістю систем, зворотними зв’язками, механізмами регулювання, специфікою підсистем управління, випадковими впливами тощо, тому методологічною основою

дослідження таких систем може бути лише системний аналіз, який за своєю сутністю є своєрідним синтезом ідей, принципів, методів, моделей. Системний аналіз безпосередньо пов’язаний з математичним описанням явищ і процесів, що відбуваються у складних системах, тобто з їх математичним моделюванням, тому системний аналіз, моделювання та сучасні інформаційні технології – фундаментальна методологічна платформа дослідження складних динамічних явищ і процесів.

2. Інструментарієм математичної формалізації динаміки еколого-економічних систем і її дослідження є апарат теорії диференціальних рівнянь у випадку неперервного часу та різницевих рівнянь у випадку дискретного часу. При цьому припускається, що у кожний момент часу стан системи характеризується скінченною сукупністю показників, які у вибраному скінченновимірному точковому просторі змінних є координатами точки, через яку у відповідний момент часу проходить траєкторія руху системи. Зазвичай модель динаміки (руху) системи для неперервного часу описується за допомогою системи звичайних диференціальних рівнянь. Якщо праві частини диференціальних рівнянь або функції стану моделюючого об’єкта явно від змінної часу не залежать, то таку систему диференціальних рівнянь прийнято називати динамічною або консервативною чи автономною. У якісній теорії диференціальних рівнянь автономні системи відіграють важливу роль для побудови та дослідження фазових траєкторій (траєкторій або кривих, які описуються у просторі точками, координатами яких є поточні значення фазових або динамічних змінних автономної системи), встановлення зв’язків між фазовими змінними, вивчення особливостей системи, зокрема виявлення стаціонарних або рівноважних точок і з’ясування їх стійкості чи нестійкості. Враховуючи, що теорія та методи розв’язування диференціальних моделей (моделей, які формалізуються диференціальними рівняннями), а також їх програмне забезпечення сьогодні добре розвинуті, можна стверджувати, що диференціальні моделі є потужним сучасним інструментарієм для вивчення динаміки еколого- та соціально-економічних систем і їх підсистем.

3. Математична специфікація динамічних систем, у тому числі економічних чи еколого-економічних систем, залежить не тільки від того, якою є змінна часу – неперервною чи дискретною, але й від того, у яких одиницях вимірюється час. Що стосується дискретного та неперервного часу, то зв’язок між ними очевидний: дискретні моделі можна одержати із неперервних шляхом дискретизації змінної часу, а неперервні моделі із дискретних – шляхом реалізації граничного переходу. Вибір одиниць вимірювання часу – це окрема специфічна проблема, сутність якої полягає у тому, що інколи емпіричні дані, які використовуються при моделюванні, можуть відноситися не до стандартних одиниць часу, якими є рік, місяць, година тощо, а наприклад, до виробничих циклів, циклів споживання і інших подібних часових одиниць. Якщо у моделях економічної чи еколого-економічної динаміки не узгоджені одиниці часового виміру (тобто всі змінні та параметри не приведені до однієї шкали вимірювання), то такі моделі не можуть бути адекватними, тому експериментальні дослідження з ними дадуть апріорі неправильні результати. У зв’язку з цим під час побудови динамічних моделей обґрунтування вибору одиниць вимірювання часу або їх узгодження є надзвичайно важливим етапом моделювання.

Формалізоване розкриття змісту проблеми узгодження часового виміру у моделях економічної та еколого-економічної динаміки продемонстровано на прикладі побудови диференціальної моделі динамічної змінної у випадках, коли складові цієї моделі (диференціального рівняння) залежать від стандартних часових одиниць, виробничих циклів і циклів споживання. З’ясувалося, що зв’язок між цими випадками описується за допомогою так званих коригувальних або поправочних коефіцієнтів, урахування яких є обов’язковим при зведенні рівнянь динаміки до того чи іншого випадку та при проведенні експериментальних досліджень з відповідними диференціальними моделями.

4. Поряд з проблемою узгодження часового виміру іншою актуальною проблемою економічної динаміки є проблема часових лагів, сутність якої полягає у запізненні під час засвоєння інвестицій, тобто у наявності певного

терміну часу від моменту вкладення інвестицій до моменту їх віддачі. Очевидно, що при дослідженні, зокрема під час моделювання динамічних систем у багатьох випадках нехтувати часовими лагами не можна, оскільки фактор часу для реальних процесів і систем є не просто важливим, а насправді визначальним. Сьогодні, коли економічні та екологічні зміни як в окремих країнах світу, так і в глобальній економічній системі відбуваються швидко, а їх наслідки далеко не завжди є бажаними, час є особливим ресурсом, вплив якого на запізнення віддачі від вкладених інвестицій може привести до кардинально відмінних результатів у економіці. Тобто часовий лаг є не просто проміжком часу, а специфічним економічним показником, який відображає запізнення або випередження у часі одного економічного чи екологічного явища відносно іншого. Позитивне розв’язання проблеми лагів на практиці означає їх скорочення. Інформація про реальні лаги (технологічні, будівельні, лаги віддачі, комплексні і ін.) завжди корисна для прийняття рішень щодо управління динамічними системами, зокрема еколого-економічними системами.

З метою урахування часових лагів, зокрема запізнення у моделях економічної (еколого-економічної, соціально-економічної) динаміки використовують два основних підходи, які базуються відповідно на принципах теорії фіксованих і розподілених лагів. Обидва підходи продемонстровано у роботі під час моделювання рівняння динаміки капіталу та введених у дію інвестицій. Застосування цих підходів приводить до побудови диференціальних моделей з так званим відхиляючим аргументом і моделей розподілених лагів.

5. Принципово важливе значення під час побудови моделей еколого-економічних систем мають так звані функції економічної поведінки (виробничі функції, функції попиту та пропозиції, функції економічної та еколого-економічної корисності, функції випуску забруднення і ін.). По-перше, ці функції є самостійними моделями, які описують залежність одних змінних (показників, характеристик) від інших, а по-друге, – вони є елементами багатьох структурних моделей, які формалізуються за допомогою різних, не обов’язково функціональних співвідношень. Крім того, зазвичай у диференціальних моделях

функції економічної поведінки формують функції станів динамічної системи (праві частини диференціальних рівнянь), які фактично залежать від їх різниці, оскільки саме за допомогою цих функцій описуються доходи і витрати, попит і пропозиція, обсяги випуску та утилізації забруднення тощо. При цьому функції економічної поведінки можуть бути статичними або динамічними, залежно від того чи є їх аргументом змінна часу. Моделювання цих функцій є актуальною проблемою сучасних прикладних наук, яка розв'язується на основі різних концептуальних і методологічних підходів.

Проте побудова динамічних функцій економічної поведінки має свій рівень складності та свою специфіку, які пов'язані з урахуванням змінної часу у цих функціях. У роботі проаналізовано різні підходи до моделювання динамічних функцій економічної поведінки, зокрема підхід, який базується на введенні динамічного мультиплікатора для статичної функції чи її аргументів; структурний підхід, який використовує неявне задання функції за допомогою деяких оптимізаційних моделей; підхід, який базується на застосуванні у ролі аргументів функції не тільки відповідних динамічних змінних, але і їх похідних, а також загальновідомий статистичний чи економетричний підхід, коли результати спостережень для побудови функції економічної поведінки задаються динамічними рядами.

6. У сенсі побудови моделей еколого-економічної динаміки та їх практичного застосування необхідно виокремити моделі динамічних функцій забруднення. При цьому слід підкреслити, що забруднення (забруднення довкілля) виступає у ролі певного показника екологічності, який залежить від створеного та утилізованого людською діяльністю забруднення, а також від здатності природного середовища до самоочищення. Оцінювання як створеного, так і утилізованого забруднення може бути не тільки прямим, але й опосередкованим, наприклад на основі обсягів випуску економікою країни чи регіону основного матеріального продукту та обсягів інвестицій чи іншого типу видатків на природоохоронну діяльність. Такий підхід до оцінювання забруднення покладений у запропоновану концепцію побудови функцій

забруднення, незважаючи на різні базові припущення щодо апріорних властивостей самих функцій.

Отже, специфікації функцій забруднення у рамках запропонованого концептуального підходу можуть бути різними. Однак, враховуючи певні можливості природи щодо самоочищення, логічно будувати функцію забруднення довкілля як добуток двох функцій, з яких одна – це функція викидів забруднення у довкілля, а інша – функція-коефіцієнт, що визначає обсяг залишкового забруднення після природного самоочищення викидів. Саме цей варіант моделювання функцій забруднення викладено у роботі. Наведено приклади їх конкретних специфікацій.

Викладені у цьому розділі ідеї та основні результати опубліковано у працях автора [62, 67, 73, 74, 77, 85, 256, 273, 275-277].

РОЗДІЛ 4. МОДЕЛІ ДИНАМІКИ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ СИСТЕМ В УМОВАХ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КЛАСТЕРИЗАЦІЇ ТА ПЕРВИННОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ЗАБРУДНЕННЯ

4.1. Динамічні моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення

Економічні (еколого-економічні, соціально-економічні, виробничо-економічні тощо) системи належать до складних систем, зокрема до систем управління з участю людей. Інакше кажучи це системи, у яких люди є суттєвими елементами, можуть бути як об’єктами, так і суб’єктами керування, виконують функції регуляторів, а отже, їх поведінка, соціальна та економічна активність безпосередньо пов’язана із соціальними процесами, які відбуваються у суспільстві. Соціальні процеси у свою чергу взаємодіють з економічними, екологічними, демографічними і іншими процесами, тому у цьому сенсі будь-яка економічна система є відкритою системою, системою взаємозв’язаних елементів, підсистем (кожну з яких можна розглядати як окрему систему, наприклад еколого-економічну, соціально-економічну і ін.), процесів і явищ, які у рамках цілісних системних досліджень є окремими об’єктами дослідження.

Надалі розглянемо один із таких об’єктів, а саме еколого-економічну систему [52, 111, 131], функціонування якої будемо моделювати з урахуванням соціальних елементів, які опишемо мінімальною соціальною (соціально-економічною або економічною) структурою суспільства, вважаючи, що суспільство складається з двох суспільних груп (класів) – власників і робітників (найманих працівників). Власники володіють капіталом (засобами виробництва, природними ресурсами) і організовують виробництво основного агрегованого продукту (ОАП) за ринковою ціною p г.о. (грошових одиниць). Ринок продукції вважається досконалим, тобто жодний із власників не може самовільно впливати на стан ринку та встановлену у результаті ринкових процесів ціну p. Джерелом доходів власників є їхній капітал, а робітників – заробітна платня. Звичайно, робітники практично весь свій дохід витрачають на особисте споживання, а власники – на особисте споживання, виробничі витрати та приріст капіталу.

Регулятором, який впливає на розвиток економіки за допомогою ставок податків і інших обмежувальних заходів є держава.

Моделювання динаміки еколого-економічних, соціально-економічних та інших складних систем є надзвичайно актуальною проблемою. Перейдемо до концептуального та формалізованого опису побудови моделей економічної динаміки з урахуванням процесів екологізації економіки та мінімальної соціальної-економічної структури суспільства (суспільство представлено двома групами – власниками та робітниками). Будемо припускати, що ОАП створюється M підприємствами, які належать M власникам, причому у виробництві цього продукту зайнято N робітників. Крім того, вважатимемо, що всередині кожної із груп (власників і робітників) всі її члени «рівнозначні», тобто мають однакові заощадження чи більш точно ліквідні заощадження (ліквідний капітал) z_M та z_N відповідно (ліквідний капітал вимірюється у г.о., оскільки за визначенням це є гроші або цінні папери, які швидко і без втрат можуть бути конвертовані у гроші). Отже, кожний представник кожної із груп є у певному сенсі «агрегованим» чи «усередненим» репрезентом відповідної групи учасників виробництва та економіки у цілому, екологізація якої означає, що поряд з випуском агрегованої матеріальної продукції відбувається утилізація (знищення) забруднювачів за тарифом $\tilde{p}$ г.о. за одиницю забруднення.

Якщо у такій односекторній економіці може здійснюватися лише первинна утилізація виробничого забруднення, то для неї характерна концептуальна модель, яка зображена на рис. 4.1.1.

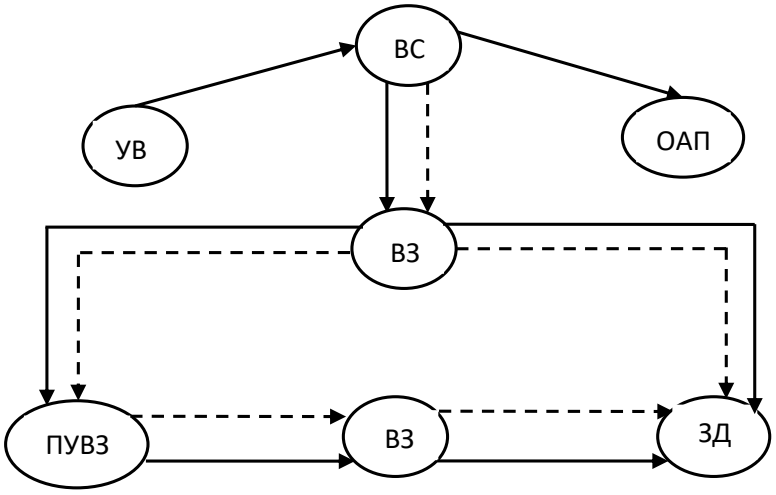


Рис. 4.1.1. Ілюстрація концептуальної моделі виробництва ОАП та первинної утилізації виробничого забруднення у односекторній економіці

На рис. 4.1.1 прийняті такі позначення: ВС – виробнича система, УВ – учасники виробництва, ОАП – основний агрегований продукт, ВЗ – виробниче забруднення, ПУВЗ – первинна утилізація ВЗ, ЗД – забруднення довкілля. Крім того, вхідна суцільна стрілка на схемі означає наявність відповідного блоку, а пунктирна – його відсутність, наприклад процес $ВС \to ВЗ$ означає, що виробнича система продукує виробниче забруднення (виробничі відходи), а фіктивний процес $ВС - - \to ВЗ$ свідчить про відсутність виробничого забруднення, тобто про наявність у ВС безвідходних виробничих технологій чи взагалі про те, що ВС не функціонує (усі випадки реально можливі). Далі, якщо ВЗ частково утилізується, то реалізуються процеси $ВЗ \to ПУВЗ$ та $ВЗ \to ЗД$, а якщо повністю, то реалізується лише процес $ВЗ \to ПУВЗ$. Відсутність процесу $ВЗ \to ЗД$ у цьому випадку позначена як $ВЗ - - \to ЗД$. Аналогічні пояснення мають місце і для процесів $ПУВЗ \to ВЗ$ та $ПУВЗ - - \to ВЗ$, $ВЗ \to ЗД$ та $ВЗ - - \to ЗД$.

4.1.1. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та частки капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення

Якщо припустити, що в реальності справджується закон збереження суми заощаджень обидвох суспільних груп, тобто $Mz_M + Nz_N = \bar{z} = const$, то $z_N = (\bar{z} - Mz_M)/N$, тому у рамках даного припущення потрібно вивчити лише динаміку z_M. Динамічні змінні z_M і p (як і z_N) у ринковій економіці залежать від попиту на агреговану продукцію та її пропозиції, а також від доходу та витрат власника підприємств. Щоб описати рівняння динаміки цих змінних будемо вважати також, що відомі функція попиту окремого споживача на ОАП q, виробнича функція або функція випуску ОАП f, функція випуску забруднення φ, функція утилізації забруднення ψ, функція попиту на утилізацію забруднення $\tilde{q}$ та α, β, γ $(0 \le \alpha, \beta, \gamma \le 1,\ \alpha + \beta + \gamma \le 1)$ – відповідно сталі частки заощаджень (капіталу) власника на особисте споживання, випуск ОАП та утилізацію екологічно небезпечних решток своєї діяльності. Під попитом на утилізацію будемо розуміти попит на продукцію «чисте довкілля» (цю продукцію надалі будемо позначати через ПЧД). Тоді у натуральних одиницях (н.о.) попит власника на ОАП, випуск цього продукту, випуск забруднення та обсяг його утилізації визначаються величинами $q\left(\frac{\alpha z_M}{p}\right)$, $f\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)$, $\varphi\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)$, $\psi\left(\frac{\gamma z_M}{\tilde{p}}\right)$, де $s_\alpha = \frac{\alpha z_M}{p}$, $s_{\tilde{\alpha}} = \frac{\tilde{\alpha} z_N}{p} = \frac{\tilde{\alpha}(\bar{z} - Mz_M)}{pN}$ – купівельні спроможності власника та робітника або їх капіталозабезпечення як покупців ($\tilde{\alpha}$ – задана стала частка заощаджень робітника, які він витрачає на особисте споживання ОАП, $0 \le \tilde{\alpha} \le 1$); $s_\beta = \frac{\beta z_M}{p}$ – капіталозабезпечення виробництва агрегованої продукції, яке у кінцевому результаті визначає також обсяг випуску забруднення, що є функцією від випуску $f\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)$, тобто деякою функцією

$\varphi\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)$, наприклад у найпростішому випадку логічно вважати, що $\varphi\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)=\lambda f\left(\frac{\beta z_M}{p}\right)$, де $\lambda\left(0\le\lambda<1\right)$ – частка (коефіцієнт) випуску забруднення; $s_\gamma=\frac{\gamma z_M}{\tilde{p}}$ – капіталозабезпечення процесу утилізації забруднення. Функцію $\tilde{q}$ уточнимо пізніше. Не зупиняючись на деталізації можливих класів та властивостей функцій q, f, φ, ψ, побудуємо рівняння динаміки заощаджень власника z_M, врахувавши у ньому також загальний попит на ОАП (його обсяг позначимо надалі через Q^*) всіх інших елементів суспільства та пов'язаного з експортом зовнішнього ринку (величина Q^* надалі може вважатися як сталою, так і залежною від часу). Обсяг попиту Q^* у певних випадках може трактуватися як відповідне держзамовлення. Оскільки зміна цих заощаджень залежить від різниці між його оподаткованим доходом (ставка податку π_0) від збуту виробленої продукції членам обидвох суспільних груп і забезпечення попиту Q^* та видатків на особисте споживання, заробітну платню робітникам d_N (у г.о.), податок на фонд заробітної платні (ставка податку π_1), внутрішні (організаційні) потреби своєї основної діяльності (частка витрат на ці потреби λ_β) та відповідний податок на додану вартість з випуску основної продукції (ставка податку π_2), а також на утилізацію виробничого забруднення (λ_γ – частка витрат на організацію утилізаційного процесу, π_3 – ставка податку на право займатися утилізаційною діяльністю), то рівняння динаміки змінної z_M матиме вигляд:

$$\frac{dz_M}{dt}=\frac{p(1-\pi_0)}{M}\cdot\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]-pq(s_\alpha)-\frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M}-$$
$$-p(\lambda_\beta+\pi_2)f(s_\beta)-\tilde{p}(\lambda_\gamma+\pi_3)\psi(s_\gamma). \qquad (4.1.1)$$

При моделюванні рівняння (4.1.1) прийнято також припущення про те, що у односекторній економіці витрати на утилізацію покриваються за рахунок доходу виробника від реалізації ОАП, причому при формуванні зарплатні робітника d_N враховано витрати його праці як під час випуску ОАП, так і під час утилізації забруднення. Сам механізм формування зарплатні d_N тут не розкривається. Є також інший підхід до формування зарплатні. Оскільки витрати на зарплатню робітників, які не тільки зайняті виробництвом агрегованої продукції, але й утилізацією виробничих відходів, можуть бути формалізовані також через функції $f(s_\beta)$ та $\psi(s_\gamma)$, то зарплатня завжди у той чи інший спосіб пов'язана з результатами випуску ОАП та утилізацією решток виробничої (і не тільки виробничої) діяльності. Отже, будемо вважати, що видатки власника на фонд заробітної платні робітникам пропорційні з коефіцієнтом μ_β до обсягу виготовленого ним ОАП та з коефіцієнтом μ_γ до обсягу утилізованого ним забруднення, тобто реально його видатки на оплату праці робітників дорівнюють $\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\psi(s_\gamma)\right]$. Тоді рівняння динаміки заощаджень власника z_M конкретизується так:

$$\begin{aligned}
\frac{dz_M}{dt} &= \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]-pq(s_\alpha)- \\
&-\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\psi(s_\gamma)\right](1+\pi_1)- \\
&-p(\lambda_\beta+\pi_2)f(s_\beta)-\tilde{p}(\lambda_\gamma+\pi_3)\psi(s_\gamma)= \\
&=\frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]}{M}-p\pi_0 q(s_\alpha)- \\
&-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta+\lambda_\beta+\pi_2\right]pf(s_\beta)- \\
&-\left[(1+\pi_1)\mu_\gamma+\lambda_\gamma+\pi_3\right]\tilde{p}\psi(s_\gamma). \qquad (4.1.2)
\end{aligned}$$

Ціна агрегованого продукту p залежить від різниці між обсягами попиту та пропозиції агрегованої продукції, тобто

$$\frac{dp}{dt} = \theta_\beta \left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^* - Mf(s_\beta) \right], \qquad (4.1.3)$$

де θ_β – сталий коефіцієнт регулювання ціни p, що відображає інерційність ринку основної (агрегованої) продукції.

Аналогічно тариф $\tilde{p}$ на утилізацію залежить від різниці між обсягами попиту та обсягами пропозиції знешкоджених екологічно шкідливих відходів виробничої діяльності.

Попит на ПЧД у односекторній економіці має свою специфіку, оскільки ринок ПЧД, тобто ринок утилізації виробничих відходів тут також специфічний. В умовах досліджуваної економіки, утилізуючи рештки своєї діяльності, виробник як правило не отримує за це ніяких доходів. Його витрати на утилізацію є очевидною платою (зазвичай неповною чи частковою) за свою провину у сенсі забруднення довкілля. Насправді у багатьох ситуаціях його попит на ПЧД та пропозиція ПЧД фактично співпадають. Однак, поняття попиту на ПЧД тут потрібно узагальнити, оскільки в утилізації відходів можуть бути зацікавлені не тільки виробники ОАП, а й інші суб'єкти суспільства та держави. Тому через $\tilde{k}_q$ $\left(\tilde{k}_q \in [0,1]\right)$ позначимо коефіцієнт загального попиту на ПЧД (попиту на утилізацію виробничих відходів) у односекторній економіці, який відображає попит як виробників, так і усіх інших суб'єктів. Якщо вважати надалі, що λ – коефіцієнт випуску забруднення, тобто $\varphi(s_\beta)$ – кількість одиниць (од.) забруднення, створеного у результаті випуску $f(s_\beta)$ од. основної продукції, а $\tilde{k}_q$ – коефіцієнт попиту на ПЧД, то функція попиту $\tilde{q}$ визначається співвідношенням $\tilde{q}(s_\beta) = \tilde{k}_q \varphi(s_\beta)$. Попит на ПЧД впливає на тариф $\tilde{p}$, тому рівняння для $\tilde{p}$ таке:

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma \left[M\tilde{q}(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) \right], \qquad (4.1.4)$$

яке при $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$, конкретизується так:

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma \left[M\tilde{k}_q \lambda f(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) \right], \tag{4.1.5}$$

де θ_γ – сталий коефіцієнт регулювання ринкового тарифу на утилізацію.

Для однозначної розв'язності систему диференціальних рівнянь (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4) або (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5) потрібно доповнити початковими умовами

$$z_M(t_0) = z_M^{(0)}, \;\; p(t_0) = p^{(0)}, \;\; \tilde{p}(t_0) = \tilde{p}^{(0)}, \tag{4.1.6}$$

де величини $z_M^{(0)}$, $p^{(0)}$, $\tilde{p}^{(0)}$ вважаються заданими, тобто початковий стан досліджуваної системи відомий. Моделі (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6) та (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6) є математичною формалізацією задачі Коші для нелінійної системи трьох диференціальних рівнянь. Вона може бути розв'язана відомими методами [202] (передбачається, що всі умови існування та єдиності розв'язку [202] виконуються). Очевидно, що ці моделі можна у певний спосіб модифікувати.

З'ясуємо деякі результати якісного аналізу моделі (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6) а саме за яких умов еколого-економічна система перебуває у стані рівноваги, коли заощадження власників (а значить і робітників), та ціни p і $\tilde{p}$ набувають сталих значень, тобто $z_M = const$, $p = const$, $\tilde{p} = const$. Ці значення визначають стаціонарний розв'язок системи і знаходять із умов

$$\frac{dz_M}{dt} = 0, \;\; \frac{dp}{dt} = 0, \;\; \frac{d\tilde{p}}{dt} = 0$$

або умов

$$\frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^* \right]}{M} - p\pi_0 q(s_\alpha) =$$

$$= \left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2 \right] pf(s_\beta) +$$

$$+ \left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3 \right] \tilde{p}\psi(s_\gamma), \tag{4.1.7}$$

$$Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^* = Mf(s_\beta), \tag{4.1.8}$$

$$\psi(s_\gamma) = \tilde{k}_q \lambda f(s_\beta). \tag{4.1.9}$$

Співвідношення (4.1.9) означає, що попит на ПЧД дорівнює її пропозиції, тобто у стані рівноваги має місце бажана ситуація. Співвідношення (4.1.8) також описує ситуацію реальної економічної рівноваги: сумарний попит на агреговану продукцію дорівнює її сумарній пропозиції. Щодо процесу екологізації економіки, то зазвичай лише деяка частина створеного забруднення утилізується.

Зазначимо, що моделі (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6) та (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), як і співвідношення (4.1.7)-(4.1.9), можна дещо підкоригувати з метою проведення якісного аналізу та з'ясування їх змістової сутності. Для цього доповнимо припущення про сталість сумарних заощаджень власників і робітників $\left(Mz_M + Nz_N = \overline{z} = const\right)$ ще одним припущенням про те, що сумарні заощадження робітників пов'язані із сумарними заощадженнями власників деяким коефіцієнтом пропорційності c $(0 < c < 1)$, тобто $Nz_N = cMz_M$. У багатьох реальних ситуаціях цей коефіцієнт можна вважати відомим. Тоді реальна фінансова спроможність робітника визначається величиною

$$s_N = \frac{cMz_M}{Np} = \frac{z_N}{p},$$

а купівельна спроможність – величиною

$$s_{\tilde{\alpha}} = \frac{\tilde{\alpha} z_N}{p} = \frac{\tilde{\alpha} cMz_M}{Np}.$$

Повернемося до співвідношень (4.1.7)-(4.1.9). Визначивши із (4.1.8) $Nq(s_{\tilde{\alpha}})$ та підставивши отриманий вираз і (4.1.9) у (4.1.7) з урахуванням вище введеного припущення отримаємо рівність

$$\begin{aligned}
&\frac{p(1-\pi_0)\left[Mf(s_\beta) - Mq(s_\alpha)\right]}{M} - p\pi_0 q(s_\alpha) = \\
&= \left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2\right] pf(s_\beta) + \\
&+ \left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3\right] \tilde{p}\tilde{k}_q \lambda f(s_\beta).
\end{aligned}$$

Далі, припустивши, що $p = \tilde{p}$, остаточно матимемо співвідношення

$$(1-\pi_0) f(\beta s_M) - (1-\pi_0) q(\alpha s_M) - \pi_0 q(\alpha s_M) =$$

$$=\left[(1+\pi_1)(\mu_\beta+\tilde{k}_q\lambda\mu_\gamma)+\lambda_\beta+\tilde{k}_q\lambda\lambda_\gamma+\pi_2+\tilde{k}_q\lambda\pi_3\right]f(\beta s_M)$$

чи співвідношення

$$q(\alpha s_M)=\{(1-\pi_0)-[(1+\pi_1)(\mu_\beta+\tilde{k}_q\lambda\mu_\gamma)+\lambda_\beta+\tilde{k}_q\lambda\lambda_\gamma+$$

$$+\pi_2+\tilde{k}_q\lambda\pi_3]\}\,f(\beta s_M), \qquad (4.1.10)$$

де $s_M=z_M/p$.

При цьому у реальній ситуації співвідношення (4.1.10) має сенс, коли

$$k_f=(1-\pi_0)-\left[(1+\pi_1)(\mu_\beta+\tilde{k}_q\lambda\mu_\gamma)+\lambda_\beta+\tilde{k}_q\lambda\lambda_\gamma+\pi_2+\tilde{k}_q\lambda\pi_3\right]>0,$$

оскільки обидві частини (4.1.10) повинні бути додатними при $s_M\neq 0$. Зауважимо, що аналіз виразу для k_f дозволяє отримати цінну інформацію стосовно взаємної збалансованості між собою параметрів моделі. Умова $k_f>0$ реальна на практиці, тому стани рівноваги еколого-економічної системи у даному разі також залежать від коефіцієнта k_f, у чому переконаємось пізніше.

Отже, перейшовши у (4.1.10) до аргумента $s_M=z_M/p$ (загальної фінансової спроможності власника), ми одержимо рівність

$$q^*(s_M)=f^*(s_M), \qquad (4.1.11)$$

де $q^*(s_M)=q(\alpha s_M)$, та $f^*(s_M)=k_f\cdot f(\beta s_M)$ – деякі узагальнені та відповідно збалансовані обсяги попиту та пропозиції агрегованої продукції, які визначаються фінансовою спроможністю (капіталозабезпеченням) «усередненого» представника групи власників підприємств. Зауважимо також, що графік функції $q^*(s_M)$ – це розтяг в $1/\alpha$ (бо $0<\alpha<1$) разів вздовж осі абсцис графіка функції $q(s_M)$, а графік функції $f^*(s_M)$ – це розтяг в $1/\beta$ (бо $0<\beta<1$) разів вздовж осі абсцис і стиснення в $1/k_f$ (бо $0<k_f<1$) разів вздовж осі ординат графіка функції $f(s_M)$. Якісний аналіз співвідношення (4.1.11) суттєво залежить від властивостей функцій q та f, а значить і властивостей функцій q^* та f^*. Очевидно, що ці функції, якщо вони адекватно відображають процеси попиту та пропозиції у ринковій економіці, є такими, що рівняння (4.1.11) відносно змінної

s_M має розв'язки, причому кількість цих розв'язків істотно залежить від специфікації функцій попиту та пропозиції. Проаналізувати можливі розв'язки (4.1.11) можна графічно, якщо конкретно задані функції q і f (а значить q^* і f^*). На рис. 4.1.2 – 4.1.5 схематично проілюстровані ситуації, коли функції q та f як мінімум неперервні та монотонно неспадні.

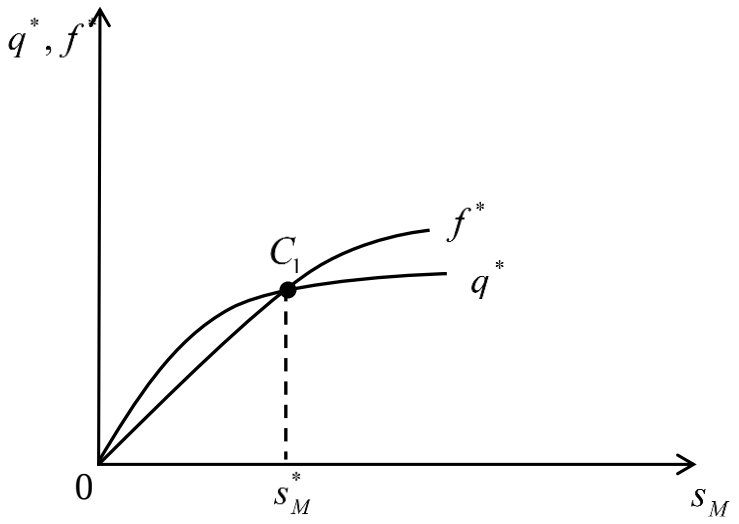


Рис. 4.1.2. Ілюстрація можливого стійкого розв'язку рівняння (4.1.11)

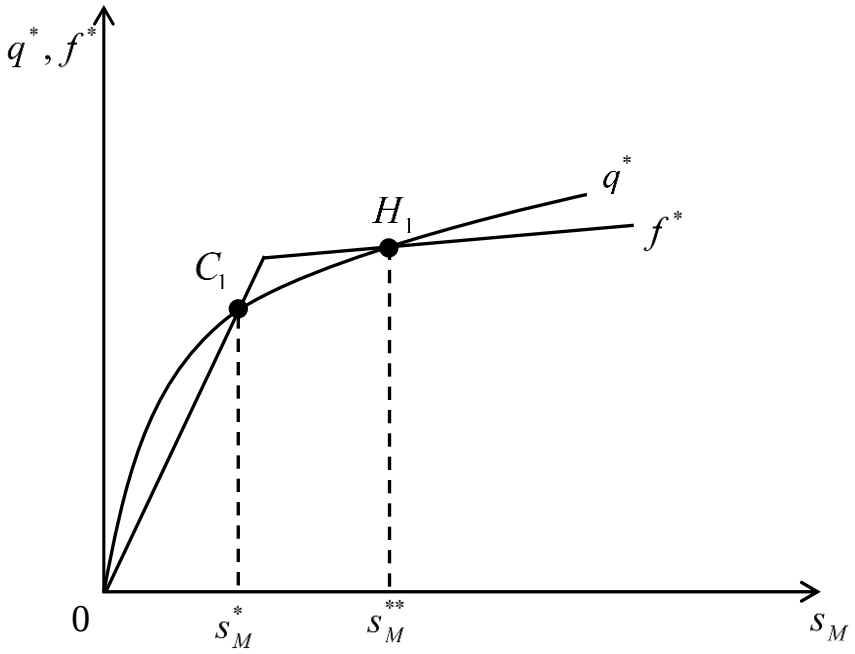


Рис. 4.1.3. Ілюстрація можливого стійкого та нестійкого розв'язків рівняння (4.1.11)

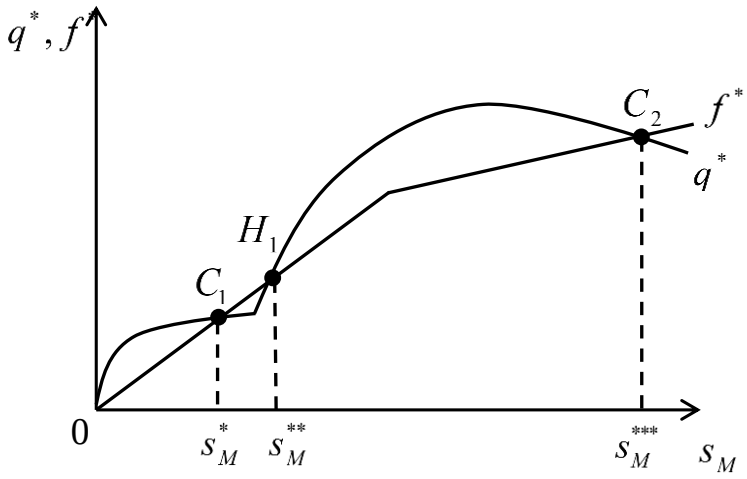


Рис. 4.1.4. Ілюстрація можливих двох стійких і одного нестійкого розв'язків рівняння (4.1.11)

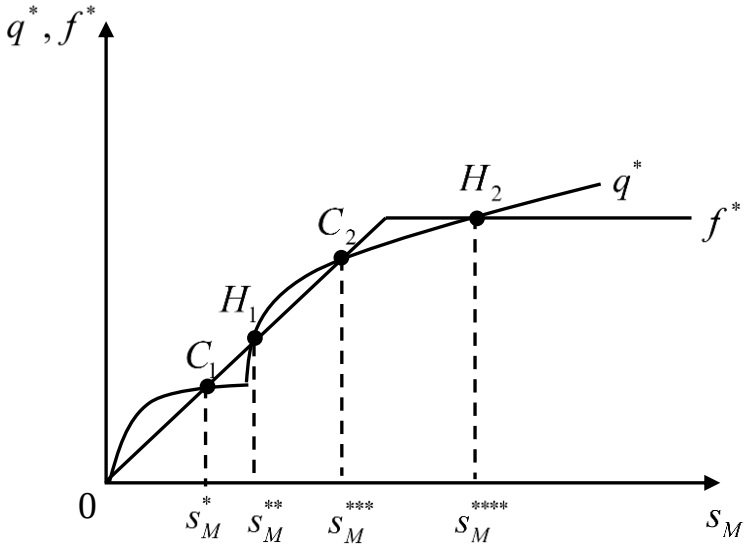


Рис. 4.1.5. Ілюстрація можливих двох стійких і двох нестійких розв'язків рівняння (4.1.11)

Тоді f^* та q^* також неперервні та неспадні функції, хоча рівняння (4.1.11) може мати різну кількість розв'язків залежно від поведінки цих функцій. Якщо ціни p та $\tilde{p}$ сталі (у стані рівноваги $p = p^*$, $\tilde{p} = \tilde{p}^*$), то, враховуючи, що $s_M = z_M / p$, тобто

$$\frac{ds_M}{dt} = \frac{1}{p} \cdot \frac{dz_M}{dt} = \frac{1}{p}\left[q^*(s_M) - f^*(s_M)\right], \qquad (4.1.12)$$

дослідження рівноважності капіталу z_M та фінансової спроможності s_M рівносильні. Отже, як випливає із (4.1.12) зліва від точки s_M^* (рис. 4.1.2), яка є розв'язком рівняння (4.1.11), виконується умова $q^*(s_M) > f^*(s_M)$, а справа від точки s_M^* – $q^*(s_M) < f^*(s_M)$. Це означає, що при підході до точки s_M^* зліва $\dot{s}_M > 0$ (s_M зростає), а на виході з точки s_M^* справа $\dot{s}_M < 0$ (s_M спадає). Інакше кажучи, для всіх траєкторій фінансової спроможності s_M, які починаються у довільній точці $s_M^{(0)} \in (0, s_M^*)$, значення s_M буде зростати до тих пір, поки не досягне значення s_M^*, а при всіх траєкторіях s_M, які починаються у довільній точці $s_M^{(0)} > s_M^*$, значення s_M буде спадати, доки не досягне s_M^*, тобто малі відхилення початкового значення $s_M^{(0)}$ від s_M^* (вліво чи вправо) повертають фінансову спроможність s_M назад до s_M^*. Отже, точка s_M^* (абсциса точки C_1 на рис. 4.1.2) є стійкою точкою рівноваги. У загальному випадку питання про те, чи є точка рівноваги бажаною для економіки, залишається відкритим, адже вона може характеризувати низько- або високопродуктивний стан C_1 еколого-економічної системи. Останній є бажаний для економіки. Перехід від низькопродуктивного до високопродуктивного стану потребує значних зусиль держави та суспільства.

На рис. 4.1.3 схематично проілюстрована ситуація, коли рівняння (4.1.11) має два розв'язки s_M^* і s_M^{**}, які відповідають станам еколого-економічної системи C_1 і H_1 (точки перетину кривих q^* і f^*). При цьому стан C_1 стійкий, а стан H_1 нестійкий, оскільки траєкторія s_M, яка починається у довільній початковій точці $s_M^{(0)} \in (0, s_M^*)$ зростає, прямуючи до s_M^* зліва, траєкторія з початковою точкою $s_M^{(0)} \in (s_M^*, s_M^{**})$ спадає $\left(q^*(s_M) < f^*(s_M)\right)$, повертаючись до s_M^* справа, а траєкторія з початковою точкою $s_M^{(0)} \in (s_M^{**}, \infty)$ зростає $\left(q^*(s_M) > f^*(s_M)\right)$, віддаляючись від

s_M^{**} (відхилившись вправо від стану H_1 з абсцисою s_M^{**}, значення s_M уже не повертається до s_M^{**}).

На рис. 4.1.4 та рис. 4.1.5 відповідно продемонстровано випадки з трьома та чотирма розв'язками рівняння (4.1.11). Точки C_1, C_2 на цих рисунках є стійкими, а точки H_1 і H_1, H_2 – нестійкими станами рівноваги системи. Обґрунтування стійкості станів C_1, C_2 (стійкості абсцис цих точок s_M^*, s_M^{***}) та нестійкості станів H_1 і H_2 (нестійкості їх абсцис s_M^{**} і s_M^{****}) здійснюється аналогічно до попередніх ситуацій (рис. 4.1.2 і рис. 4.1.3), тому немає сенсу на цьому зупинятися. Зазначимо, що проілюстровані на рис. 4.1.2 - 4.1.5 випадки щодо розв'язків рівняння (4.1.11) не є вичерпними. Можливі також і інші випадки з більшою кількістю розв'язків, іншою послідовністю стійких і нестійких станів та з іншими властивостями функцій q^* і f^*. Зокрема функції f і f^* можуть бути і немонотонними. Причиною цього є, наприклад рішення власника підприємств зменшити обсяги свого виробництва у зв'язку з певними суб'єктивними факторами, вплив яких часто спостерігається у ряді перехідних економік, де функціонують дуже непрозорі та тіньові схеми їх функціонування.

Ще раз підкреслимо, що економічна сутність рівноважних станів може бути дуже різною. Стійкі стани можуть бути як низько- так і високопродуктивними. Високопродуктивні стани еколого-економічної системи відрізняються значно вищими можливостями стосовно виробництва та споживання основної агрегованої продукції, а також утилізації створеного забруднення, оскільки у них значно вища фінансова спроможність або капіталозабезпечення елементів суспільства (не тільки власників). Високопродуктивні стани звичайно є ознакою економічно розвинутих країн, а низькопродуктивні – економічно слабких країн. Перехід від низькопродуктивного до високопродуктивного стану повинен бути стратегічною метою будь-якої країни з низькопродуктивною економікою, але часто буває так, що державне регулювання економіки аж ніяк не пов'язане з цією актуальною проблемою. Нестійкі стани також бувають низько- та високопродуктивними.

Небезпека для суспільства високопродуктивних нестійких станів у тому, що власники, які досягають цих станів перетворюються у олігархів, які постійно збільшують свої капітали, натомість велика частина суспільства (наприклад робітники, бюджетники) залишається бідною, що породжує соціальну нерівність. Ознаки олігархічної економіки спостерігаються сьогодні у нашій країні. Звичайно для суспільства бажаним є рівноважний високопродуктивний стійкий стан. Для переходу до цього стану потрібно створити такі початкові умови, які дозволяють переміститись із низькопродуктивного у високопродуктивний стан. Такі початкові умови – це певний комплекс заходів державного [200] та соціально-економічного характеру, наприклад певного державного регулювання, потужних зовнішніх і внутрішніх фінансових інвестицій, вкладених у економіку, зміна параметрів функцій попиту та пропозиції тощо.

Повертаючись до методики якісного аналізу запропонованої моделі, а конкретніше – її рівноважних розв'язків (станів), зазначимо також, що для аналізу цих розв'язків також використовується інтегральний показник

$$h(s_M) = \int_0^{s_M} q^{**}(s)ds = \int_0^{s_M} (q^*(s) - f^*(s))ds, \qquad (4.1.13)$$

де $q^*(s) - f^*(s) = q^{**}(s)$ – деякий надлишковий попит на основну агреговану продукцію. Показник (4.1.13) інтерпретується як платоспроможний попит на агреговану продукцію та платоспроможність щодо її виробництва. Оскільки права частина (4.1.13) – це інтеграл із змінною верхньою межею, то $h'(s_M) = q^*(s_M) - f^*(s_M)$, тому у точці рівноваги

$$h'(s_M) = q^*(s_M) - f^*(s_M) = 0, \qquad (4.1.14)$$

тобто точка, яка є розв'язком рівняння (4.1.14), є стаціонарною або точкою можливого екстремуму для функції $h(s_M)$. Враховуючи, що знак похідної зліва та справа від рівноважної точки визначається знаком різниці $q^{**}(s_M) = q^*(s_M) - f^*(s_M)$, то у точках стійкої рівноваги похідна $h'(s_M)$ змінює свій знак з «+» на «-», а нестійкої рівноваги – з «-» на «+», тобто точки стійкої рівноваги є точками максимуму, а точки нестійкої рівноваги – точками мінімуму

функції $h(s_M)$ для розглянутих вище випадків. За аналогією з деякими фізичними явищами та процесами функцію $h(s_M)$ називають потенціалом (потенціальним інтегральним надлишковим попитом) динамічної еколого-економічної системи.

Отже, запропоновані вище моделі еколого-економічної динаміки з урахуванням мінімального рівня соціально-економічної кластеризації, заданих сумарних заощаджень учасників виробництва та частки γ капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення дозволяють з'ясувати характерні особливості процесів екологізації економіки, можливі рівноважні стани еколого-економічної системи, їх стійкість чи нестійкість, а також економічну сутність цих станів і їх значення для розробки стратегій розвитку екологічно збалансованої високопродуктивної економіки.

4.1.2. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та коефіцієнта утилізації виробничого забруднення

У попередньому підпункті динамічні моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації були формалізовані у випадку заданих сумарних заощаджень учасників виробництва (власників і робітників) та частки капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення (тобто частки своїх заощаджень γ, які власник виділяє на утилізацію). Саме у цьому випадку є зміст вводити функцію утилізації забруднення $\psi = \psi(s_\gamma)$. Очевидно, що тоді власник виробництва міг визначитись із часткою γ своїх заощаджень, спрямованих на процеси утилізації, та сформувати утилізаційну спроможність (капіталозабезпечення процесу утилізації) s_γ, яка є аргументом функції ψ. Однак, можлива така ситуація, коли задати частку γ власнику складно, а значно простіше вказати частку λ^* (або коефіцієнт λ^*) утилізації створеного ним забруднення. Це фактично визначає інший підхід до формалізації моделей, зміст якого полягає у тому, що достатньо знати функцію $\varphi = \varphi(s_\beta)$, тоді обсяг

утилізованого забруднення можна оцінити величиною $\lambda^*\varphi(s_\beta)$ (тут $\psi^* = \psi^*(s_\beta) = \lambda^*\varphi(s_\beta)$ – специфічна функція утилізації). Якщо $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$, то $\lambda^*\varphi(s_\beta) = \lambda^*\lambda f(s_\beta)$, тобто у частинному випадку можна обійтися тільки функцією випуску основної продукції $f = f(s_\beta)$. При цьому витрати на утилізацію становлять $\tilde{p}\lambda^*\varphi(s_\beta) = \tilde{p}\lambda^*\lambda f(s_\beta)$ г.о. Отже, у випадку заданої частки λ^* утилізації створеного забруднення рівняння (4.1.1) і (4.1.2) слід замінити рівняннями

$$\begin{aligned}
&\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - \\
&- pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} - \\
&- p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^*\varphi(s_\beta) = \\
&= \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - \\
&- pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} - \\
&- \left[p(\lambda_\beta + \pi_2) + \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^*\lambda\right] f(s_\beta)
\end{aligned} \tag{4.1.15}$$

і

$$\begin{aligned}
&\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - pq(s_\alpha) - \\
&- \left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi(s_\beta)\right](1+\pi_1) - \\
&- p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^*\varphi(s_\beta) = \\
&= \frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right]}{M} - p\pi_0 q(s_\alpha) - \\
&- \left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2\right] pf(s_\beta) - \\
&- \left[(1+\pi_1)\mu_\gamma\lambda^* + (\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^*\right]\tilde{p}\varphi(s_\beta) = \\
&= \frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right]}{M} - p\pi_0 q(s_\alpha) - \\
&- \left\{\left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2\right] p + \right.
\end{aligned}$$

$$+\left[(1+\pi_1)\mu_\gamma+\lambda_\gamma+\pi_3\right]\lambda^*\lambda\tilde{p}\Big\}\, f(s_\beta). \qquad (4.1.16)$$

У (4.1.16) враховано той факт, що витрати власника на фонд зарплатні робітників пропорційні з коефіцієнтом μ_β до вартості створеної основної продукції та з коефіцієнтом μ_γ – до вартості утилізованого забруднення.

Рівняння динаміки тарифу $\tilde{p}$ також зміниться та набуде вигляду

$$\frac{d\tilde{p}}{dt}=\theta_\gamma\left[M\tilde{q}(s_\beta)-M\lambda^*\varphi(s_\beta)\right]=\theta_\gamma M(\tilde{k}_q-\lambda^*)\varphi(s_\beta) \qquad (4.1.17)$$

або з урахуванням співвідношення $\varphi(s_\beta)=\lambda f(s_\beta)$

$$\frac{d\tilde{p}}{dt}=\theta_\gamma\left[M\tilde{k}_q\lambda f(s_\beta)-M\lambda^*\lambda f(s_\beta)\right]=\theta_\gamma M\lambda(\tilde{k}_q-\lambda^*)f(s_\beta). \qquad (4.1.18)$$

Не зазнають змін лише рівняння (4.1.3) та початкові умови (4.1.6). У кінцевому результаті ми отримаємо ще дві базові моделі односекторної економіки з урахуванням утилізації забруднення, а саме моделі (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6) та (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6). Підкреслимо, що ці моделі, як і ті, що запропоновані у підпункті 4.1.1, побудовані при наявності припущення про задану величину сталих сумарних заощаджень обидвох суспільних груп (власників і робітників).

На завершення пункту 4.1 уточнимо деякі можливі припущення щодо величини Q^*, яка присутня у рівняннях (4.1.1)-(4.1.3), тобто у моделях (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6) та (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), а також у рівняннях (4.1.15), (4.1.16), які включені відповідно до моделей (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6) та (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6). У випадку експериментальних досліджень з цими моделями з метою виявлення основних тенденцій поведінки у часі основних змінних моделей потрібно визначитися із тим, як задавати чи моделювати величину Q^*. Оскільки Q^* – це попит на основний агрегований продукт інших суб’єктів економіки, суспільства, зокрема держави, то одним із припущень про його обсяги може бути припущення про те, що ці обсяги прямо пропорційні з коефіцієнтом k_Q^* до сумарного обсягу попиту усіх виробників і їх найманих працівників, тобто

$$Q^* = k_Q^* \left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right]. \tag{4.1.19}$$

Можливі також інші припущення, зокрема величину Q^* можна вважати прямо пропорційною з коефіцієнтами k_{QM}^* та k_{QN}^* відповідно до сумарних обсягів попиту окремо виробників та працівників:

$$Q^* = k_{QM}^* \cdot Mq(s_\alpha), \tag{4.1.20}$$

$$Q^* = k_{QN}^* \cdot Nq(s_{\tilde{\alpha}}). \tag{4.1.21}$$

Конкретизація коефіцієнтів k_Q^*, k_{QM}^*, k_{QN}^* є окремою задачею. Залежно від того, який із цих коефіцієнтів вдається ідентифікувати, можна використовувати у зазначених вище моделях одну із формул (4.1.19)-(4.1.21). Наприклад, якщо відоме значення коефіцієнта k_Q^*, то еквівалентами (4.1.1)-(4.1.3) та (4.1.15), (4.1.16) будуть рівняння

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M} \cdot \left(1 + k_Q^*\right)\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right] - pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} -$$

$$-p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\psi(s_\gamma), \tag{4.1.22}$$

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M} \cdot \left[k_Q^* Mq(s_\alpha) + (1 + k_Q^*) Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right] - p\pi_0 q(s_\alpha) -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2 \right] pf(s_\beta) - \left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3 \right] \tilde{p}\psi(s_\gamma), \tag{4.1.23}$$

$$\frac{dp}{dt} = \theta_\beta \cdot \left[(1 + k_Q^*)\left(Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right) - Mf(s_\beta) \right] \tag{4.1.24}$$

та

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M} \cdot (1 + k_Q^*)\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right] - pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} -$$

$$-\left[p(\lambda_\beta + \pi_2) + \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^* \lambda \right] f(s_\beta), \tag{4.1.25}$$

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M} \cdot \left[k_Q^* Mq(s_\alpha) + (1 + k_Q^*) Nq(s_{\tilde{\alpha}}) \right] -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2 \right] pf(s_\beta) -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\gamma \lambda^* + (\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^* \right] \tilde{p}\varphi(s_\beta) =$$

$$= \frac{p(1-\pi_0)}{M} \cdot \left[k_Q^* M q(s_\alpha) + (1+k_Q^*) N q(s_{\tilde{\alpha}}) \right] -$$

$$- p\pi_0 q(s_\alpha) - \left\{ \left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2 \right] p + \right.$$

$$\left. + \left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3 \right] \lambda^* \lambda \tilde{p} \right\} f(s_\beta). \qquad (4.1.26)$$

Аналогічно можна виписати модифіковані рівняння (4.1.1)-(4.1.3) та (4.1.15), (4.1.16) з урахуванням співвідношень (4.1.20), (4.1.21).

Отже, припущення (4.1.19) трансформує моделі (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6) і (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6) відповідно у моделі (4.1.22), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6) і (4.1.23), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), а моделі (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6) і (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6) – у моделі (4.1.25), (4.1.24), (4.1.17), (4.1.6) і (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6).

Як уже акцентувалося вище, проблема ідентифікації параметрів особливо актуальна під час проведення з моделями експериментів у імітаційному режимі. Зменшення кількості параметрів (якщо це можливо), їх вимірювання у відносних величинах, зокрема за допомогою безрозмірних показників (коефіцієнтів), адекватні припущення щодо їх змісту та допустимої множини значень – все це і шляхи, які можуть полегшити апробацію побудованих моделей та їх впровадження, якщо параметри статистично та експертно обґрунтовані як реально допустимі показники досліджуваних систем і процесів. Для того, щоб переконатися у цьому, досліднику достатньо здійснити обчислювальні експерименти як мінімум з однією із моделей відповідного класу моделей. Наприклад, у випадку вихідного припущення про задані сталі сумарні заощадження учасників виробництва з цією метою можна взяти модель (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6).

4.2. Моделі динаміки односекторної економіки у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва та контролю над обсягами неутилізованого виробничого забруднення

Якщо відкинути припущення про сталу величину сумарних заощаджень учасників виробництва (власників і робітників), тобто вважати їх змінною

(динамічною) величиною, то потрібно змоделювати рівняння динаміки заощаджень z_N робітника. Припускаючи, що заробітна платня робітника дорівнює d_N г.о. і, крім витрат на особисте споживання агрегованого (основного) продукту, інших витрат робітник не має, рівняння для динамічної змінної z_N буде таким:

$$\frac{dz_N}{dt} = d_N(1-\pi_0) - pq(s_{\tilde{\alpha}}). \tag{4.2.1}$$

Механізм формування зарплати d_N (сталої чи змінної) тут не розкривається, що не впливає на загальну логіку побудови моделей. Якщо цей механізм (чи точніше один із його варіантів) дещо уточнити, припускаючи, що величина зарплатні однозначно пов'язана певною пропорційною залежністю з обсягами випуску основної продукції та утилізації забруднення, то зміна в часі заощаджень z_N буде описуватись іншими рівняннями залежно від базових припущень, задекларованих у підпунктах 4.1.1 та 4.1.2.

Вважаючи, що задана частка γ капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення, тобто визначена утилізаційна спроможність власника виробництва $s_\gamma = \frac{\gamma z_M}{\tilde{p}}$ та задана функція $\psi = \psi(s_\gamma)$, можна припускати, що кожний власник витрачає на оплату праці робітників суму, яка дорівнює $\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma)\right]$ г.о., де μ_β та μ_γ – відповідні коефіцієнти пропорційності або частки зарплатні робітників у сумарній вартості створеного власником основного продукту та утилізованого забруднення, про що уже йшлося у підпункті 4.1.1. Тоді заробітна платня робітника складає $\frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma)\right]$ г.о., тому рівняння динаміки z_N набуде вигляду

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma)\right](1-\pi_0) - pq(s_{\tilde{\alpha}}). \tag{4.2.2}$$

Користуючись задекларованим у підпункті 4.1.2 припущенням про те, що задана частка утилізації виробничого забруднення (у підпункті 4.1.2 вона

позначена через λ^*), можна також модифікувати рівняння (4.2.1), (4.2.2). Оскільки обсяг утилізованого власником виробництва забруднення прямо пропорційний з коефіцієнтом λ^* до обсягу створеного ним виробничого забруднення $\varphi(s_\beta)$, тобто вартість утилізації становить $\tilde{p}\lambda^*\varphi(s_\beta)$ г.о., а витрати на заробітну платню робітників становлять $\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi(s_\beta)\right]$ г.о., то зміна у часі заощаджень робітника описується рівнянням

$$\frac{dz_N}{dt}=\frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi(s_\beta)\right](1-\pi_0)-pq(s_{\tilde{\alpha}}) \tag{4.2.3}$$

або, якщо $\varphi(s_\beta)=\lambda f(s_\beta)$, рівнянням

$$\frac{dz_N}{dt}=\frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\lambda f(s_\beta)\right](1-\pi_0)-pq(s_{\tilde{\alpha}})=$$

$$=\frac{M}{N}(1-\pi_0)\left(p\mu_\beta+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\lambda\right)f(s_\beta)-pq(s_{\tilde{\alpha}}), \tag{4.2.4}$$

де коефіцієнти μ_β і μ_γ мають той самий зміст, що і раніше.

Надалі будемо також вважати, що початкове значення змінної z_N відоме, тобто

$$z_N(t_0)=z_N^{(0)}. \tag{4.2.5}$$

Рівняння динаміки заощаджень робітника (4.2.1)-(4.2.4) приводять до нових формалізацій, а більш точно – до нових варіантів динамічних моделей односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення. До них належать моделі (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.3), (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.4), (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5). Якщо у зазначених моделях врахувати припущення (4.1.19), то вони відповідно модифікуються у моделі (4.2.1), (4.1.22), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.1), (4.1.22), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.23), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.23), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.3), (4.1.25), (4.1.24), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.4), (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5). Будь-яку

з цих моделей можна взяти для імітаційного дослідження еколого-економічної динаміки на основі моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва, наприклад модель (4.2.4), (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5). Очевидно, що на базі цих моделей також можна запропонувати нові варіанти моделей досліджуваної економіки, у якій здійснюється утилізація виробничих решток.

Раніше вже йшлося про те, що процес утилізації забруднення потребує значних ресурсів, тому більшість виробників, намагаючись уникнути зайвих витрат, економлять також на утилізації, наприклад, утилізують лише деяку частку створених виробничих відходів, причому ця частка може бути зовсім невеликою. У найгіршій ситуації виробники не займаються утилізаційними процесами до тих пір, поки не відчують тиск з боку державних органів чи громадських екологічних організацій. У будь-якому з випадків екологізація економіки передбачає контроль не тільки над обсягами утилізованого забруднення, але й над обсягами неутилізованих виробничих решток, які, попадаючи у навколишнє середовище, забруднюють його та створюють умови для екологічно небезпечних явищ і процесів, які відбуваються у природних системах. При цьому нагадаємо, що природа володіє здатністю до самозахисту, тобто до самоочищення, однак ця здатність є обмеженою. Інакше кажучи, природа може знешкодити лише певну частину забруднення, причому за певний період часу, який може бути досить великим і вагомим для існування людського суспільства. Щоб скоротити цей період, потрібно зменшити обсяги забруднення, зокрема відходів виробничих підприємств.

Отже, у будь-якому разі негативний антропогенний вплив на навколишнє середовище потрібно максимально зменшувати, контролюючи економічну діяльність людства та його екологічну поведінку. У межах даних досліджень, а точніше, пропонованих моделей такий контроль можна відобразити за допомогою рівняння динаміки забруднення, яке попадає у навколишнє середовище. Позначимо обсяг забруднення довкілля через ζ, а коефіцієнт

природного спаду забруднення через μ $(0 \le \mu \le 1)$, і побудуємо це рівняння з урахуванням раніше прийнятих припущень.

1. Якщо базовими припущеннями є припущення про задані сталу величину сумарних заощаджень учасників виробництва та частку γ заощаджень власника, виділених на утилізацію виробничих відходів, то запропоновані у підпункті 4.1.1 моделі (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6) та (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6) потрібно доповнити відповідно рівняннями

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\varphi(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) - \mu\zeta \tag{4.2.6}$$

та (при $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$)

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\lambda f(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) - \mu\zeta, \tag{4.2.7}$$

праві частини яких відображають той факт, що миттєвий приріст залишкового (неутилізованого) забруднення дорівнює різниці між створеним забрудненням і забрудненням, утилізованим виробниками та природою $(\mu\zeta)$. Передбачається також, що початковий стан неутилізованого забруднення або викидів у навколишнє середовище відомий, тобто

$$\zeta(t_0) = \zeta^{(0)}, \tag{4.2.8}$$

де $\zeta^{(0)}$ – задана величина.

Розширення за допомогою співвідношень (4.2.6)-(4.2.8) розроблених у підпункті 4.1.1 моделей приводить нас до сукупностей співвідношень (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.6), (4.2.8) та (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.7), (4.2.8), які уже формалізують варіанти моделей односекторної економіки як з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення, так і з урахуванням контролю над обсягами виробничих викидів решток у навколишнє середовище. Якщо у цих моделях врахувати (4.1.19), то вони будуть уточнені співвідношеннями (4.1.22), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.6), (4.2.8) та (4.1.23), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.7), (4.2.8).

2. Нехай основними припущеннями при розробці моделей будуть закладені у підпункті 4.1.2 припущення про задані сталі сумарні заощаджень учасників виробництва та задану частку λ^* утилізації виробничого забруднення. Тоді для опису процесу контролю над забрудненням навколишнього середовища потрібно розширити моделі (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6) та (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6). При цьому рівняння для динамічної змінної ζ (рівняння (4.2.6) чи (4.2.7)) набудуть відповідно вигляду

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\varphi(s_\beta) - M\lambda^*\varphi(s_\beta) - \mu\zeta = M(1-\lambda^*)\varphi(s_\beta) - \mu\zeta \qquad (4.2.9)$$

або (при $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$)

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\lambda f(s_\beta) - M\lambda^*\lambda f(s_\beta) - \mu\zeta = M(1-\lambda^*)\lambda f(s_\beta) - \mu\zeta. \qquad (4.2.10)$$

Об’єднавши останні співвідношення із зазначеними вище, отримаємо нові варіанти моделей односекторної економіки із урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення та контролю над тією частиною виробничого забруднення, яка засмічує навколишнє середовище, а саме моделі (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.9) та (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.10) або при виконанні співвідношення (4.1.19) – моделі (4.1.25), (4.1.24), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.9) та (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.10).

3. Принциповим вихідним припущенням у цьому пункті було припущення про змінні у часі або динамічні сумарні заощадження учасників виробництва. Інші припущення (про задану частку γ заощаджень власника виробництв, виділених на утилізацію, та задану частку λ^* утилізації виробничого забруднення) використовувалися для опису різних варіантів моделей. Варіювання останніх двох припущень дозволило запропонувати, наприклад моделі (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.3), (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.4),

(4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5) та їх деталізовані аналоги у випадку (4.1.19).

Для того, щоб вказані моделі (та інші, отримані на їх базі) розширити у плані формалізації рівняння динаміки викинутих у навколишнє середовище неутилізованих виробничих решток, достатньо доповнити їх співвідношенням (4.2.8) та одним із співвідношень (4.2.6), (4.2.7), (4.2.9), (4.2.10), яке узгоджене із конкретним варіантом запропонованих у попередньому підпункті моделей. Отже, динамічні моделі односекторної економіки, які формалізують процеси утилізації виробничого забруднення та динаміки тієї його частини, яка не утилізується, попадаючи у навколишнє середовище та забруднюючи його, можуть бути описані, наприклад співвідношеннями (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.7), (4.2.8); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.7), (4.2.8); (4.2.3), (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.9); (4.2.4), (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.10).

Взявши до уваги припущення (4.1.19) від цих моделей можна перейти до моделей (4.2.1), (4.1.22), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.1), (4.1.22), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.7), (4.2.8); (4.2.2), (4.1.23), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.2), (4.1.23), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.7), (4.2.8); (4.2.3), (4.1.25), (4.1.24), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.9); (4.2.4), (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.10).

Кожна з цих моделей придатна для проведення обчислювальних експериментів, зокрема презентувати цей клас моделей може остання із них, тобто модель (4.2.4), (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.10).

Ще раз підкреслимо, що можуть бути також інші варіанти моделей, які є предметом досліджень у даному пункті. Питання про те, наскільки актуальною є багатоваріантність моделей даного класу моделей, нескладно обґрунтувати з позиції не тільки практичного впровадження, але й наявних функцій економічної

поведінки учасників виробництва, побудова яких є окремим завданням загальної задачі моделювання.

На завершення викладення матеріалу цього пункту дещо обґрунтуємо поняття контролю над забрудненням (виробничим) навколишнього середовища. Справа у тому, що у реальній дійсності цей контроль пов'язаний з дотриманням певних екологічних стандартів (обмежень) щодо можливого забруднення навколишнього середовища екологічно небезпечними залишками виробничої діяльності. Визначення максимальної можливої величини ζ^* (у загальному випадку ζ^* залежить від часу) виробничих відходів, викинутих у навколишнє середовище, але таких, що не можуть привести до шкідливих для життєдіяльності людського суспільства екологічних ускладнень, є однією із важливих задач експертних досліджень. Якщо моделі, які враховують динаміку ζ, тобто виробничих відходів, які забруднюють навколишнє середовище, побудовані, то, порівнюючи у будь-який момент часу величини ζ і ζ^* ($\zeta = \zeta(t)$ є розв'язком моделі), можна однозначно визначити, чи порушуються встановлені екологічні норми або стандарти забруднення навколишнього середовища. Однак, рівняння динаміки ζ побудовано з урахуванням заданого рівня μ природного самоочищення навколишнього середовища. У тому випадку, коли коефіцієнт μ невідомий, контроль забруднення навколишнього середовища можна здійснювати на основі моделей, які не містять рівняння динаміки ζ. Для цього достатньо визначити величину (у загальному випадку залежну від часу) неутилізованого забруднення $\tilde{\zeta}$ та порівняти її з величиною ζ^*. Якщо

$$\tilde{\zeta} \le \zeta^*, \tag{4.2.11}$$

то екологічні стандарти для неутилізованого виробничого забруднення виконуються. У протилежному випадку вони не будуть виконуватися, тому потрібні відповідні зусилля чи навіть радикальні зміни у виробництві з метою його екологізації. Обмеження (4.2.11) є нерівністю, хоча у деяких прикладних дослідженнях може бути використане і обмеження-рівність (4.2.12):

$$\tilde{\zeta} = \zeta^*. \tag{4.2.12}$$

Зазначимо також, що величина $\tilde{\zeta}$ обчислюється за узгодженими з відповідними варіантами моделей формулами, тобто для розробленої у цьому пункті сукупності моделей ця величина може бути знайдена за однією із формул

$$\tilde{\zeta} = M\varphi(s_\beta) - M\psi(s_\gamma), \tag{4.2.13}$$

$$\tilde{\zeta} = M\lambda f(s_\beta) - M\psi(s_\gamma), \tag{4.2.14}$$

$$\tilde{\zeta} = M\varphi(s_\beta) - M\lambda^*\varphi(s_\beta) = M(1-\lambda^*)\varphi(s_\beta), \tag{4.2.15}$$

$$\tilde{\zeta} = M\lambda f(s_\beta) - M\lambda^*\lambda f(s_\beta) = M(1-\lambda^*)\lambda f(s_\beta). \tag{4.2.16}$$

Очевидно, що формули (4.2.13)-(4.2.16) узгоджені відповідно із співвідношеннями (4.2.6), (4.2.7), (4.2.9), (4.2.10), які моделюють динаміку ζ у випадку заданого коефіцієнта μ.

Уточнимо деяку інформацію стосовно моделей, запропонованих вище у пункті 4.2. У цих моделях було знехтувано індивідуальним попитом робітників на ПЧД. Тобто можна вважати, що цей попит неявно врахований у відповідному попиті їх роботодавців, або вважати його настільки незначним, що ним у межах наших досліджень можна знехтувати. Зауважимо також, що раніше ми припускали, що відомий коефіцієнт $\tilde{k}_q$ попиту на ПЧД, частка γ заощаджень, виділених на випуск ПЧД (на утилізацію забруднення) або коефіцієнт утилізації забруднення λ^*. Іншим припущенням може бути припущення про задану частку заощаджень α^* $\left(\alpha^* \in [0,1],\ \alpha + \beta + \gamma + \alpha^* \le 1\right)$, яку виробник додатково виділяє на отримання ПЧД (на попит), хоча така ситуація малоймовірна. Але такий підхід до моделювання попиту на ПЧД передбачає, що задана функція попиту $\hat{q}$, аргументом якої є відповідна спроможність попиту на ПЧД (наприклад, для виробника це буде спроможність $s_{\alpha^*} = \dfrac{\alpha^* \cdot z_M}{\tilde{p}}$). Зрозуміло, що результатом такого підходу буде модифікація рівнянь динаміки розглянутих вище моделей. Наприклад, формалізація попиту робітників на ПЧД у цьому випадку призведе до модифікації рівнянь (4.2.1)-(4.2.4). Якщо припустити, що $\tilde{\alpha}^*$

$\left(\tilde{\alpha}^* \in [0,1],\ \tilde{\alpha} + \tilde{\alpha}^* \le 1\right)$ – частка заощаджень робітника на споживання ПЧД, то рівняння (4.2.1)-(4.2.4) матимуть вигляд:

$$\frac{dz_N}{dt} = d_N(1-\pi_0) - pq(s_{\tilde{\alpha}}) - \tilde{p}\hat{q}(s_{\tilde{\alpha}^*}), \tag{4.2.17}$$

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma)\right](1-\pi_0) - pq(s_{\tilde{\alpha}}) - \tilde{p}\hat{q}(s_{\tilde{\alpha}^*}), \tag{4.2.18}$$

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \lambda^* \varphi(s_\beta)\right](1-\pi_0) - pq(s_{\tilde{\alpha}}) - \tilde{p}\hat{q}(s_{\tilde{\alpha}^*}), \tag{4.2.19}$$

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}(1-\pi_0)\left(p\mu_\beta + \tilde{p}\mu_\gamma \lambda^* \lambda\right) f(s_\beta) - pq(s_{\tilde{\alpha}}) - \tilde{p}\hat{q}(s_{\tilde{\alpha}^*}), \tag{4.2.20}$$

де $s_{\tilde{\alpha}^*} = \dfrac{\tilde{\alpha}^* \cdot z_N}{\tilde{p}}$ – спроможність попиту робітника на ПЧД.

Очевидно, що урахування попиту робітників на ПЧД змінить також рівняння динаміки тарифу, тобто рівняння (4.1.4), (4.1.5), (4.1.17), (4.1.18). У цій ситуації ці рівняння формалізуються так:

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma\left[M\tilde{q}(s_\beta) + N\hat{q}\left(s_{\tilde{\alpha}^*}\right) - M\psi(s_\gamma)\right], \tag{4.2.21}$$

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma\left[M\tilde{k}_q \lambda f(s_\beta) + N\hat{q}\left(s_{\tilde{\alpha}^*}\right) - M\psi(s_\gamma)\right], \tag{4.2.22}$$

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma\left[M\tilde{q}(s_\beta) + N\hat{q}\left(s_{\tilde{\alpha}^*}\right) - M\lambda^* \varphi(s_\beta)\right], \tag{4.2.23}$$

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_\gamma\left[N\hat{q}\left(s_{\tilde{\alpha}^*}\right) + M(\tilde{k}_q - \lambda^*)\lambda f(s_\beta)\right]. \tag{4.2.24}$$

Урахування співвідношень (4.2.17)-(4.2.24) у розроблених вище моделях дозволяє отримати нові варіанти моделей цього типу.

Підводячи підсумки формалізації моделей односекторної економіки, зазначимо, що їх класифікація можлива за певними ознаками, які відображені у параметрах і змінних моделей, зокрема за параметрами γ, λ^* та змінною забруднення довкілля ζ. Така класифікація розроблених моделей проілюстрована на рис. 4.2.1. Коротко розшифруємо введені на цьому рисунку

умовні позначення: M_{11} – клас моделей односекторної економіки з первинною утилізацією виробничого забруднення (перший індекс – «односекторна економіка», другий індекс – «первинна утилізація»); $\bar{M}_{11}$ та $\tilde{M}_{11}$ – відповідні моделі із класу M_{11}, формалізація яких здійснена у випадку сталих та змінних сумарних заощаджень учасників виробництва (власників і робітників); $\bar{M}_{11}[\gamma]$ та $\tilde{M}_{11}[\gamma]$ – моделі із підкласів $\bar{M}_{11}$ та $\tilde{M}_{11}$, які описані з урахуванням виділеної виробниками на утилізацію відходів частки γ своїх заощаджень; $\bar{M}_{11}[\lambda^*]$ та $\tilde{M}_{11}[\lambda^*]$ – моделі із підкласів $\bar{M}_{11}$ та $\tilde{M}_{11}$, які описані з урахуванням заданого виробниками коефіцієнта λ^* утилізації створеного ними забруднення; $\bar{M}_{11}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\zeta\right]$ та $\tilde{M}_{11}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\zeta\right]$ – це моделі односекторної економіки, які крім процесів виробництва основної продукції та утилізації виробничих відходів, описують також динаміку забруднення довкілля ζ, тобто розширені за допомогою рівнянь динаміки ζ моделі із підкласів $\bar{M}_{11}[\gamma]$, $\bar{M}_{11}[\lambda^*]$ або $\tilde{M}_{11}[\gamma]$, $\tilde{M}_{11}[\lambda^*]$.

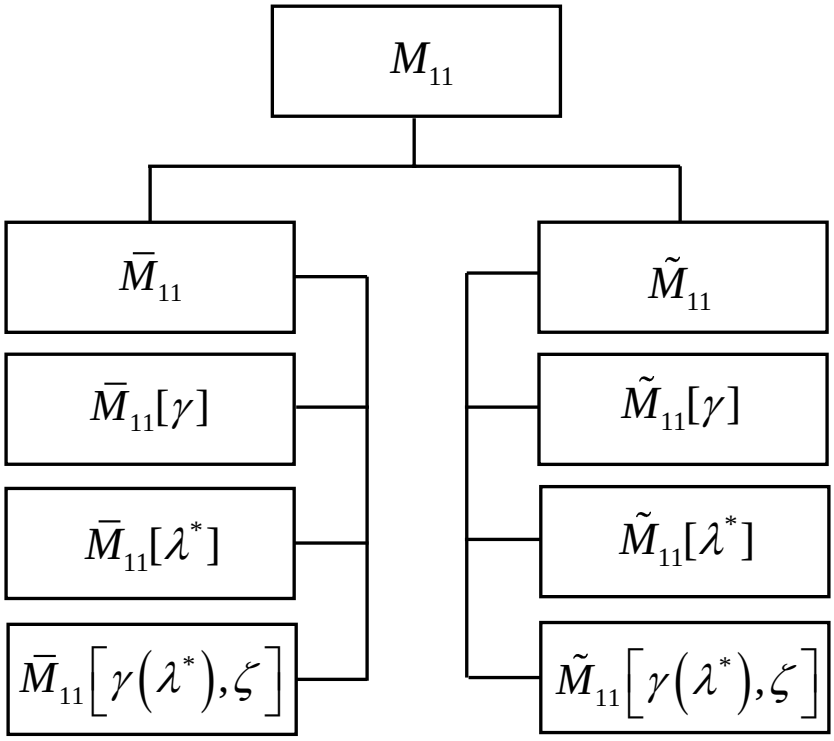


Рис. 4.2.1. Класифікація моделей односекторної економіки з первинною утилізацією виробничого забруднення

Для підтвердження обґрунтованості наведеної класифікації моделей односекторної еколого-економічної системи уточнимо представників зазначених на рис. 4.2.1 підкласів моделей. Моделі (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6); (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6); (4.1.22), (4.1.24), (4.1.4), (4.1.6) та (4.1.23), (4.1.24), (4.1.5), (4.1.6) належать до підкласу $\bar{M}_{11}[\gamma]$, а (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6); (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6); (4.1.25), (4.1.24), (4.1.17), (4.1.6) та (4.1.26), (4.1.24), (4.1.18), (4.1.6) – до $\bar{M}_{11}[\lambda^*]$. Підклас $\bar{M}_{11}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\zeta\right]$ представлений моделями (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.6), (4.2.8); (4.1.2), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.7), (4.2.8); (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.9) та (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.8), (4.2.10).

Стосовно моделей із змінними сумарними заощадженнями учасників виробництва підкреслимо, що, зокрема моделі (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5); (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.5), (4.1.6), (4.2.5) та (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5) належать до підкласу $\tilde{M}_{11}[\gamma]$, а (4.2.3), (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5) та (4.2.4), (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5) – до $\tilde{M}_{11}[\lambda^*]$. Прикладами моделей підкласу $\tilde{M}_{11}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\zeta\right]$ є моделі (4.2.1), (4.1.1), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.2), (4.1.2), (4.1.3), (4.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.6), (4.2.8); (4.2.3), (4.1.15), (4.1.3), (4.1.17), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.9); (4.2.4), (4.1.16), (4.1.3), (4.1.18), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.10) і ін.

Зауважимо також, що при розробці моделей динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення та контролю над забрудненням довкілля використовувався ще один «екологічний» параметр – коефіцієнт $\tilde{k}_q$ загального попиту на ПЧД як продукцію виробника. Але цей екзогенний параметр мав вплив лише на формування тарифу на утилізацію, тому у наведену вище класифікацію він не введений. Щодо цього коефіцієнта наведемо ще деякі міркування. Якщо $\tilde{k}_q = \lambda^*$ (йдеться про моделі у випадку заданого сектором I коефіцієнта утилізації), тобто попит на ПЧД та його пропозиція визначається тільки виробником, то із рівняння динаміки тарифу

випливає, що він буде сталою величиною (попит дорівнює пропозиції). При $\tilde{k}_q > \lambda^*$ (крім виробника є й інші споживачі ПЧД) тариф буде зростати (попит перевищує пропозицію). Ця ситуація означає, що виробник не може утилізувати частину попиту, яка визначається коефіцієнтом $\left(\tilde{k}_q - \lambda^*\right)$. Йому також не вигідно це робити, оскільки утилізацію в умовах задекларованих припущень він оплачує сам як винуватець забруднення. Умова $\tilde{k}_q < \lambda^*$ можлива, якщо його попит і попит інших споживачів на ПЧД є меншим від пропозиції ПЧД. Зауважимо, що стимулювання виробника односекторної економіки як ліквідатора виробничого забруднення за допомогою додаткового зовнішнього фінансування також можливе.

Запропоновані моделі еколого-економічної динаміки з урахуванням мінімального рівня соціально-економічної структуризації, відповідних припущень щодо сумарних заощаджень учасників виробництва, частки капіталозабезпечення утилізаційного процесу та частки утилізації виробничого забруднення дозволяють вивчити можливі стійкі та нестійкі рівноважні стани еколого-економічної системи, їх економічну сутність і значення для розробки стратегій розвитку екологічно збалансованої високопродуктивної економіки, їх соціальні наслідки для суспільства. Апробація та практичне застосування моделей при наявності відповідного комп’ютерно-інформаційного забезпечення дають змогу встановити основні тенденції та особливості траєкторій економічного розвитку в умовах утилізації створеного забруднення та їх залежність від параметрів моделі і класів функцій економічної поведінки. Отримані у результаті проведення експериментальних досліджень з моделями рекомендації можуть бути корисними як для подальших теоретичних досліджень, так і для розробки практичних заходів для вдосконалення реальних еколого-економічних систем різного рівня агрегування. Зауважимо також, що моделі можуть бути у різний спосіб розширені та модифіковані. Необхідність у цьому може бути пов’язана із специфікою реальних об’єктів дослідження.

Важливе значення запропоновані динамічні моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації забруднення мають також як базовий інструментарій для побудови більш складних і менш агрегованих моделей еколого-економічної взаємодії, зокрема для моделей багатосекторної економіки, у якій один із секторів займається допоміжним виробництвом або утилізацією забруднення, створеного у цій економіці. Використані при розробці моделей односекторної економіки з утилізацією виробничого забруднення ідейні підходи та технології моделювання легко екстраполюються на більш загальні випадки, наприклад на випадок моделювання процесів екологізації двосекторної економіки.

4.3. Динамічні моделі двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвами

Особливість запропонованих у попередніх пунктах моделей у тому, що вони описують динаміку односекторної економіки, у якій утилізація створеного забруднення фактично відбувається у нерозривному технологічному процесі з випуском продукції, чи в інший спосіб, але тими ж самими власниками підприємств і робітниками. Нижче розглянемо двосекторну економіку, у якій перший сектор займається виробництвом основної матеріальної продукції, тобто ОАП (сектор основного виробництва), а другий – утилізацією продуктів забруднення (сектор допоміжного виробництва). Надалі будемо їх позначати як сектор I та сектор II. Зрозуміло, що у випадку двосекторної економіки між секторами I та II відбувається певний обмін рештками виробничої діяльності (забрудненням) та коштами на їх утилізацію. Питання про те, хто фінансуватиме діяльність сектора II (тобто у кого є попит на ПЧД), насправді є доволі непростим, адже, крім винуватця забруднення (сектора I), до фінансування процесів утилізації може долучитися держава, зацікавлені в екологічній безпеці організації, установи, окремі громадяни і зрештою, сам сектор II у випадку досягнення ним достатнього рівня капіталізації. Отже, є чимало варіантів моделювання процесів утилізації у секторі II, однак нижче ми запропонуємо

лише деякі з них. До того ж, як і раніше, будемо використовувати мінімальний рівень економічної структуризації суспільства, задіяного у діяльності досліджуваної двосекторної економіки (рівняння динаміки заощаджень як показників добробуту формалізуються лише для двох суспільних груп – виробників або власників або власників виробництв і найманих працівників або робітників).

Нескладно проілюструвати концептуальну модель виробництва ОАП, створення виробничого забруднення та утилізації виробничого забруднення і забруднення, створеного іншими суб'єктами економіки та суспільства, у двосекторній економіці. У випадку лише первинної утилізації забруднення така модель схематично зображена на рис. 4.3.1.

На рис. 4.3.1 позначення ВС, УВ, ОАП, ВЗ, ЗД мають те саме змістове тлумачення, що і на рис. 4.1.1, а НЗ і ПУЗ означають відповідно невиробниче забруднення (забруднення, яке створюють інші суб'єкти економіки та суспільства) і первинну утилізацію забруднення. Сектори I та II розділені горизонтальною пунктирною лінією. Ланки або процеси $УВ \to ВС$ в обидвох секторах відтворюють процеси організації основного (сектор I) та допоміжного або утилізаційного виробництва (сектор II). Процес $ВС \to ПУЗ$ у секторі II означає, що ВС здійснює утилізацію забруднення. Фіктивні процеси (на рис. 4.3.1 вони позначені пунктирними стрілками) фактично відображають їх можливу відсутність.

Для опису математичних моделей та пов'язаних з ними результатів вважатимемо, що суспільство представлено такими групами своїх елементів: власниками засобів виробництва та природних ресурсів, тобто капіталу, за допомогою якого здійснюється основне та допоміжне виробництво $(M_I$ та $M_{II})$ і робітниками сектора I (N_I) та сектора II (N_{II}). У дужках вказана чисельність відповідної групи елементів. Через p_I та p_{II} позначимо відповідно ціну на основну продукцію та тариф на утилізацію забруднення у грошових одиницях (г.о.), які будемо вважати ринковими, тобто такими, які встановилися на ринку у процесі його функціонування. Кожний представник (елемент) вищеназваних

груп характеризується своїми ліквідними капіталами, які надалі також назвемо заощадженнями та позначимо відповідно через $z_I, z_{II}, \tilde{z}_I, \tilde{z}_{II}$ (припускається усереднена «рівнозначність» всіх елементів у групі, що й дозволяє окремому представнику групи презентувати свою групу).

Крім того, для формалізації моделей важливу роль відіграють так звані функції економічної поведінки учасників економіки, за допомогою яких вдається не лише змоделювати рівняння динаміки заощаджень, включених у економічну структуру та представлених у моделі суспільних груп, але й процеси взаємодії між секторами економіки, тобто між основним і допоміжним виробництвами. До таких функцій віднесемо функції попиту споживача на основний агрегований продукт q_I, випуску цього продукту f_I, випуску підприємствами сектора I забруднення φ_I, попиту замовника (споживача) на утилізацію створеного ним забруднення (тобто на ПЧД) у секторі II q_{II}, утилізації забруднення (пропозиції ПЧД) у секторі II ψ_{II}.

Зауважимо, що пропоноване до утилізації забруднення від окремого виробника сектора I використовується при формуванні загального попиту на утилізацію забруднення у секторі II, оскільки насправді воно визначає попит виробника сектора I на утилізацію як особливий продукт сектора II. Будемо також вважати, що α_I, α_{II} і $\tilde{\alpha}_I, \tilde{\alpha}_{II}$ $(0 \le \alpha_I, \alpha_{II}, \tilde{\alpha}_I, \tilde{\alpha}_{II} \le 1)$ – це частки заощаджень, що виділяються споживачами (власниками підприємств секторів I та II і робітниками підприємств секторів I та II) на придбання основної продукції; β_I та β_{II} $(0 \le \beta_I, \beta_{II} \le 1)$ – це частки заощаджень власників секторів I та II, що виділяються ними на виробничу діяльність (випуск основної продукції та утилізацію забруднювачів (випуск ПЧД)).

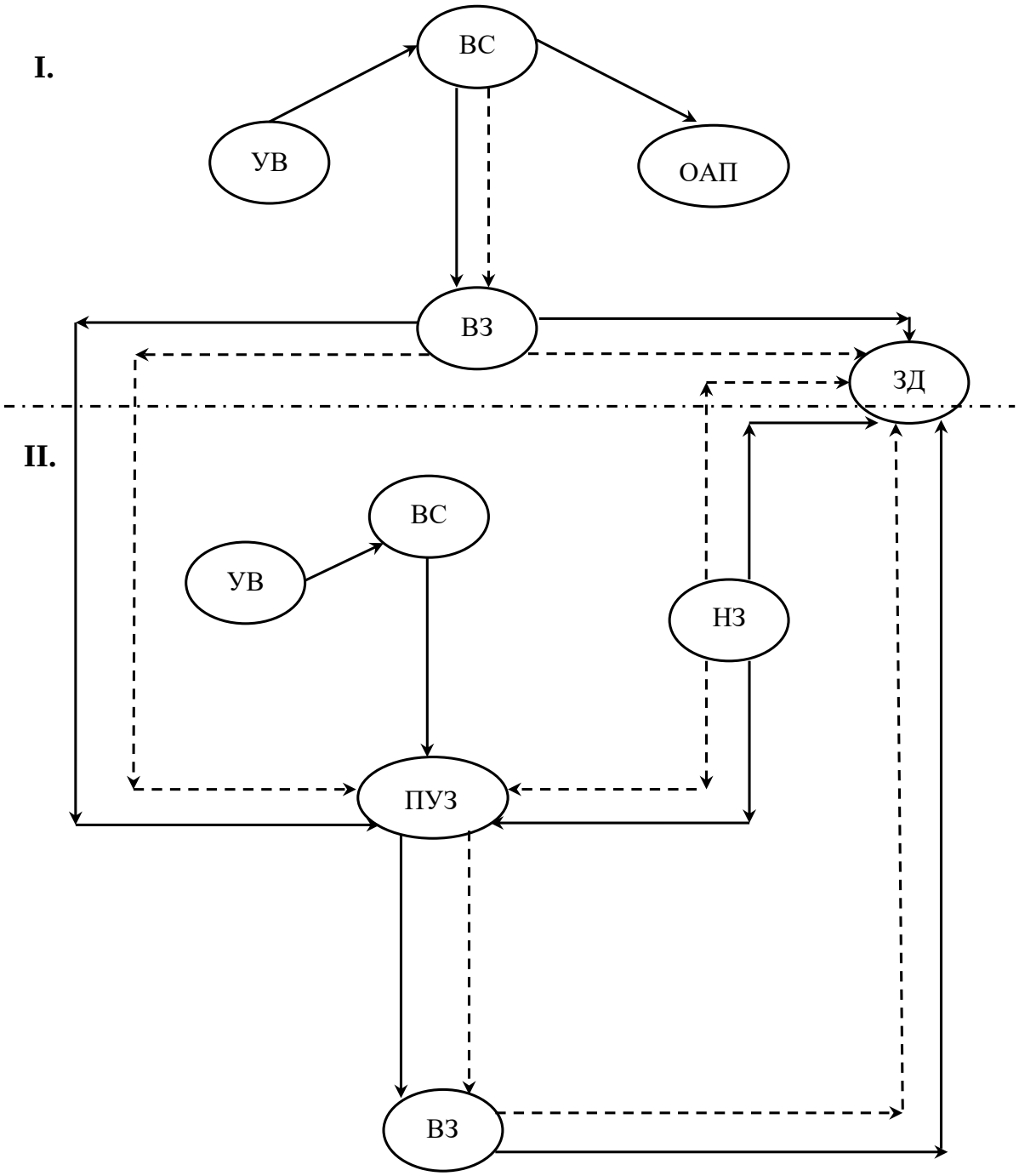


Рис. 4.3.1. Ілюстрація концептуальної моделі виробництва ОАП та первинної утилізації забруднення у двосекторній економіці

4.3.1. Формалізація моделей у випадку заданої основним сектором частки капіталозабезпечення процесу утилізації виробничого забруднення

У цьому підпункті будемо ще припускати, що задана γ_I $(0 \le \gamma_I \le 1)$ – частка заощаджень власників підприємств сектора I, що виділяється ними на утилізацію пропонованого обсягу забруднення у секторі II (тобто на споживання ПЧД). Очевидно, що $\alpha_I + \beta_I + \gamma_I \le 1,\ \alpha_{II} + \beta_{II} \le 1$. Тоді аргументами функції q_I будуть відповідно купівельні спроможності

$$s_\alpha^{(I)} = (\alpha_I z_I)/p_I,\ s_\alpha^{(II)} = (\alpha_{II} z_{II})/p_I,\ s_{\tilde{\alpha}}^{(I)} = (\tilde{\alpha}_I \tilde{z}_I)/p_I,\ s_{\tilde{\alpha}}^{(II)} = (\tilde{\alpha}_{II} \tilde{z}_{II})/p_I,$$

а функції f_I – виробнича спроможність $s_\beta^{(I)} = (\beta_I z_I)/p_I$. Логічно припускати, що обсяг створеного забруднення функціонально залежить від обсягу виробленої основної продукції, що у кінцевому результаті означає його залежність від виділеного на виробництво основної продукції капіталу, тому аргументом функції φ_I також буде виробнича спроможність $s_\beta^{(I)} = (\beta_I z_I)/p_I$. У частинному випадку можна вважати, що $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, де $\lambda_I \in (0,1)$ – так званий коефіцієнт випуску забруднення у секторі I. Аргумент функції попиту на утилізацію q_{II} формує утилізаційна спроможність замовника утилізації як окремого споживача «екологічно чистого довкілля» (хоча не обов'язково тільки вона), наприклад виробник (власник) сектора I має спроможність $s_\gamma^{(I)} = (\gamma_I z_I)/p_{II}$. Ця спроможність формує його аргумент функції q_{II}, тобто його попит дорівнює $q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)$. Отже, сумарний попит на утилізацію забруднення сектора I визначається величиною

$$M_I q_{II}\left(\frac{\gamma_I z_I}{p_{II}}\right) = M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right).$$

Однак, крім підприємств сектора I, можна також врахувати попит на утилізацію забруднення від інших суб'єктів економіки та суспільства. Припустивши, що їх сумарний капітал, виділений на утилізацію, становить z_C

г.о., тобто їх утилізаційна спроможність $s_C = \frac{z_C}{p_{II}}$, отримаємо відповідну величину попиту на утилізацію від цих суб'єктів $q_{II}(s_C)$. Отже, сумарний обсяг попиту на утилізацію забруднення у секторі II (попит на ПЧД) конкретизується величиною

$$D_{II} = M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) + q_{II}(s_C).$$

З іншого боку, попит на утилізацію у інших суб'єктів економіки та суспільства може також визначатись конкретно пропонованим для утилізації обсягом забруднення Q^{**} (можна вважати цю величину як сталою, так і динамічною). Тоді

$$D_{II} = M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) + Q^{**}.$$

Обґрунтуємо детальніше зазначені вище способи формалізації попиту на утилізацію продуктів забруднення.

Насамперед, коли йдеться про утилізаційну спроможність, як аргумент функції попиту q_{II}, то слід розуміти, що у абсолютній більшості ця спроможність як кількість одиниць забруднення, яку замовник хоче знешкодити, є деякою маржинальною чи гранично можливою величиною, реалізувати яку насправді можна лише у рідкісних випадках, а саме тоді, коли функція q_{II} є лінійною, наприклад, якщо $q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) = s_\gamma^{(I)}$. У всіх інших випадках реальне (апостеріорне) значення задоволеного попиту або значення функції попиту є меншим від апріорно визначеного утилізаційною спроможністю або аргументом цієї функції ($q_{II}(\text{у.с.}) \le \text{у.с.}$, де, у.с. – утилізаційна спроможність). Причини такої ситуації можуть бути різними (виробничо-технологічні, організаційні, пов'язані з лагами процесів інвестування тощо), але наслідком є те, що впливи зовнішнього середовища і навіть дії самих суб'єктів допоміжного виробництва врешті-решт приводять до того, що максимальні потужності у секторі II не можуть бути реалізовані, що власне і доводить справедливість викладеної аргументації стосовно розуміння самої функції попиту на утилізацію

забруднення та її аргумента. Зауважимо, що аналогічні міркування зберігають свою значущість і для інших, введених у роботі функцій економічної чи еколого-економічної поведінки учасників виробництв і інших елементів суспільства.

Якщо, крім сектора I, від суспільства (держави) є замовлення на утилізацію конкретного числа одиниць продуктів забруднення (вище це число одиниць позначено через Q^{**}), тобто замовник інвестує в утилізаційну діяльність $p_{II}Q^{**}$ г.о. (це складова доходу сектора II), то в окремому випадку все замовлення може бути повністю виконане $\left(q_{II}\left(Q^{**}\right)=Q^{**}\right)$, що відображено у другій формулі визначення D_{II}, але у загальному випадку воно зазвичай виконується частково, що приводить до збільшення обсягу забруднення навколишнього середовища.

Попит D_{II} (як і функція q_{II}) може формуватися й іншими способами.

Однак, незалежно від способу конкретизації попиту на утилізацію від цих суб'єктів, цей попит повинен бути врахований при розробці моделей. Надалі будемо також вважати, що сектор II здатний задовольнити попит на утилізацію. Аргументом функції утилізації забруднення у секторі II є виробнича спроможність утилізації, яка регулюється лише сектором II, тобто спроможність $s_{\beta}^{(II)}=(\beta_{II}z_{II})/p_{II}$. Отже, надалі ми маємо справу з функціями економічної поведінки, залежними від відповідних фінансових спроможностей учасників економіки щодо споживання основної продукції, її виробництва чи утилізації забруднення.

Приступимо до формалізації основних співвідношень моделі (припущення про задані сталі сумарні заощадження виробників і робітників у випадку двосекторної економіки розглядати не будемо). Припускаючи, що робітники секторів I та II отримують сталий дохід, тобто зарплатню c_I та c_{II} (у г.о.), яка оподатковується (ставка податку π_0), а їх витрати – це вартість попиту на ОАП, зміну їх заощаджень можна описати рівняннями

$$\frac{d\tilde{z}_I}{dt}=c_I(1-\pi_0)-p_Iq_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right), \tag{4.3.1}$$

$$\frac{d\tilde{z}_{II}}{dt} = c_{II}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right). \tag{4.3.2}$$

Зауважимо, що рівняння динаміки заощаджень робітників тут описані без урахування їх попиту на ПЧД (цей попит або зовсім несуттєвий або неявно врахований у витратах на ПЧД власників виробництв сектора I та витратах на організацію виробництва власників виробництв сектора II).

Дохід власника підприємств сектора I визначається вартістю обсягу продукції, реалізованої всім споживачам (власникам, робітникам та іншим елементам суспільства, включаючи й експорт продукції), а точніше тією частиною вартості, яка залишилася після оподаткування (ставка податку π_0). Витрати пов'язані із особистим споживанням основної продукції, зарплатнею робітникам і податком на фонд заробітної плати (ставка податку π_1), внутрішніми потребами своєї діяльності (частка витрат $\lambda_\beta^{(I)}$ від доданої вартості) та податком на додану вартість (ставка π_2), а також із відповідними відрахуваннями на утилізацію частини створеного забруднення, яке пропонується підприємствам сектора II для утилізації. Отже, рівняння динаміки заощаджень власника сектора I має вигляд

$$\begin{aligned}\frac{dz_I}{dt} = \frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) + N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + \\ + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) + Q^*\Big] - p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) - \frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I} - \\ - p_I\left(\lambda_\beta^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right),\end{aligned} \tag{4.3.3}$$

де, як і раніше, Q^* – попит на ОАП (у натуральних одиницях (н.о.)) інших елементів суспільства та зовнішнього ринку.

У рівнянні (4.3.3) функція q_{II} (у частинному випадку) може бути й лінійною, тобто доданок $p_{II} q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)$ у правій частині рівняння, може також збігатися з величиною $\gamma_I z_I$.

Щодо рівняння динаміки заощаджень власника утилізаційних підприємств сектора II, то воно може бути побудоване на основі різних концептуальних припущень відносно способів формування капіталозабезпечення утилізаційного виробництва та доходів власника. Якщо вважати, що доходи власників утилізаційних підприємств та рентабельну діяльність сектора II повністю формують екзогенні обсяги пропозиції забруднення від сектора I та інших суб'єктів економіки та суспільства, тобто обсяги їх попиту на утилізацію, то неоподаткований дохід власника сектора II конкретизується величиною

$$\frac{p_{II}D_{II}}{M_{II}} = \frac{\left[M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) + q_{II}(s_C)\right]p_{II}}{M_{II}}$$

або величиною

$$\frac{p_{II}D_{II}}{M_{II}} = \frac{\left[M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) + Q^{**}\right]p_{II}}{M_{II}}.$$

Зрозуміло, що власник підприємств сектора II також витрачає свій капітал на особисте споживання основної продукції, зарплату робітникам сектора II, внутрішні виробничі витрати (частка витрат $\lambda_\beta^{(II)}$ від «доданої вартості») та податок на додану вартість у допоміжному виробництві або право займатися утилізаційною діяльністю (ставка π_3). Припускаючи, що ставки податків на дохід і фонд заробітної плати такі ж, як і у секторі I, отримаємо таке рівняння динаміки заощаджень власника допоміжного виробництва:

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}}D_{II}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) - \frac{N_{II}c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}} -$$

$$-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right). \qquad (4.3.4)$$

Ринкова ціна на ОАП сектора I визначається різницею між попитом та пропозицією цього продукту, тому рівняння зміни ціни в часі формалізується так:

$$\frac{dp_I}{dt} = \theta_I\left[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) + N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) +\right.$$

$$+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)+Q^*-M_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)\Big], \tag{4.3.5}$$

де θ_I – коефіцієнт інерційності ринку основної продукції або регулювання ціни.

Тариф на утилізацію також залежить від різниці між попитом на утилізацію, тобто попитом на ПЧД, та її пропозицією. Отже,

$$\frac{dp_{II}}{dt}=\theta_{II}\left[D_{II}-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right], \tag{4.3.6}$$

де θ_{II} – коефіцієнт регулювання тарифу. Якщо припустити, що $Q^{**}=k_{Q1}^{**}M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)$, то замість D_{II} потрібно брати величину попиту

$$D_{II}^{(1)}=\left(1+k_{Q1}^{**}\right)M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right),$$

де коефіцієнт k_{Q1}^{**} можна вважати як більшим, так і меншим від одиниці, оскільки попит інших суб'єктів суспільства та держави може перевищувати попит виробників сектора I або й бути меншим за нього. У цьому випадку рівняння (4.3.6) набуде вигляду

$$\frac{dp_{II}}{dt}=\theta_{II}\left[D_{II}^{(1)}-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right], \tag{4.3.7}$$

Логічно вважати, що початкові значення динамічних змінних $z_I, z_{II}, \tilde{z}_I, \tilde{z}_{II}, p_I, p_{II}$ відомі, а саме

$$\begin{cases} z_I(t_0)=z_I^{(0)},\ z_{II}(t_0)=z_{II}^{(0)},\ \tilde{z}_I(t_0)=\tilde{z}_I^{(0)}, \\ \tilde{z}_{II}(t_0)=\tilde{z}_{II}^{(0)},\ p_I(t_0)=p_I^{(0)},\ p_{II}(t_0)=p_{II}^{(0)}, \end{cases} \tag{4.3.8}$$

де момент часу t_0 та величини $z_I^{(0)}, z_{II}^{(0)}, \tilde{z}_I^{(0)}, \tilde{z}_{II}^{(0)}, p_I^{(0)}, p_{II}^{(0)}$ задані.

Зазначимо, що рівняння (4.3.1)-(4.3.6) моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) (чи рівняння (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7) моделі (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8)) як відповідні математичні співвідношення, суттєво залежать від використаних функцій економічної поведінки, а точніше – від класів цих функцій та їх властивостей. Будемо вважати, що ці функції є такими, які забезпечують класичні вимоги до розв'язності задачі Коші для системи звичайних диференціальних рівнянь, тому

систему завжди можна розв’язати відомими математичними методами [63, 202], на чому власне немає сенсу зупинятися.

Припустивши, що власники секторів I та II витрачають на заробітну платню робітників частину створеної ними вартості, тобто $\mu_I p_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ г.о. та $\mu_{II} p_{II} \psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)$ г.о., де μ_I та μ_{II} – відповідні коефіцієнти пропорційності або частки фондів заробітної платні робітників секторів I та II у створеній кожним із них загальній вартості, конкретизуємо зарплатню робітників кожного із цих секторів у вигляді

$$c_I = \frac{M_I \mu_I p_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)}{N_I}, \quad c_{II} = \frac{M_{II} \mu_{II} p_{II} \psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)}{N_{II}}. \tag{4.3.9}$$

Якщо у співвідношеннях (4.3.1)-(4.3.4) замість c_I та c_{II} підставити їх вирази (4.3.9), то отримаємо модифіковані варіанти описаних вище моделей, а саме моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) та (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8) з урахуванням (4.3.9), формалізувати які немає необхідності. Зауважимо лише, що ці моделі можуть бути ефективними при проведенні з ними експериментальних досліджень.

Крім того, при проведенні експериментальних досліджень із запропонованими моделями можна використати моделі без урахування величин s_C та Q^{**}, що дещо спрощує їх формалізацію та застосування. Дослідження та застосування таких моделей складає окремий інтерес.

4.3.2. Формалізація моделей у випадку заданого основним сектором коефіцієнта утилізації виробничого забруднення

Стосовно забруднення як відповідного ресурсу для виробничої діяльності сектора II слід зазначити, що у секторі I існує очевидний зв’язок між обсягами випуску основної продукції, обсягами випуску виробничого забруднення та тієї частини виробничого забруднення, яка пропонується на утилізацію. Тому у даному підпункті будемо вважати, що власнику (виробнику) сектора I з тих чи

інших міркувань простіше визначитись не з часткою своїх заощаджень γ_I, виділених на утилізацію (на попит ПЧД), а з часткою λ_I^* $(0 \le \lambda_I^* \le 1)$ всього створеного ним забруднення, утилізацію якого він може профінансувати. Це означатиме, що власник сектора I пропонує сектору II утилізувати обсяг забруднення $\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I^* \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ або $\varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I^* \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, якщо припускати, що $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$. Отже, функція $\varphi_I^* = \varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right)$ (чи $\varphi_I^{**} = \varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right)$) – це функція попиту сектора I на утилізацію забруднення у секторі II. На відміну від введеної раніше функції попиту q_{II}, аргументом функцій φ_I^* і φ_I^{**} є $s_\beta^{(I)}$, а не $s_\gamma^{(I)}$. Оскільки вартість утилізації цього обсягу забруднення становить $p_{II}\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right)$ г.о. (чи $p_{II}\varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right)$ г.о.), то власник підприємств сектора I може пропонувати утилізаційним підприємствам (сектору II) саме таку суму г.о. чи еквівалентну їй величину інших фінансових засобів для реалізації процесів утилізації і задоволення свого попиту на ПЧД. З іншого боку, у межах сформульованого раніше припущення про те, що сектор II утилізує не лише виробничі відходи сектора I, але й пропонований іншими суб'єктами економіки та суспільства обсяг забруднення Q^{**}, сумарний попит на утилізацію забруднення у секторі II, який збігається з відповідною пропозицією, визначається величиною

$$D_{II}^* = M_I \varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right) + Q^{**} = M_I \lambda_I^* \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + Q^{**}$$

або при $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ – величиною

$$D_{II}^{**} = M_I \varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right) + Q^{**} = M_I \lambda_I^* \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + Q^{**}.$$

Наперед зазначимо, що одне із припущень щодо величини Q^{**} у цьому випадку може бути формалізовано у вигляді $Q^{**} = k_{Q1}^{**} M_I \lambda_I^* \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$.

Неоподаткований дохід власника підприємств сектора II становить $\frac{p_{II}D_{II}^{*}}{M_{II}}$ г.о. або $\frac{p_{II}D_{II}^{**}}{M_{II}}$ г.о. З урахуванням цих уточнень конкретизуємо рівняння динаміки заощаджень власників секторів I та II та рівняння динаміки тарифу на утилізацію. Аналогами рівнянь (4.3.3), (4.3.4), (4.3.6), (4.3.7) відповідно будуть рівняння

$$\frac{dz_I}{dt}=\frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)+M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)+$$

$$+N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right)+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)+Q^*\Big]-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)-$$

$$-\frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I}-p_I\left(\lambda_\beta^{(I)}+\pi_2\right)f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)-p_{II}\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right) \qquad (4.3.10)$$

або

$$\frac{dz_I}{dt}=\frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)+M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)+$$

$$+N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right)+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)+Q^*\Big]-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)-$$

$$-\frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I}-p_I\left(\lambda_\beta^{(I)}+\pi_2\right)f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)-p_{II}\varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right), \qquad (4.3.11)$$

$$\frac{dz_{II}}{dt}=\frac{p_{II}}{M_{II}}D_{II}^*(1-\pi_0)-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)-\frac{N_{II}c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}}-$$

$$-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)}+\pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) \qquad (4.3.12)$$

або

$$\frac{dz_{II}}{dt}=\frac{p_{II}}{M_{II}}D_{II}^{**}(1-\pi_0)-p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)-\frac{N_{II}c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}}-$$

$$-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)}+\pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right), \qquad (4.3.13)$$

$$\frac{dp_{II}}{dt}=\theta_{II}\left[D_{II}^*-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right], \qquad (4.3.14)$$

або

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II}^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)\right]. \qquad (4.3.15)$$

Отже, від моделей еколого-економічної динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом, запропонованих у попередньому підпункті, тобто моделей (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) та (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), ми перейшли до моделей (4.3.1), (4.3.2), (4.3.10), (4.3.12), (4.3.5), (4.3.14), (4.3.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.5), (4.3.15), (4.3.8), які формалізовані з урахуванням заданої сектором I частки утилізації λ_I^* створеного ним забруднення. Якщо у цих моделях врахувати, наприклад співвідношення (4.3.9), то отримаємо їх модифікації або нові формалізації динамічних моделей двосекторної економіки з утилізацією виробничого забруднення основного сектора (сектора I) та іншого забруднення у допоміжному секторі (секторі II).

Зауважимо, що у тому випадку, коли справджуються обидва припущення щодо можливостей утилізації сектором I свого виробничого забруднення, тобто припущення про задану сектором I частку γ_I своїх заощаджень на утилізацію та задану сектором I частку λ_I^* утилізації виробничого забруднення (обидві частки фактично визначають попит на ПЧД), логічно вважати, що власник підприємств сектора I, виділивши на утилізацію певну величину своїх заощаджень, визначив частки γ_I та λ_I^*, тому $\gamma_I z_I = p_{II}\varphi_I^*\left(s_{\beta}^{(I)}\right) = p_{II}\lambda_I^*\varphi_I\left(s_{\beta}^{(I)}\right)$ чи $\gamma_I z_I = p_{II}\varphi_I^{**}\left(s_{\beta}^{(I)}\right) = p_{II}\lambda_I^*\lambda_I f_I\left(s_{\beta}^{(I)}\right)$. Останні співвідношення дозволяють встановити зв'язок між цінами p_I та p_{II}, якщо відомі значення параметрів γ_I, λ_I, λ_I^*, β_I. Однак, така можливість є лише результатом припущень, які далеко не завжди можуть виконуватися у реальній ситуації.

4.3.3. Формалізація моделей у випадку урахування попиту на первинну утилізацію усіх учасників основного та допоміжного виробництв

У цьому підпункті будемо вважати, що попит на ПЧД як у власників виробництв, так і у їх працівників (робітників) суттєвий, тому цей попит обов'язково потрібно врахувати у рівняннях динаміки змінних пропонованих

моделей. Раніше у моделях цей попит фактично був врахований лише для виробників сектора I за допомогою частки заощаджень γ_I або частки (чи коефіцієнта) λ_I^* утилізації створеного забруднення.

Нехай $\tilde{\alpha}_I^*$ та $\tilde{\alpha}_{II}^*$ $(0 \le \tilde{\alpha}_I^*,\ \tilde{\alpha}_{II}^* \le 1,\ \tilde{\alpha}_I + \tilde{\alpha}_I^* \le 1,\ \tilde{\alpha}_{II} + \tilde{\alpha}_{II}^* \le 1)$ – частки заощаджень робітників сектора I та сектора II, виділених на утилізацію продуктів забруднення або на попит на ПЧД. Це означає, що спроможності попиту робітників на ПЧД відповідно визначаються величинами

$$s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*} = \frac{\tilde{\alpha}_I^* \tilde{z}_I}{p_{II}}, \quad s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*} = \frac{\tilde{\alpha}_{II}^* \tilde{z}_{II}}{p_{II}}.$$

Забезпечення попиту на ПЧД потребує додаткових витрат, тому рівняння динаміки заощаджень робітників матимуть вигляд

$$\frac{d\tilde{z}_I}{dt} = c_I(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right), \tag{4.3.16}$$

$$\frac{d\tilde{z}_{II}}{dt} = c_{II}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right). \tag{4.3.17}$$

Очевидно, що рівняння (4.3.16), (4.3.17) відрізняються від рівнянь (4.3.1), (4.3.2) тільки включеними у праві частини витратами на ПЧД.

Крім рівнянь динаміки робітників, відповідні зміни, пов’язані з індивідуальним попитом на ПЧД, потрібно внести також у рівняння динаміки власників підприємств сектора II. Якщо α_{II}^* – частка заощаджень власника сектора II, яку він виділяє на ПЧД, то спроможність його попиту на ПЧД буде дорівнювати $s_{\alpha}^{(II)*} = \left(\alpha_{II}^* z_{II}\right) / p_{II}$ од., тобто його попит на ПЧД вимірюються величиною $q_{II}\left(s_{\alpha}^{(II)*}\right)$. У кінцевому результаті урахуванням попиту на ПЧД усіх учасників двосекторної економіки приводить до сумарного попиту на ПЧД

$$D_{II,1} = M_I q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I)}\right) + M_{II} q_{II}\left(s_{\alpha}^{(II)*}\right) + N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right) + Q^{**}.$$

Це приводить до трансформації рівнянь динаміки z_{II} та p_{II}. Отже,

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}} D_{II,1}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_{\alpha}^{(II)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\alpha}^{(II)*}\right) -$$

$$-\frac{N_{II}c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}} - p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right), \tag{4.3.18}$$

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II,1} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right]. \tag{4.3.19}$$

Рівняння для z_I та p_I залишаються незмінними, тому у підсумку отримано модель (4.3.16), (4.3.17), (4.3.3), (4.3.5), (4.3.18), (4.3.19), (4.3.8).

Одержану модель також доцільно підкоригувати з огляду на те, що відносно попиту Q^* на ОАП та попиту Q^{**} на ПЧД інших елементів суспільства та держави можна зробити деякі можливі припущення, які корисні у плані зменшення кількості параметрів, що принципово важливо для проведення експериментів з моделями. У пункті 4.1 уже було запропоновано деякі варіанти припущень відносно Q^* (співвідношення (4.1.19)-(4.1.21)), але вони стосувалися односекторної економіки. У випадку двосекторної економіки також можна опиратися на аналогічні міркування щодо попиту на ОАП, зокрема вважати, що величина цього попиту (надалі замість Q^* будемо використовувати позначення Q_{II}^*) та сумарний попит на основний продукт усіх виробників і працівників секторів I та II зв'язані залежністю

$$Q^* \equiv Q_{II}^* = k_{Q2}^*\left[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) + N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\right], \tag{4.3.20}$$

де k_{Q2}^* – коефіцієнт пропорційності, значення якого можна вважати більшим за одиницю, оскільки загальна кількість виробників і робітників зазвичай у кілька разів є меншою від сумарної кількості інших членів суспільства. До того ж, можливі замовлення на ОАП з боку держави та зовнішніх суб'єктів можуть також бути значними, що прямо впливає на значення коефіцієнта k_{Q2}^*. Застосування співвідношення (4.3.20) дозволяє перейти від рівнянь (4.3.3) та (4.3.5) до рівнянь

$$\frac{dz_I}{dt} = \frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\left(1+k_{Q2}^*\right)\left[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) + N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + \right.$$

$$\left. + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\right] - p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) - \frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I} -$$

$$-p_I\left(\lambda_\beta^{(I)}+\pi_2\right)f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)-p_{II}q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) \tag{4.3.21}$$

та

$$\frac{dp_I}{dt}=\theta_I\Big[\left(1+k_{Q2}^*\right)\Big(M_Iq_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)+M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)+N_Iq_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right)+$$

$$+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big)-M_If_I\left(s_\beta^{(I)}\right)\Big]. \tag{4.3.22}$$

Можливі також інші припущення щодо Q^* у двосекторній економіці, формалізація яких призведе до інших аналогів рівнянь (4.3.3), (4.3.5) чи (4.3.21), (4.3.22), але зупинятися на них не будемо. Перейдемо до формалізації деяких припущень відносно попиту на ПЧД Q^{**}. Вище вже йшлося про величину Q^{**}, а саме у моделі (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), але ця модель була описана без урахування попиту на ПЧД робітників обох секторів економіки та власників підприємств сектора II. Урахування попитів на ПЧД зазначених учасників основного та допоміжного виробництв дозволяє, враховуючи вираз для $D_{II,1}$, зробити припущення про те, що

$$Q^{**}\equiv Q_{II,1}^{**}=k_{Q3}^{**}\Big[M_Iq_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)+M_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right)+$$

$$+N_Iq_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right)+N_{II}q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big], \tag{4.3.23}$$

де k_{Q3}^{**} – коефіцієнт пропорційності, значення та зміст якого аналогічні до значень та змісту уже раніше введених коефіцієнтів k_{Q2}^*, k_{Q1}^{**}.

Якщо Q^{**} визначається за формулою (4.3.23), то сумарний попит на ПЧД

$$D_{II,2}=\left(1+k_{Q3}^{**}\right)\Big[M_Iq_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)+M_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right)+$$

$$+N_Iq_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right)+N_{II}q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big], \tag{4.3.24}$$

Врахувавши (4.3.23), (4.3.24) у рівняннях динаміки заощаджень власника виробництва сектора II та тарифу на утилізацію, запишемо ці рівняння у вигляді

$$\frac{dz_{II}}{dt}=\frac{p_{II}}{M_{II}}D_{II,2}(1-\pi_0)-p_Iq_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)-p_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right)-$$

$$-\frac{N_{II}c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}} - p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right), \tag{4.3.25}$$

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II,2} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right]. \tag{4.3.26}$$

Отже, підсумком припущень (4.3.20), (4.3.23) буде модель (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8).

Моделі (4.3.16), (4.3.17), (4.3.3), (4.3.5), (4.3.18), (4.3.19), (4.3.8) та (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8) запропоновано у випадку, коли задані частки заощаджень виробників та робітників (секторів I та II) на ПЧД. Уточнимо формалізації аналогічних моделей у випадку коли основний сектор (сектор I) задає не частку заощаджень γ_I, а коефіцієнт утилізації (для двосекторної економіки – це і коефіцієнт попиту на ПЧД) λ_I^*. Підкреслимо, що виробники сектору I часто є головними інвесторами утилізації продуктів забруднення, що власне і було вихідною позицією для побудови моделей у перших двох підпунктах, тому припущення щодо їх можливостей фінансування процесів утилізації (або попиту на ПЧД) принципові. Припущення відносно інших учасників досліджуваної двосекторної економіки залишимо такими ж, як і раніше. Тоді, замінивши співвідношення (4.3.23) на

$$Q^{**} \equiv Q_{II,2}^{**} = k_{Q4}^{**}\Big[M_I\lambda_I^*\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + M_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II}q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big] \tag{4.3.27}$$

або на

$$Q^{**} \equiv Q_{II,3}^{**} = k_{Q5}^{**}\Big[M_I\lambda_I^*\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + M_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II}q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big] \tag{4.3.28}$$

і, врахувавши (4.3.27), (4.3.28), матимемо відповідно такі формули для визначення сумарного попиту на ПЧД:

$$D_{II,3} = \left(1 + k_{Q4}^{**}\right)M_I\lambda_I^*\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + k_{Q4}^{**}\Big[M_{II}q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II}q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big], \tag{4.3.29}$$

$$D_{II,4} = \left(1 + k_{Q5}^{**}\right) M_I \lambda_I^* \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + k_{Q5}^{**}\Big[M_{II} q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big]. \qquad (4.3.30)$$

Далі, скориставшись співвідношеннями (4.3.20), (4.3.29) та (4.3.30), конкретизуємо рівняння (4.3.10)-(4.3.15), після чого одержимо:

$$\frac{dz_I}{dt} = \frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\left(1 + k_{Q2}^*\right)\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) +$$

$$+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big] - p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) -$$

$$- \frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I} - p_I\left(\lambda_\beta^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) - p_{II}\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right), \qquad (4.3.31)$$

$$\frac{dz_I}{dt} = \frac{p_I(1-\pi_0)}{M_I}\left(1 + k_{Q2}^*\right)\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) +$$

$$+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big] - p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) -$$

$$- \frac{N_I c_I(1+\pi_1)}{M_I} - p_I\left(\lambda_\beta^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) - p_{II}\lambda_I^*\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right), \qquad (4.3.32)$$

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}} D_{II,3}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}} -$$

$$- p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right), \qquad (4.3.33)$$

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}} D_{II,4}(1-\pi_0) - p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}(1+\pi_1)}{M_{II}} -$$

$$- p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right), \qquad (4.3.34)$$

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II,3} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right], \qquad (4.3.35)$$

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II,4} - M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)\right]. \qquad (4.3.36)$$

Сукупність співвідношень (4.3.16), (4.3.17), (4.3.31), (4.3.22), (4.3.33), (4.3.35), (4.3.8) та (4.3.16), (4.3.17), (4.3.32), (4.3.22), (4.3.34), (4.3.36), (4.3.8) формують ще два варіанти динамічних моделей двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвами, у яких враховано попит на ПЧД усіх учасників цих виробництв. Як моделі загальної еколого-економічної динаміки ці моделі відображають реальні процеси, що відбуваються в еколого-економічних системах, у тому числі поведінку виробників і найманих працівників по відношенню до попиту на ПЧД та проблем екологізації соціально-економічних явищ як найбільш актуальних проблем сучасного світу.

4.4. Моделі динаміки двосекторної економіки з урахуванням контролю над забрудненням навколишнього середовища неутилізованими виробничими відходами

Запропоновані вище моделі є основою для побудови інших моделей еколого-економічної динаміки. Наприклад, їх можна доповнити рівнянням динаміки забруднення навколишнього середовища, зокрема тієї частини створеного сектором I та іншими суб’єктами економіки і суспільства забруднення, яка поповнює викиди забруднення у навколишнє середовище. Моделювання динаміки забруднення (позначимо його обсяг, як і раніше через ζ) важливе у тому плані, що дозволяє з’ясувати закономірності процесу забруднення, його принципово важливі для природи і суспільства етапи, які можуть привести до екологічних катастроф та відповідних наслідків. При моделюванні цього рівняння, як і у пункті 4.2, потрібно врахувати часткову здатність навколишнього середовища до самовідновлення (самоочищення). Цю здатність, як і раніше, відобразимо через так званий коефіцієнт асиміляції (природного спадання забруднення) μ. Отже, враховуючи що все створене забруднення включає у себе дві складові частини – утилізоване та неутилізоване

забруднення, рівняння динаміки забруднення у випадку досліджуваної двосекторної економіки має вигляд

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \varphi_I \left(s_\beta^{(I)} \right) + \Phi^{**} - M_{II} \psi_{II} \left(s_\beta^{(II)} \right) - \mu\zeta, \qquad (4.4.1)$$

де Φ^{**} – пропозиція (випуск) забруднення, створеного іншими суб'єктами економіки та суспільства.

Звичайно, рівняння (4.4.1) слід доповнити початковою умовою (4.2.8):

$$\zeta(t_0) = \zeta^{(0)},$$

де $\zeta^{(0)}$ – заданий початковий обсяг забруднення навколишнього середовища, утвореного викидами у це середовище неутилізованої частини створеного забруднення.

Отже, приєднавши до (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) чи (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8) співвідношення (4.4.1), (4.2.8), отримаємо модель (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) чи (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8), тобто модель еколого-економічної динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом та контролем динаміки неутилізованого забруднення.

Коротко зупинимося також на питанні, пов'язаному із встановленням так званих екологічних стандартів або екологічних обмежень щодо екологічного виробництва. Очевидно, такі стандарти – це певні умови еколого-економічної рівноваги, які регулюються відповідними показниками, зокрема допустимими обсягами неутилізованого забруднення. Тому рівняння (4.4.1) у цьому сенсі є вкрай важливим, оскільки воно практично описує динаміку цих обсягів, знаючи яку можна вказати межі їх допустимості. Крім рівняння (4.4.1), обмеження на допустимі обсяги неліквідованого забруднення ще можна задати у вигляді

$$M_I \varphi_I \left(s_\beta^{(I)} \right) + \Phi^{**} - M_{II} \psi_{II} \left(s_\beta^{(II)} \right) \le \zeta^*, \qquad (4.4.2)$$

де у загальному випадку ζ^* залежить від $s_\beta^{(I)}$, $s_\beta^{(II)}$, тобто від динамічних змінних z_I, z_{II}, p_I, p_{II}. Навіть якщо ζ^* вважати сталою величиною, дане обмеження на обсяги викиду виробничих решток у довкілля формалізується за допомогою нерівності, використання якої ускладнюється при проведенні

якісного аналізу моделі та обчислювальних експериментів з нею. У зв'язку з цим, якщо ζ^* є обґрунтованою у еколого-економічному сенсі функцією від $s_\beta^{(I)}$, $s_\beta^{(II)}$ чи сталою величиною, то від обмеження (4.4.2) варто перейти до обмеження

$$M_I \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) = \zeta^*. \qquad (4.4.3)$$

Зрозуміло, що обмеження-рівність (4.4.3) часто є зручнішим у прикладних дослідженнях та застосуванні запропонованих моделей, оскільки у деяких випадках (наприклад, у випадку лінійних функцій економічної поведінки) рівність (4.4.3) дозволяє встановити відповідний функціональний зв'язок між певними динамічними змінними та використати його під час знаходження чи аналізу розв'язків запропонованих вище моделей.

Підсумовуючи розгляд питання про встановлення та реалізацію екологічних стандартів двосекторної економіки, динаміка якої формалізована представленими вище моделями, можна запропонувати два сценарії: перший – побудова розв'язків моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) чи (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8) та перевірка умови (4.4.2) чи (4.4.3); другий – побудова розв'язків моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) чи (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) та перевірка умови $\zeta \le \zeta^*$. Кожний з цих сценаріїв допустимий і може бути реалізований у режимі комп'ютерної імітації з моделями. Крім того, обидва сценарії допомагають розв'язати попутно ще ряд важливих проблем, зокрема проблему ідентифікації або уточнення похибки значень деяких параметрів моделей, що є надзвичайно важливим і актуальним у випадку моделювання динаміки еколого-економічних систем.

Повернемося знову до питання про уточнення формалізації моделей у випадку контролю над обсягами забруднення навколишнього середовища неутилізованими відходами, зробивши декілька акцентів стосовно цього питання.

1. Рівняння динаміки неутилізованого забруднення (4.4.1) та співвідношення (4.4.2), (4.4.3) при $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ конкретизуються у вигляді

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - \mu\zeta, \qquad (4.4.4)$$

$$M_I \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) \le \zeta^*, \qquad (4.4.5)$$

$$M_I \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) = \zeta^*. \qquad (4.4.6)$$

Отже, у випадку, коли обсяг випуску виробничих відходів у секторі I прямо пропорційний з коефіцієнтом λ_I до обсягу випуску основної продукції, зазначені вище моделі та процедури перевірки екологічних обмежень на обсяги забруднення цими відходами навколишнього середовища слід використовувати співвідношень (4.4.4)-(4.4.6). Крім того, моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) та (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) побудовані, базуючись на припущенні про задану сектором I частку капіталозабезпечення (частку виділених на утилізацію заощаджень) γ_I процесу утилізації виробничого забруднення. Це припущення було вихідним у підпункті 4.3.1.

2. Однак, у ряді ситуацій актуальним є також припущення, яке було базовим у підпункті 4.3.2, тобто припущення про заданий сектором I коефіцієнт λ_I^* утилізації створеного ним виробничого забруднення. Як зазначалося вище, це припущення приводить до іншого способу формування спроможності попиту на утилізацію у сектора I, тому рівняння динаміки заощаджень власників підприємств секторів I та II, а також тарифу на утилізацію забруднення у секторі II зазнали деяких змін і були формалізовані у вигляді (4.3.10), (4.3.12), (4.3.14) чи при $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ – у вигляді (4.3.11), (4.3.13), (4.3.15). У зв'язку з цим описані у підпункті 4.3.1 моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) та (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8) були трансформовані у моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.10), (4.3.12), (4.3.5), (4.3.14), (4.3.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.5), (4.3.15), (4.3.8). Доповнивши останні співвідношення рівнянням (4.4.1) та умовою (4.2.8), одержимо трансформовані варіанти моделей двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом (4.3.1), (4.3.2), (4.3.10), (4.3.12), (4.3.5), (4.3.14), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.5), (4.3.15), (4.3.8),

(4.4.1), (4.2.8). Ці моделі, які уже враховують динаміку неутилізованого забруднення та можуть бути використані для перевірки та встановлення екологічних стандартів забруднення виробничими відходами навколишнього середовища, при $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ також повинні бути уточнені з урахуванням співвідношень (4.4.4)-(4.4.6).

Крім того, як і у підпунктах 4.3.1 та 4.3.2, запропоновані у пункті 4.4 моделі можуть бути модифіковані при виконанні умов (4.3.9), які в аналітичній формі описують залежність зарплатні робітників обидвох секторів економіки від обсягів створеної (доданої) вартості у основному виробництві та обсягів реалізованої чи створеної вартості у допоміжному виробництві.

У прикладному сенсі важливими є різні припущення щодо таких параметрів як Q^*, Q^{**}, Φ^{**}. Деякі варіанти цих припущень відносно Q^*, Q^{**} уже були запропоновані у попередньому пункті, зокрема припущення (4.3.20) відносно $Q^*\equiv Q_{II}^*$, припущення (4.3.23), (4.3.27), (4.3.28) відносно $Q^{**}\equiv Q_{II,1}^{**}$, $Q^{**}\equiv Q_{II,2}^{**}$, $Q^{**}\equiv Q_{II,3}^{**}$. Їх урахування дозволило запропонувати, наприклад моделі (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.31), (4.3.22), (4.3.33), (4.3.35), (4.3.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.32), (4.3.22), (4.3.34), (4.3.36), (4.3.8). Доповнивши кожну з цих моделей рівнянням динаміки забруднення (4.4.1) та початковою умовою (4.2.8), отримаємо відповідні моделі з урахуванням контролю над забрудненням довкілля.

Питання про певні припущення щодо Φ^{**}, тобто щодо забруднення, створеного іншими суб’єктами соціально-економічної системи, також заслуговує на увагу, оскільки реальних статистичних даних для ідентифікації величини Φ^{**} зазвичай немає. Наявність того чи іншого припущення відносно Φ^{**} дозволить не тільки зменшити число параметрів моделей на одиницю, але, що найбільш суттєво, – запропонувати деякі концептуальні підходи до моделювання такого типу величин.

Обсяги пропозиції забруднення Φ^{**} можна у певний спосіб зв'язати із обсягами випуску основної продукції чи попиту на неї, із обсягами попиту на ПЧД зазначених елементів суспільства тощо. Наприклад, якщо вважати що попит Q^* на основну продукцію та створене забруднення Φ^{**} зв'язані прямою пропорційною залежністю (підстави для цього цілком обґрунтовані, бо споживаючи одну продукцію, ми виробляємо іншу продукцію – різного типу забруднювачі), тобто $\Phi^{**} = k_{\Phi}^{**} Q^*$ або у випадку (4.3.20) $\left(Q^* \equiv Q_{II}^*\right)$

$$\Phi^{**} = k_{\Phi}^{**} k_{Q2}^{*} \left[M_I q_I \left(s_{\alpha}^{(I)} \right) + M_{II} q_I \left(s_{\alpha}^{(II)} \right) + N_I q_I \left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)} \right) + N_{II} q_I \left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)} \right) \right]. \qquad (4.4.7)$$

При цьому логічно вважати, що та частина суспільства, яка не задіяна у виробництві (секторі I чи секторі II), хоча й може продукувати інші блага чи послуги, створює продукти забруднення як споживач, тому обсяг цього забруднення менший або й значно менший від обсягу споживання. Із цих міркувань випливає, що у (4.4.7) часто можна вважати, що $k_{\Phi}^{**} \in [0,1]$.

З іншого боку, обсяг забруднення Φ^{**} можна також пов'язати із обсягами попиту зазначеної частини суспільства на ПЧД. Справа у тому, що зацікавленість у чистоті довкілля (добровільна чи вимушена) у більшості членів суспільства все-таки зв'язана із мірою їх провини у плані забруднення середовища нашого існування. Інакше кажучи, з огляду на (4.3.23) можливим є також припущення, яке можна описати співвідношенням

$$\Phi^{**} = k_{\Phi 1}^{**} k_{Q3}^{**} \left[M_I q_{II} \left(s_{\gamma}^{(I)} \right) + M_{II} q_{II} \left(s_{\alpha}^{(II)*} \right) + \right.$$

$$\left. + N_I q_{II} \left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*} \right) + N_{II} q_{II} \left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*} \right) \right]. \qquad (4.4.8)$$

У (4.4.8) коефіцієнт $k_{\Phi 1}^{**}$ уже може набувати більших за одиницю значень, оскільки попит на ПЧД, тобто на утилізацію створеного забруднення, у реальній ситуації не перевищує обсягу усього створеного забруднення $\left(k_{\Phi 1}^{**} \geq 1\right)$. У аналогічний спосіб можна припустити, що

$$\Phi^{**} = k_{\Phi 2}^{**} Q_{II,2}^{**} \qquad (4.4.9)$$

та

$$\Phi^{**} = k_{\Phi 3}^{**} Q_{II,3}^{**}, \tag{4.4.10}$$

де у (4.4.9) $Q_{II,2}^{**}$ обчислюється за формулою (4.3.27), а у (4.4.10) $Q_{II,3}^{**}$ – за формулою (4.3.28). За змістом коефіцієнти $k_{\Phi 2}^{**}$ та $k_{\Phi 3}^{**}$ повністю аналогічні до коефіцієнта $k_{\Phi 1}^{**}$.

Необхідно також зауважити, що стосовно Φ^{**} можливі й інші припущення, зокрема можна вважати, що ця величина зв'язана не із самими величинами Q^{*}, Q_{II}^{**}, $Q_{II,1}^{**}$, $Q_{II,2}^{**}$, $Q_{II,3}^{**}$, а з деякими їхніми окремими складовими частинами, наприклад з обсягами споживання лише виробників чи виробників і робітників сектора I і ін. Однак, розширювати сукупність допустимих припущень такого типу надалі не будемо.

Повернемося до формалізації співвідношень (4.4.1)-(4.4.6), а більш точно – до формалізації деяких із них із урахуванням зроблених припущень (4.4.7)-(4.4.10). Найперше закцентуємося на рівнянні (4.4.1), яке для наглядності запишемо принаймні для деяких варіантів припущень. Якщо у ньому врахувати співвідношення (4.4.7), то від (4.4.1) перейдемо до

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + k_\Phi^{**} k_{Q2}^{*}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) +$$

$$+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big] - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - \mu\zeta. \tag{4.4.11}$$

У випадку, коли використати припущення (4.4.8), рівняння динаміки забруднення матиме вигляд

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + k_{\Phi 1}^{**} k_{Q3}^{**}\Big[M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right) + M_{II} q_{II}\left(s_\alpha^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) + N_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right)\Big] - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - \mu\zeta. \tag{4.4.12}$$

Включивши рівняння (4.4.11) або (4.4.12) до розроблених вище моделей без урахування динаміки забруднення, отримаємо моделі з урахуванням контролю над забрудненням довкілля, наприклад моделі (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8); (4.3.16), (4.3.17),

(4.3.31), (4.3.22), (4.3.33), (4.3.35), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.32), (4.3.22), (4.3.34), (4.3.36), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8).

Зрозуміло, що використання у рівняннях раніше описаних моделей припущень (4.4.9) та (4.4.10) приводить до нових модифікацій моделей з урахуванням контролю над забрудненням довкілля. Співвідношення (4.4.2)-(4.4.6) також зазнають змін у своїх формалізаціях, якщо у них врахувати формули (4.4.7)-(4.4.10).

Запропонований у пунктах 4.3 і 4.4 комплекс моделей двосекторної економіки базується на різних припущеннях щодо параметрів, функцій та інших елементів моделей, але базовими у плані формалізації їх багатоваріантності відносно попиту на утилізацію забруднення (попиту на ПЧД) є параметри γ_I, λ_I^*, Q^{**}, якщо попит на ПЧД формують виробники сектору I та інша частина суспільства, яка не бере участі секторів I та II. Якщо цей попит описується з урахуванням також попиту робітників обидвох секторів економіки та власників виробництв сектора II, то до вказаних параметрів додаються ще параметри $\tilde{\alpha}_I^*$, $\tilde{\alpha}_{II}^*$ та α_{II}^*. До параметрів, які визначають пропозицію ПЧД, належить параметр β_{II}. Враховуючи, що рівняння динаміки забруднення, крім змінної забруднення ζ, включає також параметр Φ^{**}, який впливає на обсяг забруднення довкілля, то він повинен бути включений до параметрів моделей контролю над забрудненням довкілля. Можливі динамічні моделі двосекторної економіки з первинною утилізацією продуктів забруднення у другому секторі об’єднаємо у клас моделей M_{21} (індекс 2 – «двосекторна економіка», індекс 1 – «первинна утилізація»). Оскільки у двох останніх пунктах цього розділу припущення про задані сталі сумарні заощадження виробників та робітників у жодному із секторів економіки не розглядалося, то насправді йдеться про клас моделей $\tilde{M}_{21}$ (як і у випадку односекторної економіки «~» означає, що ці сумарні заощадження є змінною величиною). Отже, клас моделей M_{21}, а точніше – $\tilde{M}_{21}$, тобто клас моделей які враховують «екологічні» параметри або змінні,

проілюстрований на рис. 4.4.1 (у квадратних дужках перелічені відповідні параметри та змінна ζ). Зауважимо лише, що запис $\gamma_I\left(\lambda_I^*\right)$ означає, що може бути використаний один з цих параметрів (γ_I або λ_I^*).

Нагадаємо, що до $\tilde{M}_{21}\left[\gamma_I, \beta_{II}, Q^{**}\right]$ належать моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) та (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), а до $\tilde{M}_{21}\left[\lambda_I^*, \beta_{II}, Q^{**}\right]$ – моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.10), (4.3.12), (4.3.5), (4.3.14), (4.3.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.5), (4.3.15), (4.3.8). Представниками підкласу $\tilde{M}_{21}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right), \beta_{II}, Q^{**}, \tilde{\alpha}_I^*, \tilde{\alpha}_{II}^*, \alpha_{II}^*\right]$ є моделі (4.3.16), (4.3.17), (4.3.3), (4.3.5), (4.3.18), (4.3.19), (4.3.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.31), (4.3.22), (4.3.33), (4.3.35), (4.3.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.32), (4.3.22), (4.3.34), (4.3.36), (4.3.8). Підклас $\tilde{M}_{21}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right), \beta_{II}, Q^{**}, \Phi^{**}, \zeta\right]$ презентують моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8); (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8) та моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.10), (4.3.12), (4.3.5), (4.3.14), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8); (4.3.1), (4.3.2), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.5), (4.3.15), (4.3.8), (4.4.1), (4.2.8). До $\tilde{M}_{21}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right), \beta_{II}, Q^{**}, \tilde{\alpha}_I^*, \tilde{\alpha}_{II}^*, \alpha_{II}^*, \Phi^{**}, \zeta\right]$ належать, наприклад моделі (4.3.16), (4.3.17), (4.3.21), (4.3.22), (4.3.25), (4.3.26), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.31), (4.3.22), (4.3.33), (4.3.35), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8); (4.3.16), (4.3.17), (4.3.32), (4.3.22), (4.3.34), (4.3.36), (4.3.8), (4.4.11), (4.2.8).

Завершуючи викладення основних результатів пунктів 4.3 і 4.4, підкреслимо, що важливе значення має якісний аналіз розроблених моделей як формалізацій динамічних систем. Однак така задача у загальному випадку не може бути розв’язана, вона є проблемною навіть у двовимірному фазовому просторі. У стані рівноваги такі системи мають сталі розв’язки $\tilde{z}_I^*, \tilde{z}_{II}^*, z_I^*, z_{II}^*, p_I^*, p_{II}^*, \zeta^{**}$. Залежно від функцій економічної поведінки, які у кожній конкретній ситуації повинні бути концептуально і економічно обґрунтованими, рівноважні стани можуть бути стійкими чи нестійкими, а в економічному плані – ще й високопродуктивними чи низькопродуктивними.

У цьому нескладно переконатися, проаналізувавши можливі стаціонарні розв'язки лише для одного із рівнянь системи, вважаючи всі змінні, крім однієї, сталими (зокрема, рівноважними). Наприклад, якщо взяти рівняння $\frac{dz_I}{dt}=0,$ то якісний аналіз його стаціонарних розв'язків відносно z_I зведеться при фіксованих значеннях інших змінних до аналізу рівняння $Q(z_I)=F(z_I)$, де Q і F – деякі узагальнені функції попиту та пропозиції. Подальший його аналіз аналогічний тому, що був проведений у випадку однієї з моделей односекторної економіки.

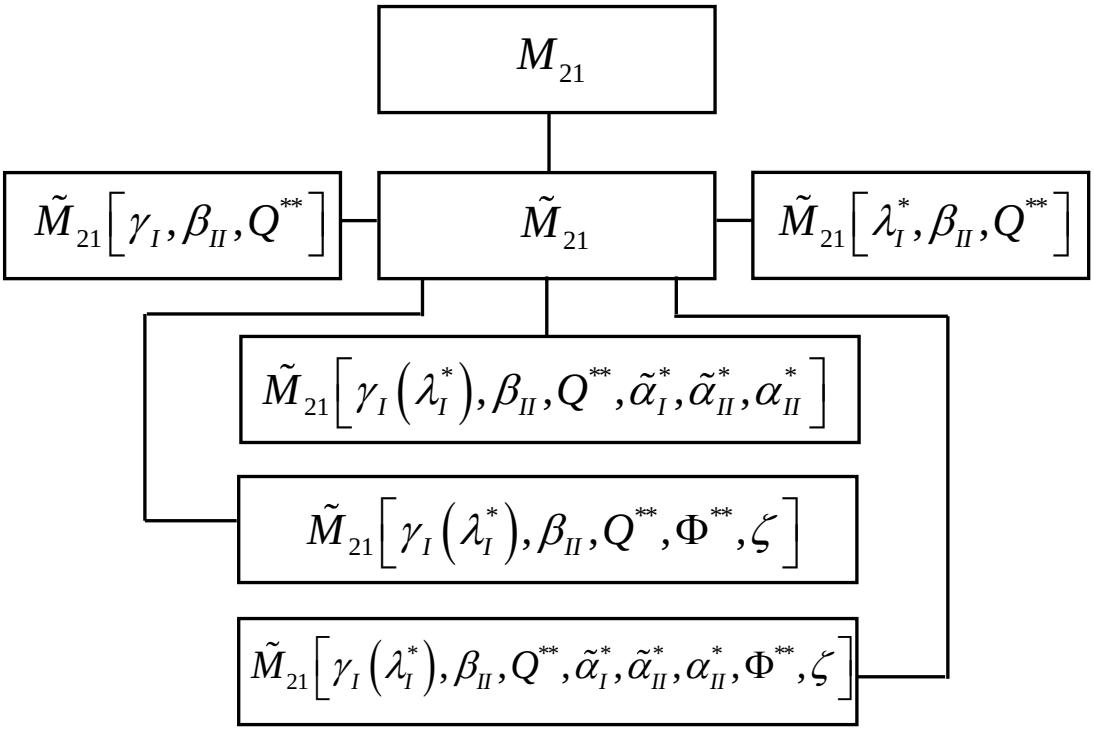


Рис. 4.4.1. Класифікація моделей двосекторної економіки з первинною утилізацією продуктів забруднення

Запропоновані у пунктах 4.3 і 4.4 моделі еколого-економічної динаміки з основним і допоміжним виробництвом дозволяють формалізувати процеси взаємодії двох секторів економіки, перший з яких займається випуском основної матеріальної продукції, а другий – утилізацією забруднення, створеного у основному виробництві. Моделі описані у просторах економічних змінних, які

враховують мінімальний рівень економічної кластеризації елементів суспільства, задіяних у виробництві, ринок цін на основну продукцію та тарифів на утилізацію виробничих решток, процеси забруднення неутилізованими рештками навколишнього середовища.

При цьому запропонований комплекс моделей достатньо повно відображає можливу реальну поведінку виробників, тобто власників підприємств основного та допоміжного секторів, яка описана у відповідних концептуальних підходах і припущеннях щодо побудови моделей. У сенсі виробничої чи у загальному випадку економічної діяльності ці підходи та припущення адекватно обґрунтовують можливі виробничі ситуації, особливості ринкової взаємодії між зазначеними секторами економіки, державні та суспільні вимоги щодо екологізації економіки та збереження екологічних обмежень на обсяги неутилізованих виробничих відходів.

4.5. Прикладне забезпечення моделей еколого-економічної динаміки

Загальновідомо, що статистична та експертна інформація має цінність лише тоді, коли вона не тільки адекватна, але й доступна досліднику і нею можна правильно скористатися. У випадку застосування статистичної та експертної інформації для апробації моделей та експериментальних досліджень з ними приходиться мати справу з багатьма реальними труднощами щодо отримання інформації та формування відповідного інформаційного забезпечення. При цьому отримана інформація може бути також продуктом різних технологій перетворення та обробки деякої іншої інформації, тому її якість можна оцінити за допомогою низки критеріїв, які часто-густо є суперечливими. Інакше кажучи, у реальній ситуації проблема створення інформаційної бази для проведення обчислювальних експериментів з моделями є окремою серйозною проблемою моделювання, особливо коли це стосується запропонованих вище моделей, які, описуючи процеси еколого-економічної взаємодії у просторах узагальнених агрегованих показників, використовують ряд параметрів, що зазвичай є результатом окремих досліджень економістів, екологів, соціологів. До таких

параметрів можна віднести, наприклад так звані «екологічні» параметри або коефіцієнти самоочищення природного середовища, виробництва забруднення і їх утилізації та інші.

Вчергове підкреслимо, що цінність розроблених динамічних еколого-економічних моделей найперше полягає у формалізованому описі концептуальних закономірностей екологізації процесів виробництва та споживання основного агрегованого продукту, що є важливим для теорії екологічної економіки. З іншого боку, зазначену теоретичну значущість можна підтвердити, здійснивши прикладну апробацію запропонованих моделей на основі відповідних допустимих даних, про що власне і йтиметься у цьому пункті. Щодо параметризації моделей потрібно також зазначити, що у випадку їх застосування на практиці адекватні значення певних параметрів, наприклад коефіцієнтів інерційності ринків основного продукту та утилізації відходів, можуть бути отримані у результаті багатьох експериментів з моделями та їх практичної адаптації. Це загальна вимога до будь-яких моделей незалежно від їх специфіки. Моделі економічної та еколого-економічної динаміки, зокрема й моделі, які запропоновані у роботі, є моделями структурного типу із достатньо великою кількістю параметрів, які, про що частково йшлося раніше, до того ж мають різну природу та можливості ідентифікації.

Традиційний або класичний спосіб ідентифікації параметрів на основі показників статистичної звітності або на основі реально діючих у економіці та бізнесі нормативних показників для розроблених у цьому дослідженні моделей можна використати, наприклад для уточнення значень податкових ставок, кількості власників виробництв і зайнятих у виробництві робітників, часток створеної доданої вартості, які у кінцевому результаті формують фонд заробітної плати робітників. Однак, в умовах ринкової економіки з достатньо вагомим тіньовим сектором, що є властивим сьогодні для нашої країни, цей підхід до ідентифікації параметрів також має свої похибки, оскільки точно визначити реальну кількість працюючих і їх зарплати вдається не завжди. Така ж проблема і з параметрами процесу формування власниками виробництв фонду заробітної

плати або параметрами поведінкових функцій (приклади їх специфікацій наведено у додатку Б1) в економічних і еколого-економічних системах. Ці функції залежать від відповідних купівельних і виробничих спроможностей, які у свою чергу залежать від статків (заощаджень) тих чи інших споживачів і виробників, що у випадку тінізації економіки приховуються. Тому статистичні дані (прямі чи опосередковані) також вимагають коригування під час проведення експериментальних досліджень з моделями.

Інші способи ідентифікації безпосередньо пов’язані із експертним оцінюванням та імітаційним моделюванням. Цілий ряд параметрів моделей еколого-економічної динаміки можна конкретизувати, користуючись зазначеними підходами. Експертне оцінювання є ефективним при визначенні часток заощаджень, які витрачаються задіяними у виробництвах основної продукції та ПЧД власниками і робітниками, коефіцієнтів випуску забруднення та його утилізації, коефіцієнтів попиту на утилізацію (на ПЧД), самоочищення природного середовища від забруднення тощо. Деякі параметри, як і вищезазначені коефіцієнти ціноутворення чи тарифоутворення, можуть бути адекватно встановлені у результаті імітаційних експериментів з моделями або за допомогою спеціальних алгоритмів ідентифікації, хоча не виключається їх можливе оцінювання і експертним способом. У загальному випадку потрібно розуміти, що достовірність лише окремої частини даних для ідентифікації параметрів моделі є недостатньою для її повної та адекватної ідентифікації, досягти якої можна лише у процесі апробації моделі та її адаптації до досліджуваної віртуальної чи реальної економіки.

Зауважимо також, що інформаційне забезпечення динамічних моделей також є залежним від часових змін, тому у процесі його використання необхідні відповідні коригування.

Для демонстрації процесу застосування розробленого програмного забезпечення та підтвердження його дієздатності можна використати будь-яку із моделей, що належать до сукупності моделей з однотипною структурою. З цією метою у випадку дослідження односекторної економіки можна використати,

наприклад модель (4.1.3), (4.1.6), (4.1.16), (4.1.18), (4.1.19), (4.2.4), (4.2.5), (4.2.8), (4.2.10), тобто модель односекторної економіки з первинною утилізацією виробничого забруднення та урахуванням контролю над забрудненням довкілля, яка згідно із наведеною раніше класифікацією належить до підкласу моделей $\tilde{M}_{11}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\zeta\right]$ (рис. 4.2.1) і яку надалі для зручності посилання позначимо через M^{*}. У випадку моделей двосекторної економіки з первинною утилізацією продуктів забруднення та урахуванням контролю над забрудненням довкілля аналогічно можна вибрати модель (4.2.8), (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (4.3.8), (4.3.9), (4.3.11), (4.3.13), (4.3.15), (4.3.20), (4.4.1), (4.4.7), у якій $Q^{**}=k_{Q1}^{**}M_I\lambda_I^{*}\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, $D_{II}^{**}=M_I\lambda_I^{*}\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+Q^{**}$, $\varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I^{*}\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ і яка презентує підклас моделей $\tilde{M}_{21}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^{*}\right),\beta_{II},Q^{**},\Phi^{**},\zeta\right]$ (рис. 4.4.1). Для зручності її можна позначити через M^{**}.

На основі розробленого інформаційного та програмного забезпечення моделі M^{*}, яке використовує систему обчислень Matlab, проведено ряд обчислень для підтвердження основних характеристик, описуваних моделями еколого-економічних систем. Стосовно прикладного забезпечення (інформаційного, програмного) моделей, зокрема і моделі M^{*}, зазначимо, що особливості його формування пов’язані не тільки із специфікою диференціальних моделей, які завжди мають свій рівень складності у прикладних дослідженнях, але й із специфікою формалізації запропонованих моделей. По-перше, ці моделі описуються системами нелінійних диференціальних рівнянь, а по-друге, залежать від достатньо великої кількості параметрів, вплив яких на розв’язки моделей та ідентифікація яких складають предмет окремих досліджень. Однак саме такі моделі адекватно відтворюють складну динаміку еколого-економічних систем як об’єктів пізнання. Отже, у зв’язку із цими особливостями було використано генетичний алгоритм (додаток Б3) для пошуку оптимальних значень деяких параметрів, які можна уточнити лише у режимі експериментальних обчислень, зміст яких полягає у наближенні

розв'яків моделі до деяких заданих базових функцій, які визначають реальні або прогнозовані тренди еколого-економічної динаміки (такі тренди визначаються експертно на основі ретроспективного або прогнозного аналізу динаміки). Цей алгоритм дозволяє поєднати у єдиному процесі параметризацію моделі та її розв'язування, що є ефективним у плані розробки прогнозних тенденцій та сценаріїв еколого-економічного розвитку.

Апробація моделі M^* була проведена на основі даних по конкретному регіону C (Чернівецька обл.) за 2009-2018 рр. Відповідне інформаційне забезпечення для ідентифікації моделі, знаходження її розв'яків і дослідження залежності розв'язків від параметрів відображено у додатку Б2. Результати експериментальних досліджень з моделлю було отримано для трьох варіантів інформаційного забезпечення або трьох варіантів базових кривих, а саме варіантів В1 (додаток Б4.1), В2 (додаток Б4.2), В3 (додаток Б4.3). У цьому пункті конкретизовано результати для варіанту В1 (рис. 4.5.1–4.5.9). Зазначимо, що на усіх рисунках змінна часу t відкладена по осі абсцис (0 – 2009 р., 1 – 2010 р.,…, 9 – 2018 р.). Змінні z_M, z_N, p, $\tilde{p}$ та ζ відкладені по осі ординат, причому перші чотири вимірюються у грн., а остання – у кількості од. ОП (викиди відходів вимірюються у тис. т, але у розрахунках з метою узгодження од. вимірювання ОП і викидів відходів здійснюється перехід до од. ОП). Експериментальні дослідження з моделлю M^* дають можливість з'ясувати відповідні тенденції та особливості еколого-економічної динаміки, які можуть мати місце і в майбутньому, тобто можуть бути використаними для прогнозування еколого-економічного розвитку, наприклад на деякий короткий період часу в умовах стабілізації економіки. Однією з таких тенденцій є підтверджена тенденція до зростання заощаджень власників (виробників) і робітників, хоча за кількісними оцінками такого зростання це зовсім різні характеристики (рис. 4.5.1, 4.5.2). Аналогічні тенденції стосовно $z_M(t)$ і $z_N(t)$ зберігаються і для варіантів В2 та В3 (рис. Б4.2.2 (а, б) та Б4.3.2 (а, б)).

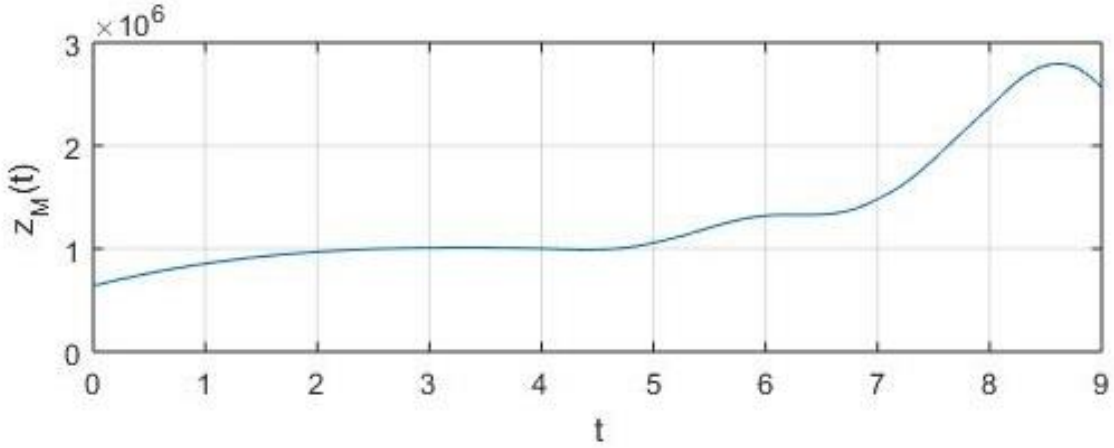


Рис. 4.5.1. Графік розв’язку $z_M(t)$

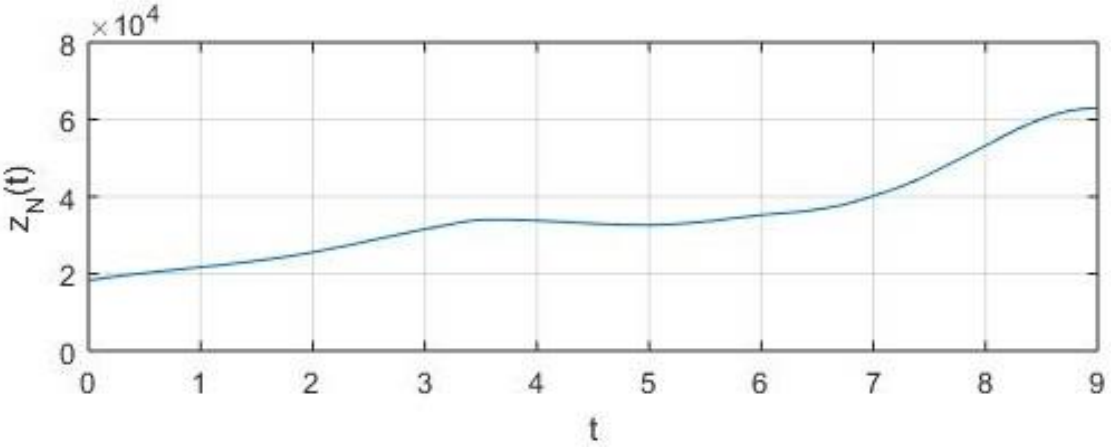


Рис. 4.5.2. Графік розв’язку $z_N(t)$

Для початкових значень параметрів, які наближено відтворюють реальний стан доходів власників виробництв і найманих робітників у сьогоднішніх умовах нашої країни, ліквідний капітал або заощадження усередненого у сенсі статків власника виробництв насправді зростає швидше, ніж зарплата (заощадження) робітників, що в умовах слабко розвинутої економіки приводить до збільшення соціальної нерівності у суспільстві.

Зауважимо також, що як і власники підприємств, так і їх робітники є «усередненими» представниками своїх соціальних кластерів, тому розв’язки моделі у випадку значень параметрів, максимально наближених до реальних даних, можуть відтворювати лише «усереднену» чи агреговану тенденцію зміни

в часі того чи іншого показника стану еколого-економічної системи, що власне й підтверджують обчислювальні експерименти.

Тенденції до зростання зберігають також ціна на основну продукцію та тариф на утилізацію забруднення (рис. 4.5.3, 4.5.4).

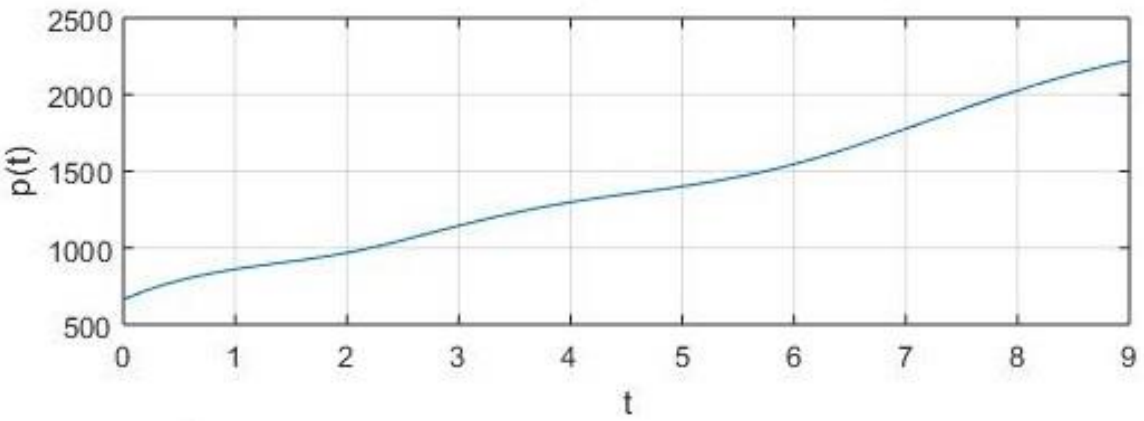


Рис. 4.5.3. Графік розв’язку $p(t)$

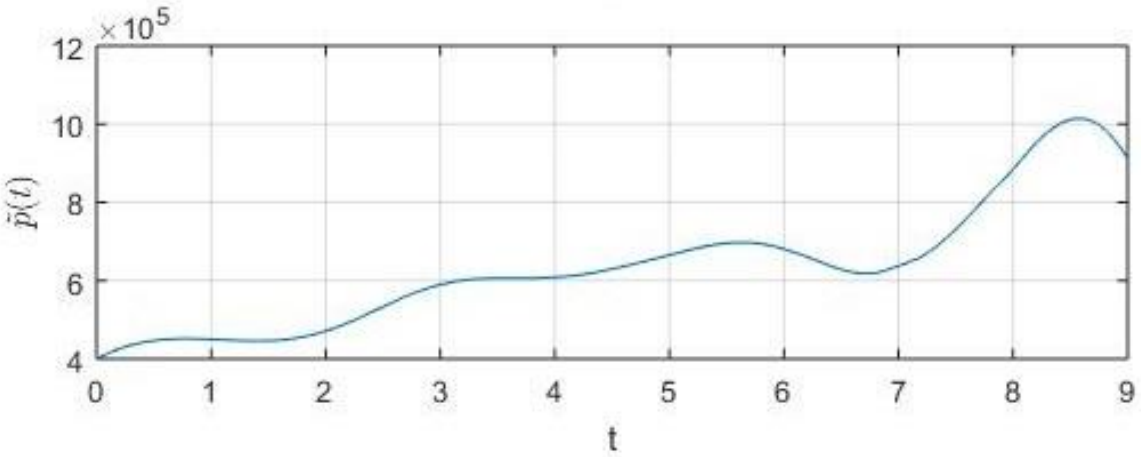


Рис. 4.5.4. Графік розв’язку $\tilde{p}(t)$

Ця тенденція суттєво залежить не тільки від попиту та пропозиції зазначених видів продукції, але й від структури витрат власника виробництва як на загальні виробничі потреби, так і на переробку решток, які забруднюють навколишнє середовище. Крім того, вона адекватно відображає уже загальновідомі тренди зміни цін і тарифів у ретроспективі за досліджуваний

період часу у регіоні C (додаток Б2). У випадку, коли вихідні дані описують коливання цін чи тарифів, розв'язки моделі також відображають відповідні коливні процеси, зберігаючи спадні та зростаючі тренди на відповідних відрізках часу, що характерно також і для даних моделі, сформованих у варіантах В2 та В3 (рис. Б4.2.2 (в, г) та Б4.3.2 (в, г)).

Підкреслимо також, що у моделі односекторної економіки M^* тариф на утилізацію зростатиме лише у тому випадку, коли коефіцієнт попиту на утилізацію $\tilde{k}_q$ набуває більших значень, ніж коефіцієнт утилізації виробничих відходів λ^*, що є очевидним. Оскільки така ситуація є адекватною реальним вимогам суспільства щодо екологічності життєвого простору, а значить і виробництва, то тенденція до неспадання або зростання тарифу в умовах значного забруднення навколишнього середовища виробничими рештками та зростаючого попиту суспільства на ПЧД буде зберігатися. Особливо, коли виробник не отримує ніяких дотацій на утилізацію забруднення з боку держави, суспільства чи зовнішніх інвесторів та не має змоги збільшити капіталозабезпечення утилізаційних процесів (збільшити коефіцієнт λ^*). При однакових значеннях коефіцієнтів попиту та утилізації $\left(\tilde{k}_q = \lambda^*\right)$ тариф на утилізацію буде сталою величиною, яка збігається з його заданим початковим значенням. Інакше кажучи, у цьому випадку виробник, як і споживач ПЧД, користується раніше встановленим ринковим тарифом.

Динаміка обсягів забруднення довкілля продемонстрована на рис. 4.5.5 (для В2 та В3 – на рис. Б4.2.2 (д) та Б4.3.2 (д)), який також імітує реальні процеси, які відбуваються у економіці, для якої утилізація забруднення є обов'язковою для її функціонування.

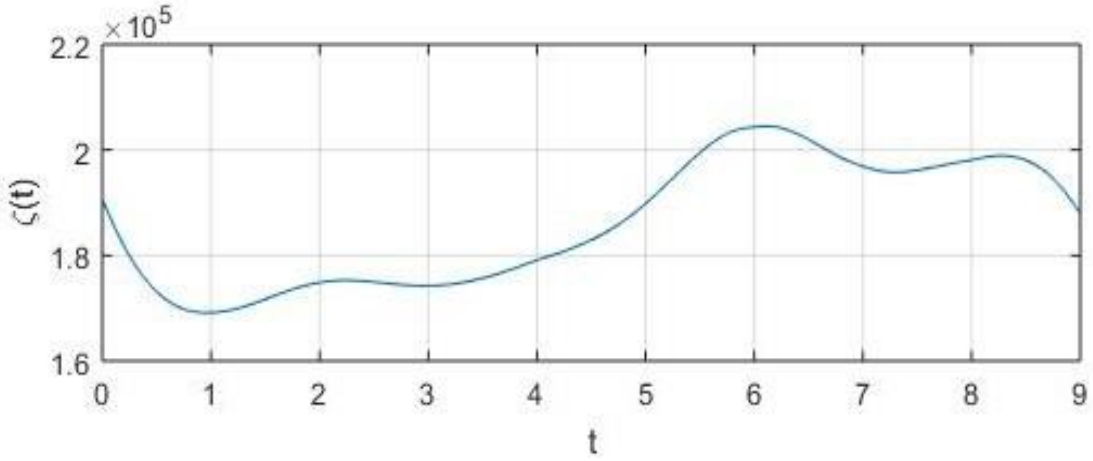


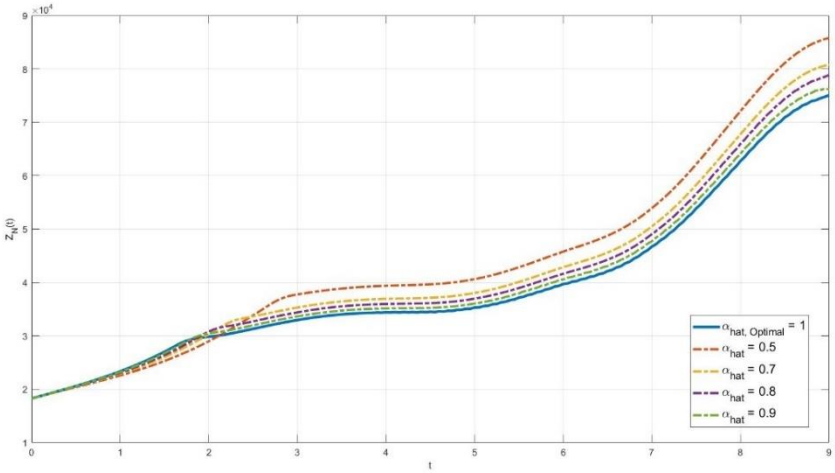
Рис. 4.5.5. Графік розв'язку $\zeta(t)$

Очевидно, що з часом процеси утилізації приводять до зменшення обсягів забруднення, особливо, коли виробники не зменшують своїх видатків на знешкодження виробничих решток, а навпаки, збільшують свої утилізаційні можливості. При цьому з часом природне середовище також відновлює свої можливості відносно самоочищення, якщо навантаження на нього не зростає. Наведені результати модельних експериментів адекватно відображають загальні тенденції динаміки показників стану досліджуваної економіки, яка на формалізованому за допомогою моделі M^* рівні, реалізує свої функції щодо виробництва основної продукції та утилізації забруднення.

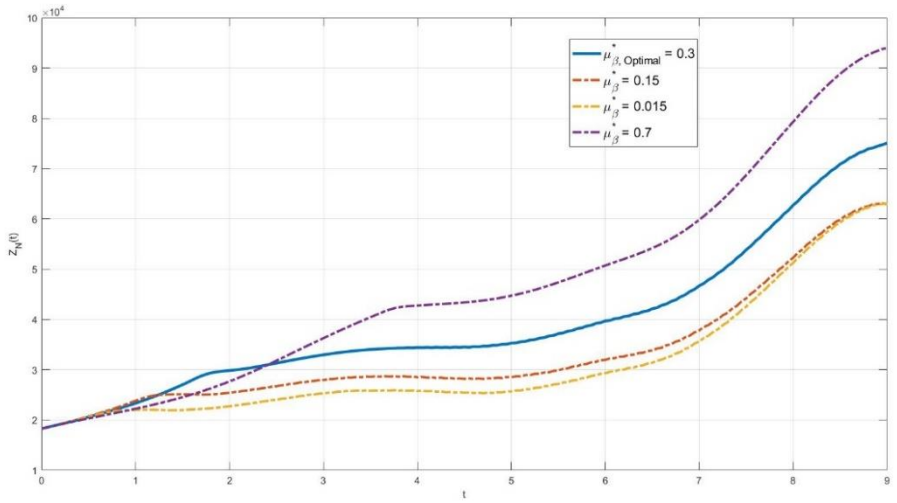
Як самі розв'язки моделей, так і їх залежності від тих чи інших параметрів, отримані на основі програмної реалізації, відтворюють основні концептуальні закономірності та тренди динаміки змінних моделей, яка характерна для реальної практики, тобто динаміки, яка описується заданими базовими кривими, побудованими на основі ретроспективної (чи прогнозної) інформації, що власне проілюстровано на рис. 4.5.1–4.5.9 та їх аналогах у додатках Б4.2, Б4.3.

Розроблені моделі достатньо наглядно демонструють тренди залежностей їх розв'язків від деяких принципово важливих для еколого-економічної динаміки параметрів, що підтверджується результатами обчислювальних експериментів з моделями, зокрема з моделлю M^*. Як випливає із рис. 4.5.6 (а) збільшення частки $\tilde{\alpha}$ робітника на споживання основної продукції зменшує розмір його

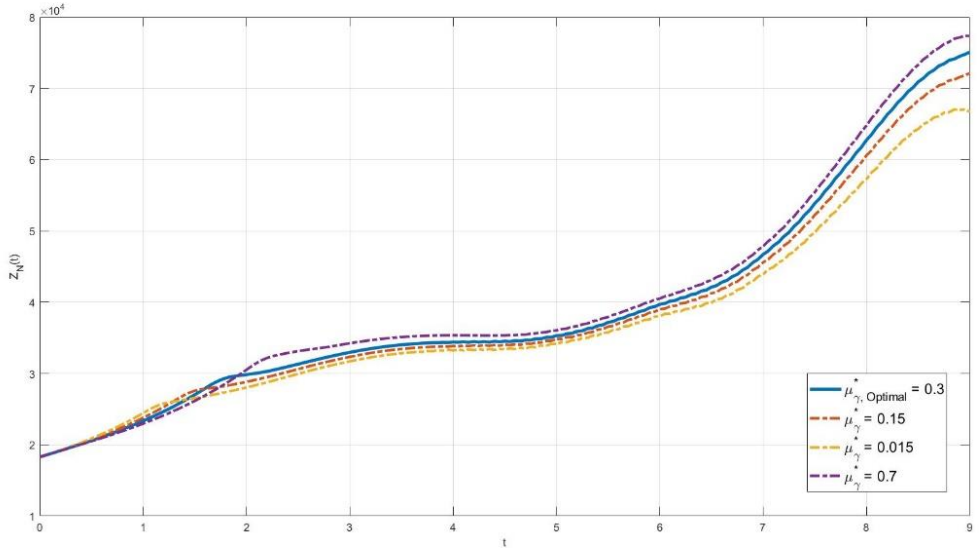
заощаджень. У реальній ситуації це справді так, оскільки практично весь свій дохід він витрачає на споживання, причому збільшити свій ліквідний капітал робітнику не вдається у зв'язку із підвищенням цін на товари, інфляцією тощо. З іншого боку, зростання коефіцієнтів μ_β та μ_γ приводить до зростання заощаджень робітників (рис. 4.5.6 (б, в)), що також нескладно передбачити, оскільки ці коефіцієнти імітують відповідні частки створеної доданої вартості під час виробництва основної продукції та утилізації забруднення, які власник виробництва виділяє на фонд заробітної плати. Подібні тенденції зберігаються і у випадку В2 та В3 на заключних відрізках досліджуваного періоду часу (рис. Б4.2.4., Б4.3.4). Що стосується вивчення залежності розв'язків моделі від параметрів, у тому числі у даному випадку залежності $z_N(t)$ від $\tilde{\alpha}$, μ_β, μ_γ, то слід зазначити, що різні тенденції на різних відрізках часу ілюструють по-перше, складний взаємозв'язок між змінними та параметрами, які у певний спосіб впливають одне на одного, а по-друге, структурні зміни у самій економіці, які можуть бути дуже чутливими для економічної динаміки та її характеристик. Крім того, може бути також багато інших, не врахованих у моделях, факторів впливу.



а



б



в

Рис. 4.5.6. Ілюстрація залежності розв’язку $z_N(t)$ від $\tilde{\alpha}$ (а), μ_β (б), μ_γ (в)

Важливе значення для розв’язків $z_M(t)$ і $p(t)$ має параметр k_Q^*, який пов’язує попит на основну продукцію частини суспільства, незадіяної у виробництві, із сумарним попитом власників виробництв та їх робітників. На тих періодах часу, де вдається прослідкувати вплив цього параметра на вказані

розв'язки моделі, можна переконатися у тому, що достатньо суттєве зростання k_Q^* приводить до зростання заощаджень власників виробництв і ціни на основну продукцію (рис. 4.5.7, 4.5.8, Б4.2.5, Б4.2.6, Б4.3.5, Б4.3.6). Такі висновки повністю узгоджуються із логікою впливу вказаного параметра на $z_M(t)$ і $p(t)$. Коефіцієнт природного самоочищення μ позитивно впливає на зменшення обсягу забруднення довкілля, якщо його числове значення збільшується, тобто зростання μ приводить до спадання $\zeta(t)$ (рис. 4.5.9, Б4.2.7, Б4.3.7). Однак, реакція забруднення довкілля, тобто розв'язку $\zeta(t)$ на цей коефіцієнт також більш відчутна та реальна при відносно немалих значеннях μ. Підкреслимо, що точність ідентифікації моделі M^* та її розв'язків також залежить від кількості ітерацій реалізованого алгоритму ідентифікації та знаходження розв'язків, але усереднені загальні закономірності у цілому зберігаються.

Аналогічні результати можна отримати і на основі моделі M^{**}, оскільки логіка її побудови та зміст узагальнюють та розширюють логіку формалізації та зміст моделі M^* і її модифікацій.

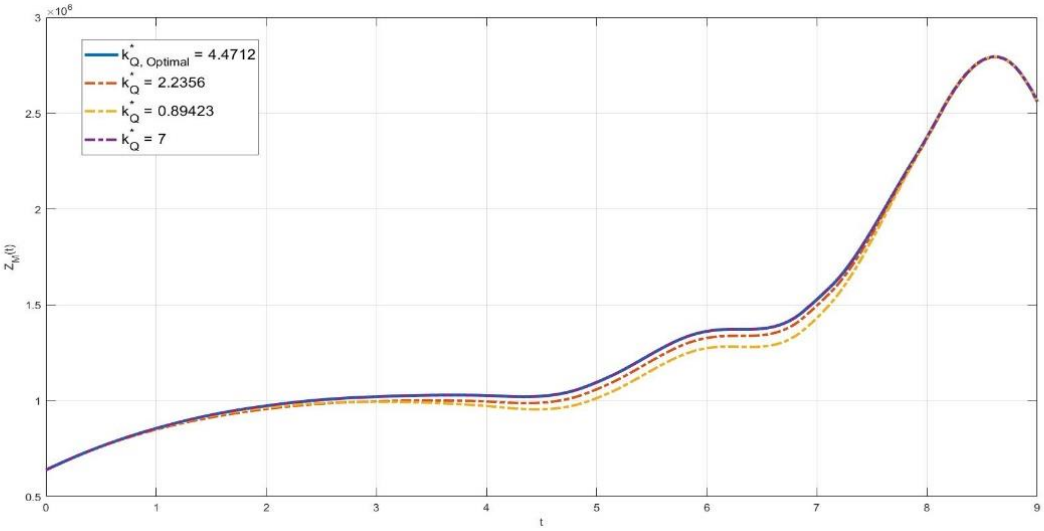


Рис. 4.5.7. Ілюстрація залежності розв'язку $z_M(t)$ від k_Q^*

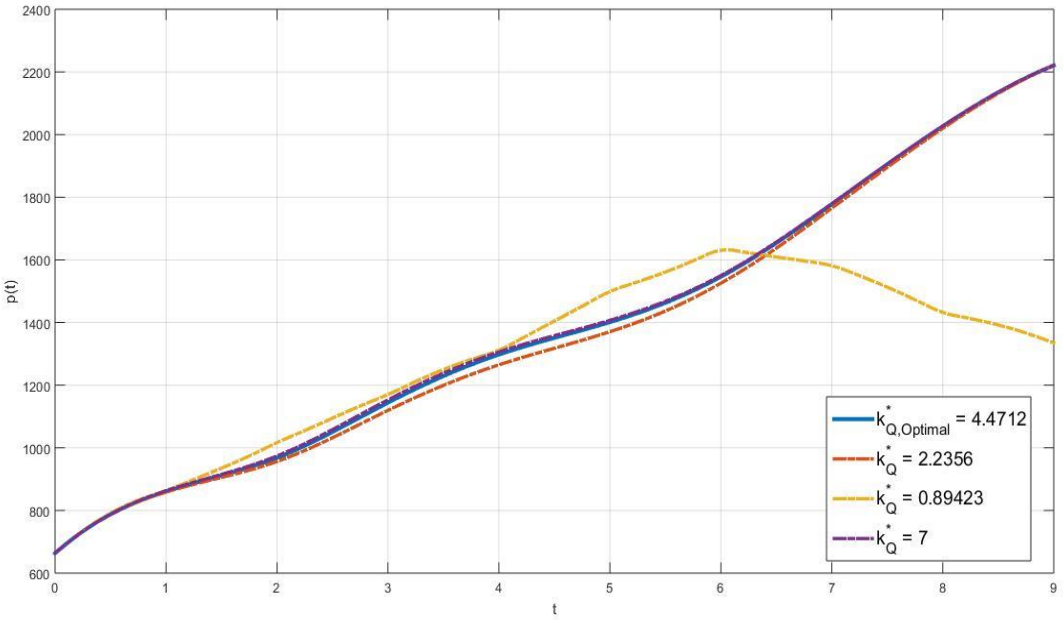


Рис. 4.5.8. Ілюстрація залежності розв'язку $p(t)$ від k_Q^*

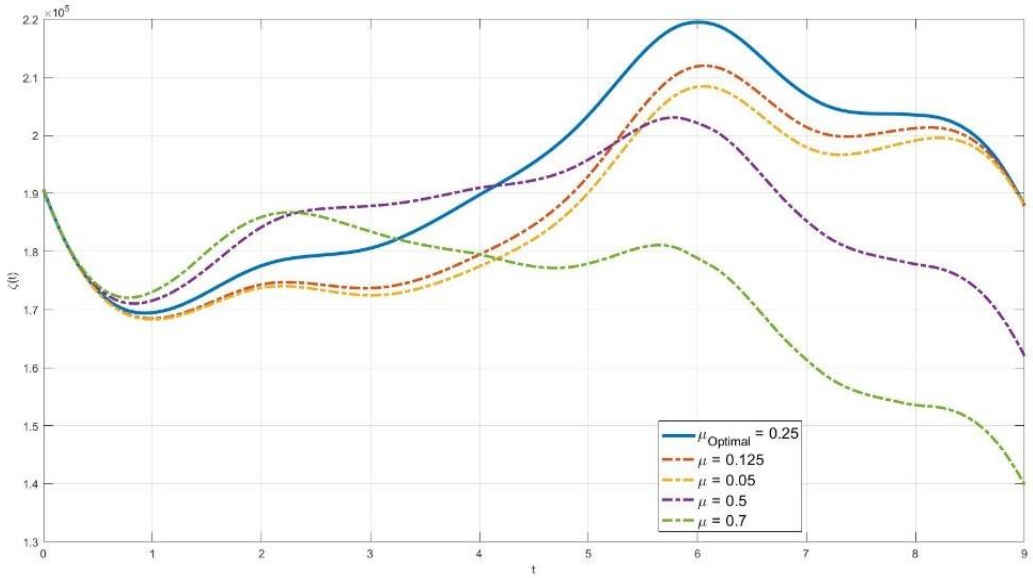


Рис. 4.5.9. Ілюстрація залежності розв'язку $\zeta(t)$ від μ

Розробка моделей динаміки еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації та первинної утилізації забруднення і їх відповідного прикладного забезпечення дозволяє зробити такі висновки.

1. Розробка моделей динаміки еколого-економічних систем – складна та багатогранна проблема моделювання. Вона може розв’язуватися у різний спосіб, причому моделі можуть бути формалізовані у різних просторах економічних і екологічних змінних (показників), тобто бути гомоморфними образами чи проекціями досліджуваного об’єкта на окремі підпростори деякого загального простору достатньо великої розмірності, у якому можливе повне описання його динаміки.

Базові динамічні моделі односекторної економіки, яка одночасно виробляє для суспільства основний агрегований продукт і утилізує виробниче забруднення, формалізовані у фазових просторах таких економічних і екологічних змінних як заощадження (ліквідні капітали) головних учасників виробництва (власників і робітників), ціна на основний агрегований продукт, тариф на утилізацію виробничих решток. В умовах сталості (незмінності) сумарних заощаджень усіх власників і робітників моделі описуються автономною системою трьох диференціальних рівнянь та відповідними початковими значеннями динамічних змінних. Певні припущення щодо цієї системи дозволяють здійснити її якісний аналіз. Отримані стаціонарні розв’язки відображають рівноважні стани еколого-економічної системи, які можуть бути як стійкими, так і нестійкими. При цьому кількість цих станів залежить від класів використаних у моделях функцій економічної поведінки, зокрема від функцій попиту на основний агрегований продукт і його випуску. У реальній економіці особливе значення мають стійкі стани. За своєю сутністю вони можуть бути як низько-, так і високопродуктивними. Високопродуктивні стани є ознакою розвинутих економік, а низькопродуктивні – слабких економік. Моделі дають змогу проаналізувати переходи з одного стану в інший, з’ясувати їх наслідки для суспільства та початкові умови для переходу із низькопродуктивного у високопродуктивний стан.

Різні варіанти формалізації динамічної моделі односекторної економіки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення пов’язані з різними початковими припущеннями. Деякі з цих припущень можуть бути достатньо

ефективними під час експериментальних досліджень з моделями, їх апробації та впровадження. Таким є припущення про заданий коефіцієнт утилізації виробничого забруднення, яке має сенс у тому випадку, коли виробник продукції знає, яку частину із загального обсягу створених ним виробничих відходів він може утилізувати. Припущення про заданий коефіцієнт утилізації виробничого забруднення, по-перше, дозволяє спростити проблему побудови функції утилізації, а, по-друге, одержати ще один підхід до опису моделей односекторної економіки з урахуванням утилізаційних процесів, який власне і реалізований у роботі.

2. Припущення про змінність сумарних заощаджень учасників виробництва (власників-виробників і робітників) приводить до зміни розмірності простору економічних і екологічних змінних, оскільки у цьому випадку, крім рівнянь динаміки заощаджень виробника, ціни на основний агрегований продукт і тарифу на утилізацію забруднення, потрібно також описати рівняння динаміки заощаджень робітника. Отже, урахування припущення про те, що зазначені вище сумарні заощадження є змінною величиною, дозволяє формалізувати динамічні моделі односекторної економіки, у якій здійснюється утилізація виробничих відходів, у вигляді автономної системи чотирьох диференціальних рівнянь, для якої відомі відповідні початкові умови. Такі моделі та їх модифікації запропоновано у даному дослідженні. Вони призначені як для експериментального вивчення на їх основі динаміки процесів еколого-економічної взаємодії, так і для теоретичного аналізу та обґрунтування їх соціально-економічних наслідків.

Екологізація економіки та середовища людського існування потребує постійного контролю над забрудненням довкілля неутилізованими виробничими рештками. Інструментарієм для такого контролю є моделі еколого-економічних систем, які містять рівняння динаміки забруднення довкілля неутилізованими відходами виробництва та відходами невиробничого походження, що потрапляють у навколишнє середовище. Збільшивши розмірність простору змінних уже описаних моделей на одиницю, тобто доповнивши сукупність

еколого-економічних показників стану моделюючої системи показником обсягу забруднення, можна побудувати аналогічні моделі динаміки односекторної економіки, у яких враховано також рівняння динаміки викинутих у навколишнє середовище забруднювачів, що власне і було зроблено у роботі. Розроблені моделі дозволяють здійснювати перевірку умов виконання так званих екологічних обмежень (екологічних стандартів) щодо забруднення довкілля, можливості якого у сенсі природного самоочищення не є необмеженими.

3. Виробництво матеріальної продукції зазвичай супроводжується утворенням екологічно небезпечних виробничих решток (відходів), тому виробнича система економіки повинна включати дві підсистеми – основне та допоміжне виробництво. Перше займається продукуванням необхідних для життєдіяльності суспільства матеріальних цінностей, а друге – утилізацією створеного людською діяльністю забруднення. Саме у сенсі такого трактування сутності виробничо-технологічних процесів економіку можна характеризувати як двосекторну систему, що власне має бути відображено у моделях економічної чи більш точно – еколого-економічної динаміки. Такі моделі, тобто моделі динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом розроблено у роботі.

Моделі формалізовані за допомогою таких динамічних змінних, як заощадження (капітали) виробників (власників підприємств) і робітників кожного із секторів, ціна на основний агрегований продукт і тариф на утилізацію забруднення. При цьому для одних моделей базовим для формування їх співвідношень було припущення про задану основним сектором частку свого капіталу, яка виділяється на утилізацію забруднення, а для інших – припущення про заданий коефіцієнт утилізації забруднення. Поєднання цих припущень з іншими припущеннями, наприклад відносно способів формування заробітної платні робітників, побудови функцій випуску забруднення, формування попиту на утилізацію не тільки від виробників основного сектора, але й інших суб’єктів економіки та суспільства дозволило запропонувати різні варіанти моделей що має важливе значення для їх прикладного застосування.

4. Доповнивши сукупність змінних моделей динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвами змінною обсягу забруднення навколишнього середовища, утвореного викидами у це середовище неутилізованої частини створеного суб'єктами економіки забруднення та побудувавши рівняння динаміки цієї змінної, можна отримати нові варіанти динамічних моделей двосекторної економіки з урахуванням контролю над забрудненням навколишнього середовища неутилізованими рештками. Моделі цього класу також описано у даному дослідженні.

Запропоновані моделі дозволяють розробити сценарії встановлення та перевірки екологічних стандартів у економіці, пов'язаних з динамікою лімітованих обсягів забруднення навколишнього середовища. Специфіка розроблених моделей ще й у тому, що вони, формалізуючи процеси формування доходів та витрат, задіяних у виробництві елементів суспільства, процеси ціноутворення на ринку основної продукції та тарифоутворення на ринку утилізації забруднення, а також процеси накопичення виробничих відходів у навколишньому середовищі, одночасно окреслюють загальний підхід до моделювання динаміки еколого-економічних систем і залишаються відкритими для формалізації різних уточнень, модифікацій, розширень. На основі розроблених моделей за допомогою відповідного прикладного забезпечення можна встановити основні закономірності динаміки економічних систем в умовах їх екологізації та підвищити ефективність підтримки процесів прийняття рішень з метою встановлення еколого-економічної рівноваги.

5. З метою проведення експериментальних досліджень з моделями, знаходження їх розв'язків і встановлення основних закономірностей та трендів еколого-економічного розвитку розроблено відповідне прикладне (інформаційне та програмне) забезпечення, зокрема для моделі односекторної економіки з первинною утилізацією забруднення та з урахуванням контролю над забрудненням довкілля. Модель та її прикладне забезпечення апробовані на реальних статистичних та експертних даних по регіону C (Чернівецька обл.) за 2009-2018 рр. і можуть бути використані для дослідження процесів екологізації

економіки як на регіональному, так і на макрорівні. Методика формування створеної інформаційної бази для розрахунків і програмного забезпечення може бути поширена на усі моделі, запропоновані у роботі.

Основні підходи до розробки моделей та результати цього розділу опубліковано автором у працях [44, 45, 68, 69, 72, 76, 79, 82, 86, 244, 254, 255, 259, 278].

РОЗДІЛ 5. ДИНАМІЧНІ МОДЕЛІ ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНИХ СИСТЕМ В УМОВАХ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ КЛАСТЕРИЗАЦІЇ, ПЕРВИННОЇ ТА ВТОРИННОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ЗАБРУДНЕННЯ

5.1. Моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації виробничого забруднення

Як і раніше, у цьому пункті йтиметься про забруднення навколишнього середовища внаслідок виробничої діяльності суспільства, оскільки виробництво було і залишається одним із основних джерел забруднення в умовах техногенного розвитку економіки [1, 101, 229]. Антропогенне забруднення є результатом людської діяльності та за масштабами і інтенсивністю впливу на навколишнє середовище часто переважає природне забруднення. Антропогенне забруднення (як і природне) може бути фізичним, хімічним чи біологічним, оскільки сучасна діяльність людини є дуже різноманітною, має багато новітніх наслідків для природи та суспільства у цілому, які пов’язані із забруднювачами, що дуже повільно розкладаються у природних умовах (наприклад, пластмаси, пестициди) або й взагалі не знешкоджуються (свинець, ртуть). У розвинутих країнах світу все чіткіше проявляється тенденція застосування не натуральних, а синтетичних продуктів, що з одного боку є наслідком нових виробничих технологій та науково-технічного прогресу взагалі, а з іншого – причиною багатьох екологічних небезпек.

Не зупиняючись на детальній класифікації забруднення та пов’язаних з ним питань, зробимо лише деяке уточнення стосовно самих термінів «первинне» та «вторинне» забруднення, які у традиційній літературі з екології можуть використовуватися у дещо різних змістових навантаженнях. Наприклад, коли йдеться про забруднення та якісне виснаження вод, то під первинним розуміють забруднення, викликане надходженням у водойми речовин-забруднювачів, а під вторинним – забруднення, яке зазвичай є наслідком первинного забруднення, що породжує різні ланцюгові реакції. Очевидно, що все сказане відноситься також до енергетичного забруднення (наприклад, нафта, нафтопродукти), теплового забруднення тощо, коли первинне забруднення насправді часто провокує

набагато серйозніше у екологічному сенсі вторинне забруднення як у водоймах, так і в повітрі та ґрунті.

Зауважимо, що часто до первинних забруднювачів належать виробничі відходи (рештки), які є залишками матеріалів, напівфабрикатів, сировини, що утворилися у процесі виробництва продукції та повністю чи частково втратили свої початкові споживчі властивості. Такі виробничі відходи далеко не завжди є небезпечними для суспільства і природи, а навпаки, часто є джерелом вторинних ресурсів, які можуть бути повторно використані у виробництві як додаткові матеріальні предмети та засоби виробництва. Отже, крім первинного та вторинного забруднення, ми використовуємо також поняття первинних і вторинних ресурсів, яким у процесах екологізації економіки відводиться важлива роль, особливо коли йдеться про так звані безвідходні виробництва та технології.

Вторинна переробка відходів у першу чергу зумовлена обмеженістю природних ресурсів і проблемами їх безпечного захоронення. У багатьох країнах світу сьогодні вторинна переробка відходів як виробничого, так і невиробничого (побутові відходи домогосподарств і організацій, а також викинуті сміття, техніка, меблі тощо) характеру стала окремою галуззю економіки, яка займається тим, щоб перетворити відходи у цінні ресурси та предмети споживання. Технології вторинної переробки вимагають певної специфіки організації збору відходів і їх сортування, зокрема роздільного збору побутового сміття. Оскільки на все це потрібні допоміжні витрати, то щоб їх зменшити, державні органи багатьох країн фактично залучають до процесу усіх своїх громадян, встановивши для них обов’язковість роздільного викиду побутових відходів. За невиконання такої настанови навіть можливі певні штрафи, але свідомі люди звикають до встановлених правил суспільної поведінки і з часом чітко виконують їх. Що стосується виробничих підприємств і інших організацій, то для їх заохочення діяти згідно із нормами роздільного сортування відходів повинні бути створені відповідні економічні стимули, які мали б бути одним із інструментів еколого-економічного регулювання. Для підприємств такими стимулами як правило є

податкові та кредитні пільги, пом’якшення відповідних виробничих обмежень тощо.

Зберігаючи певну аналогію між розглянутими вище поняттями у даному пункті уведемо також поняття первинної та вторинної утилізації забруднення, під якими будемо відповідно розуміти утилізацію створеного забруднення під час виробництва основної продукції та утилізацію забруднення, створеного під час утилізації забруднення, яке є супутним продуктом основного виробництва. При цьому нагадаємо, що первинна та вторинна утилізація забруднення можлива як у випадку односекторної економіки, так і у випадку двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом, хоча у першому випадку вторинна утилізація може відбуватися у неперервному технологічному процесі поряд з випуском основної продукції та первинною утилізацією, а у другому – у допоміжному виробництві, тобто у іншому секторі економіки, у якому власне відбувається і первинна утилізація. Як бачимо, поняття первинної та вторинної утилізації аж ніяк не пов’язано з поняттями первинного та вторинного забруднення. Очевидно, що обидва види забруднення можуть знешкоджуватися у процесі як первинної, так і вторинної утилізації. До того ж, всі ці поняття можна у певний спосіб розширити та узагальнити, незважаючи на те, що забруднення, яке виникає під час вторинної утилізації може бути абсолютно несуттєвим і ним можна знехтувати, що є нормальним явищем для практики екологізації економіки. Інакше кажучи, логічно припускати, що ланцюгові процеси створення забруднення під час утилізації забруднення можна не враховувати при розробці агрегованих моделей еколого-економічних систем, вважаючи наслідки цих процесів після вторинної утилізації такими, що не впливають на адекватність моделей та їх прикладну значущість. Це припущення у ряді випадків можна підсилити іншим припущенням про обмежену здатність навколишнього середовища самоочищуватись від певної частини забруднення.

Процеси первинної та вторинної утилізації забруднення можна моделювати як у односекторній, так і двосекторній економіці. Продемонструємо це, використовуючи результати попереднього розділу, у якому запропоновано

моделі еколого-економічної динаміки одно- та двосекторної економік, тобто моделі економіки, у якій основне та допоміжне виробництво (утилізація забруднення) здійснюються у єдиному виробничо-технологічному ланцюжку (секторі) одними і тими ж власниками та робітниками, а також моделі, у яких основне та допоміжне виробництво розділене на два сектори, у кожному з яких є свої власники та робітники та своя матеріально-фінансова база. Повернемося до моделей, запропонованих у розділі 4, ґрунтуючись на яких, а також на працях [70, 71, 75, 260], узагальнимо ці моделі із урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації.

Отже, нехай у односекторній економіці може здійснюватися не лише первинна, але й вторинна утилізація виробничого забруднення. Схематично процеси виробництва основного агрегованого продукту, первинної та вторинної утилізації у такій економіці, продемонстровані на рис. 5.1.1.

На рис. 5.1.1 блок ВУВЗ означає вторинну утилізацію ВЗ, а всі інші мають той самий зміст, що і на рис. 4.1.1. Зауважимо, що після ВУВЗ також можуть бути або не бути виробничі відходи чи ВЗ, що власне і відображено на рис. 5.1.1 відповідно суцільними та пунктирними стрілками. Інакше кажучи, усі реальні потоки ВЗ проілюстровані на рис. 5.1.1 (як і на рис. 4.1.1) суцільними стрілками, а фіктивні – пунктирними стрілками. Якщо після блоку ПУВЗ (первинної утилізації ВЗ) немає виробничих відходів, тобто у процесі первинної утилізації ВЗ було утилізовано повністю, то ніякого забруднення довкілля (ЗД) уже немає, тому немає також і потреби у ВУВЗ (пунктирна стрілка від ПУВЗ доходить до ВЗ, а потім – до ЗД). Якщо після первинної утилізації ВЗ появилися нові відходи (у тому числі і залишки неутилізованих з певних причин відходів, що були включені до первинної утилізації), то цей факт відображено суцільною стрілкою від блоку ПУВЗ до блоку ВЗ, а потім – суцільною стрілкою від блоку ВЗ до блоку ВУВЗ. А далі, як уже було сказано раніше, пунктирні та суцільні стрілки спрямовані від ВУВЗ до ВЗ, а від ВЗ – до ЗД. У ряді ситуацій є підстави очікувати, що після вторинної утилізації забруднення довкілля буде припинено. Але чимало виробництв не гарантують такого результату, тому багатократний

процес утилізації дозволяє, якщо не звести виробництво до рівня безвідходного, то як мінімум максимально зменшити рівень викидів решток виробництва у навколишнє середовище.

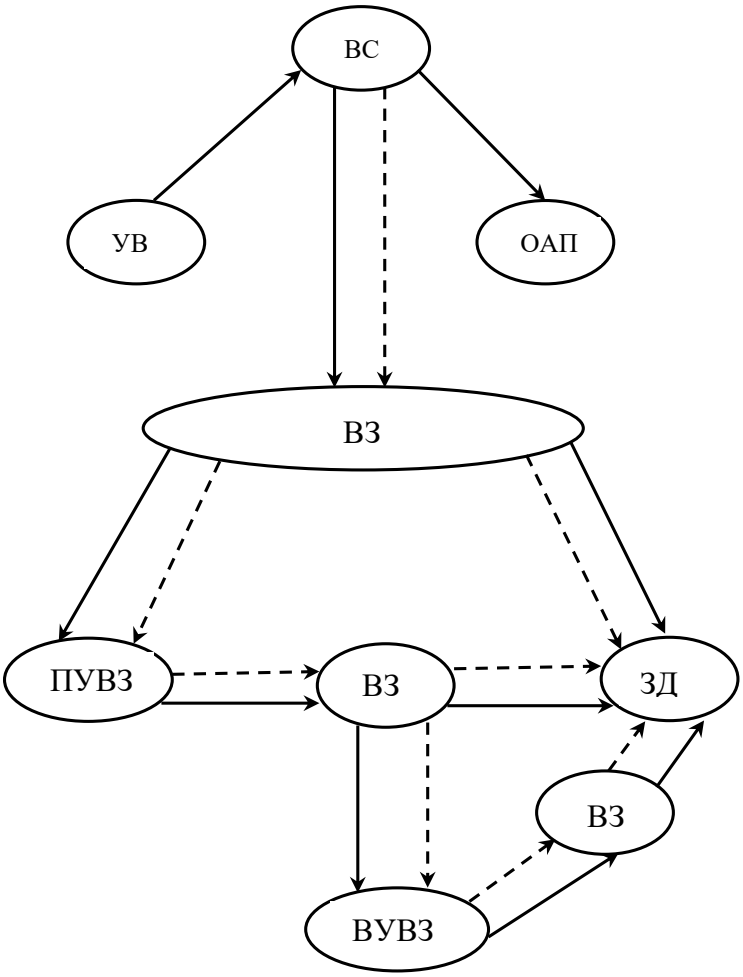


Рис. 5.1.1. Ілюстрація концептуальної моделі виробництва ОАП та первинної і вторинної утилізації виробничого забруднення у односекторній економіці

5.1.1. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та часток капіталозабезпечення первинної і вторинної утилізації

У випадку односекторної економіки, де поряд з випуском основної матеріальної продукції відбувається утилізація забруднення, для початку також будемо притримуватися припущення про задану величину сумарних заощаджень

обох суспільних груп (власників і робітників), задіяних у виробництві (тобто будемо вважати, що $Mz_M + Nz_N = \bar{z} = const$, де M та N – чисельність власників та робітників, z_M та z_N – заощадження (ліквідний капітал) власника та робітника), однак розширимо коло функцій економічної поведінки, а саме до функцій попиту на основну (агреговану) продукцію q, випуску основної продукції f, випуску забруднення під час виробництва основної продукції φ, утилізації забруднення, створеного під час випуску основної продукції, ψ та функції попиту на первинну утилізацію виробничого забруднення (попиту на ПЧД) $\tilde{q}$ додамо функцію випуску забруднення під час первинної утилізації $\tilde{\varphi}$, функцію вторинної утилізації забруднення, створеного під час його первинної утилізації, $\tilde{\psi}$ та функцію попиту на вторинну утилізацію виробничого забруднення $\tilde{q}^*$. Нехай α, β, γ та $\tilde{\gamma}$ $(0 \le \alpha, \beta, \gamma, \tilde{\gamma} \le 1, \alpha + \beta + \gamma + \tilde{\gamma} \le 1)$ – це частки заощаджень власника основного виробництва на особисте споживання, випуск основної (агрегованої) продукції, первинну утилізацію забруднення, тобто забруднення, створеного під час виробництва основної продукції, та вторинну утилізацію забруднення, тобто забруднення, створеного під час його первинної утилізації. Якщо, як і раніше, p та $\tilde{p}$ – ціна основної продукції та тариф на утилізацію забруднення (припускатимемо, що тариф на утилізацію однаковий як для первинної так і вторинної утилізації), то

$$s_\alpha = \frac{\alpha z_M}{p},\ s_\beta = \frac{\beta z_M}{p},\ s_\gamma = \frac{\gamma z_M}{\tilde{p}},\ s_{\tilde{\gamma}} = \frac{\tilde{\gamma} z_M}{\tilde{p}}$$

– відповідно купівельна, виробнича, утилізаційна під час первинної утилізації, утилізаційна під час вторинної утилізації спроможності власника підприємств основного виробництва (односекторної економіки). Будемо вважати, що капіталозабезпечення виробництва основної продукції або виробнича спроможність s_β служить також аргументом для функції випуску забруднення під час випуску основної продукції, а капіталозабезпечення первинної утилізації s_γ – аргументом також для функції випуску забруднення

під час первинної утилізації, тому перелічені вище спроможності є аргументами уведених вище функцій економічної поведінки, а саме

$$q = q(s_\alpha),\ f = f(s_\beta),\ \varphi = \varphi(s_\beta),$$
$$\psi = \psi(s_\gamma),\ \tilde{\varphi} = \tilde{\varphi}(s_\gamma),\ \tilde{\psi} = \tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}).$$

За аналогією з функцією $\tilde{q}$ будемо також припускати, що $\tilde{q}^* = \tilde{q}^*(s_\gamma) = \tilde{k}_q^* \tilde{\varphi}(s_\gamma)$, де $\tilde{k}_q^*$ – коефіцієнт загального попиту на вторинну утилізацію (попиту на ПЧД після первинної утилізації), тобто попиту на ПЧД як виробника, так і іншої частини суспільства.

У частинному випадку можна вважати, що

$$\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta),\quad \tilde{\varphi}(s_\gamma) = \tilde{\lambda}\psi(s_\gamma), \tag{5.1.1}$$

де $\lambda,\ \tilde{\lambda}\ \ (0 \le \lambda, \tilde{\lambda} \le 1)$ – коефіцієнти або частки відповідного випуску забруднення.

Для формалізації рівняння динаміки заощаджень власника z_M, який реалізує як первинну, так і вторинну утилізацію, будемо вважати, що утилізацію (первинну і вторинну) здійснюють ті ж самі робітники, що виробляють ОАП. Нехай, як і раніше, d_N – заробітна плата робітника (у г.о.). Враховуючи, що дохід власника залежить від оподаткованої вартості збутої основної продукції (ставка π_0), а витрати – від видатків на особисте споживання основної продукції, заробітну платню робітників і податок на неї (ставка податку на фонд заробітної плати π_1), виробничі потреби основної діяльності (λ_β – частка витрат на ці потреби), податок на додану вартість основного виробництва (ставка податку π_2), виробничі потреби первинної та вторинної утилізації (λ_γ та $\lambda_{\tilde{\gamma}}$ – відповідні частки витрат на ці потреби), податок на додану вартість у процесах утилізації (ставка π_3), рівняння для динамічної змінної z_M матиме вигляд

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} -$$
$$-p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\psi(s_\gamma) - \tilde{p}(\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3)\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}), \tag{5.1.2}$$

де $s_{\tilde{\alpha}} = \dfrac{\tilde{\alpha} z_N}{p} = \dfrac{\tilde{\alpha}(\bar{z} - Mz_M)}{pN}$ – купівельна спроможність робітника $(0 \le \tilde{\alpha} \le 1)$, Q^* – як і раніше, загальний попит на ОАП інших елементів суспільства та зовнішнього ринку. Очевидно, що рівняння (5.1.2) відрізняється від рівняння (4.1.1) лише одним доданком у правій частині, який описує витрати власника на вторинну утилізацію, але для побудови будь-якої моделі це суттєво. Зазначимо також, що обидва рівняння ((4.1.1) та (5.1.2)) змодельовані для випадку, коли відома величина (стала чи змінна) зарплатні робітника, що не зв'язана пропорційною залежністю з результатами виробничої діяльності. Якщо припустити, що заробітна платня пропорційна з коефіцієнтами μ_β, μ_γ та $\mu_{\tilde{\gamma}}$ до обсягів випуску основної продукції, утилізованого забруднення під час первинної утилізації та утилізованого забруднення під час вторинної утилізації, тобто видатки власника на зарплатню робітників дорівнюють $\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma) + \tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}} \tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}) \right]$ г.о., то рівняння (5.1.2) модифікується у рівняння

$$\begin{aligned}
\frac{dz_M}{dt} &= \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^* \right] - pq(s_\alpha) - \\
&-\left[p\mu_\beta f(s_\beta) + \tilde{p}\mu_\gamma \psi(s_\gamma) + \tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}} \tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}) \right](1+\pi_1) - \\
&-p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\psi(s_\gamma) - \tilde{p}(\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3)\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}) = \\
&= \frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^* \right]}{M} - p\pi_0 q(s_\alpha) - \\
&-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2 \right] pf(s_\beta) - \\
&-\left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3 \right] \tilde{p}\psi(s_\gamma) - \\
&-\left[(1+\pi_1)\mu_{\tilde{\gamma}} + \lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3 \right] \tilde{p}\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}). \qquad (5.1.3)
\end{aligned}$$

Рівняння динаміки тарифу $\tilde{p}$ (тобто рівняння для $\tilde{p}$ із підпункті 4.1.1) також зміниться з огляду на формалізацію процесів вторинної утилізації. Воно набуде вигляду

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}\left[M\tilde{q}(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) + M\tilde{q}^*(s_\gamma) - M\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}})\right] \tag{5.1.4}$$

або (з урахуванням (5.1.1))

$$\frac{d\tilde{p}}{dt} = \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}\left[M\tilde{k}_q\varphi(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) + M\tilde{k}_q^*\tilde{\varphi}(s_\gamma) - M\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}})\right] =$$

$$= \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}\left[M\tilde{k}_q\lambda f(s_\beta) - M\psi(s_\gamma) + M\tilde{k}_q^*\tilde{\lambda}\psi(s_\gamma) - M\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}})\right] =$$

$$= \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}\left[M\tilde{k}_q\lambda f(s_\beta) - M\left(1 - \tilde{k}_q^*\tilde{\lambda}\right)\psi(s_\gamma) - M\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}})\right], \tag{5.1.5}$$

де $\theta_{\gamma\tilde{\gamma}}$ – сталий коефіцієнт регулювання тарифу на утилізацію (як первинну, так і вторинну). Попутно нагадаємо, що у односекторній економіці обсяг попиту на утилізацію (неважливо первинну чи вторинну) може збігатися з обсягом утилізованого забруднення, що більш наглядно буде продемонстровано у наступному підпункті. Вважаючи співвідношення (4.1.3) та (4.1.6) незмінними (процеси вторинної утилізації на них не впливають), одержимо чотири варіанти динамічної моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення, а саме модель (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6) або модель (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6) або модель (5.1.2), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6) або модель (5.1.3), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6). Зрозуміло, що ці моделі є базовими стосовно побудови інших модифікацій моделей динаміки односекторної економіки з урахуванням процесів первинної та вторинної утилізації.

5.1.2. Формалізація моделей у випадку заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та коефіцієнтів первинної і вторинної утилізації

Якщо в умовах заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва (власників і робітників) відмовитись від припущення про задані частки γ та $\tilde{\gamma}$ капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації (тобто про задані частки заощаджень власника, виділених на первинну та вторинну утилізацію), а вважати, що задані частки λ^* та $\tilde{\lambda}^*$ (надалі частки λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ будемо

ще називати коефіцієнтами первинної та вторинної утилізації) обсягів створеного забруднення під час випуску основної продукції та первинної утилізації, яке виробник реально утилізує, то це означатиме, що виробник (власник) може утилізувати $\psi^*(s_\beta) = \lambda^*\varphi(s_\beta)$ од. забруднення під час первинної утилізації та $\tilde{\psi}^*(s_\beta) = \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)$ од. забруднення під час вторинної утилізації (створене забруднення під час первинної утилізації становить $\tilde{\varphi}^*(s_\beta) = \tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)$ од.). Зауважимо, що у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації насправді функції первинної утилізації ψ, випуску забруднення під час первинної утилізації $\tilde{\varphi}$ та вторинної утилізації $\tilde{\psi}$ будуть замінені відповідно функціями ψ^*, $\tilde{\varphi}^*$ та $\tilde{\psi}^*$, які залежать від аргумента s_β. Якщо тариф на утилізацію $\tilde{p}$ однаковий як для первинної, так і вторинної утилізації, причому він враховує усі витрати, пов'язані з відповідними утилізаційними процесами, то для власника вартість первинної утилізації дорівнює $\tilde{p}\lambda^*\varphi(s_\beta)$ г.о., а вторинної – $\tilde{p}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)$ г.о. Саме ці величини і потрібно врахувати у рівняннях (4.1.1), (4.1.4) (чи (5.1.2), (5.1.4)), які відповідно будуть формалізовані так:

$$\begin{aligned}\frac{dz_M}{dt} &= \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - \\ &- pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} - p(\lambda_\beta + \pi_2) f(s_\beta) - \\ &- \tilde{p}(\lambda_\gamma + \pi_3)\lambda^*\varphi(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta),\end{aligned} \tag{5.1.6}$$

$$\begin{aligned}\frac{d\tilde{p}}{dt} &= \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}\left[M\tilde{k}_q\varphi(s_\beta) - M\lambda^*\varphi(s_\beta) + M\tilde{k}_q^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta) - M\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)\right] = \\ &= \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}M\left[\tilde{k}_q - \lambda^* + \tilde{k}_q^*\tilde{\lambda}\lambda^* - \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\right]\varphi(s_\beta) = \\ &= \theta_{\gamma\tilde{\gamma}}M\left[\left(\tilde{k}_q - \lambda^*\right) + \tilde{\lambda}\lambda^*\left(\tilde{k}_q^* - \tilde{\lambda}^*\right)\right]\varphi(s_\beta).\end{aligned} \tag{5.1.7}$$

При виконанні першої умови (5.1.1), тобто при $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$, рівняння (5.1.6), (5.1.7) конкретизуються у вигляді

$$\frac{dz_M}{dt}=\frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]-$$
$$-pq(s_\alpha)-\frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M}-p(\lambda_\beta+\pi_2)f(s_\beta)-$$
$$-\left[\lambda^*(\lambda_\gamma+\pi_3)+\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3)\right]\lambda\tilde{p}f(s_\beta), \qquad (5.1.8)$$

$$\frac{d\tilde{p}}{dt}=\theta_{\gamma\tilde{\gamma}}M\left[(\tilde{k}_q-\lambda^*)+\tilde{\lambda}\lambda^*(\tilde{k}_q^*-\tilde{\lambda}^*)\right]\lambda f(s_\beta). \qquad (5.1.9)$$

Рівняння (5.1.6), (5.1.8) можуть бути також підкориговані, якщо вважати, що кожний власник підприємств виділяє у фонд заробітної платні робітників величину вартості, складові якої, як і раніше, пропорційні відповідно з коефіцієнтами μ_β, μ_γ та $\mu_{\tilde{\gamma}}$ відповідно до вартості випуску основної продукції, вартості утилізованого забруднення під час первинної утилізації та вартості утилізованого забруднення під час вторинної утилізації, тобто величину вартості, що становить $\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi(s_\beta)+\tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)\right]$ г.о.

Тоді рівняння (5.1.6), (5.1.8) трансформуються у рівняння

$$\frac{dz_M}{dt}=\frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]-pq(s_\alpha)-$$
$$-\left[p\mu_\beta f(s_\beta)+\tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi(s_\beta)+\tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta)\right](1+\pi_1)-$$
$$-p(\lambda_\beta+\pi_2)f(s_\beta)-\tilde{p}(\lambda_\gamma+\pi_3)\lambda^*\varphi(s_\beta)-$$
$$-\tilde{p}(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi(s_\beta), \qquad (5.1.10)$$

$$\frac{dz_M}{dt}=\frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]-pq(s_\alpha)-$$
$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta+\lambda_\beta+\pi_2\right]pf(s_\beta)-$$
$$-\left[(1+\pi_1)(\mu_\gamma+\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda})+\lambda_\gamma+\pi_3+\right.$$
$$\left.+(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\right]\lambda^*\tilde{p}\lambda f(s_\beta). \qquad (5.1.11)$$

Співвідношення (5.1.6)-(5.1.11), які побудовані з урахуванням коефіцієнтів λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ первинної та вторинної утилізації забруднення, приводять нас до моделей

еколого-економічної динаміки (5.1.6), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6); (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6) та (5.1.10), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6); (5.1.11), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6).

Завершуючи викладення результатів пункту 5.1, частково зупинимося також на питанні якісного аналізу пропонованих моделей. З одного боку, цей аналіз здійснюється у такий самий спосіб, як і аналіз моделей, про які йшлося у розділі 4, а з іншого боку – у випадку прикладних досліджень його варто повторити, щоб оцінити вплив вторинної утилізації на рівноважні стани та їх розміщення у фазовому просторі. Зрозуміло, що при одних і тих самих припущеннях, параметрах і змінних моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням не тільки первинної, але й вторинної утилізації мають інші стаціонарні розв'язки, які описують відповідно інші рівноважні стани системи. Порівняння моделей та їх стаціонарних чи рівноважних розв'язків (станів) може дати цінну інформацію для підтримки прийняття рішень щодо управління процесами утилізації та поведінки динаміки еколого-економічних систем у досліджуваному фазовому просторі змінних.

Стосовно методики аналізу стаціонарних розв'язків будь-якої із розроблених у цьому пункті моделей зазначимо, що, як і раніше, ефективним буде припущення про те, що сумарні заощадження робітників прямо пропорційні з деяким коефіцієнтом c $(0<c<1)$ до сумарних заощаджень власників виробництв: $Nz_N = cMz_M$. При цьому цей коефіцієнт можна вважати деякою заданою сталою величиною. Іншим припущенням, яке дозволяє отримати достатньо очевидні та змістовні співвідношення для знаходження рівноважних розв'язків є припущення про те, що $p=\tilde{p}$. Зокрема в умовах цих припущень, наприклад для моделі (5.1.11), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6) знаходження рівноважних розв'язків зводиться до системи співвідношень (4.1.8) та

$$\frac{(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}})+Q^*\right]}{M}-\pi_0 q(s_\alpha)=\bar{k}_f f(s_\beta), \tag{5.1.12}$$

$$\left(\tilde{k}_q-\lambda^*\right)=\tilde{\lambda}\lambda^*\left(\tilde{\lambda}^*-\tilde{k}_q^*\right), \tag{5.1.13}$$

де

$$\bar{k}_f = \left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2\right] + \left[(1+\pi_1)\left(\mu_\gamma + \mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\right) + \right.$$

$$\left. + \lambda_\gamma + \pi_3 + (\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\right]\lambda^*\lambda .$$

Визначивши із (4.1.8) $Nq(s_{\tilde{\alpha}})$, а із (5.1.13) λ^*, та підставивши отримані вирази у (5.1.12), матимемо співвідношення

$$q(s_\alpha) = \left[(1-\pi_0) - \bar{k}_f\right] f(s_\beta)$$

або з урахуванням того, що $s_\alpha = \alpha z_M / p = \alpha s_M$, $s_\beta = \beta z_M / p = \beta s_M$, співвідношення

$$q^*(s_M) = f^{**}(s_M), \tag{5.1.14}$$

де $q^*(s_M) = q(\alpha s_M)$, $f^{**}(s_M) = k_f^* f(\beta s_M)$, де $k_f^* = (1-\pi_0) - \bar{k}_f$.

Рівність (5.1.14) відображає у певному сенсі рівність попиту на ОАП і його пропозиції в односекторній економіці, у якій, крім виробництва основної продукції, здійснюється як первинна, так і вторинна утилізація виробничих решток. Аналіз можливих розв’язків (5.1.14) та їх відповідна графічна ілюстрація здійснюється аналогічно, як і у випадку рівняння (4.1.11), на чому власне не будемо зупинятися. Зауважимо, що коефіцієнт пропорційності k_f^* на відміну від коефіцієнта k_f залежить також від коефіцієнтів $\tilde{\lambda}$ і $\tilde{\lambda}^*$, які характеризують вторинну утилізацію забруднення. Для збалансування цих коефіцієнтів і всіх інших параметрів, від яких залежить коефіцієнт k_f^*, потрібно скористатися умовою $k_f^* > 0$ та умовою (5.1.13). Очевидно, що ці умови, зменшуючи кількість ступенів вільності для допустимої області усіх параметрів моделі, мають важливе значення для практики, оскільки дають допоміжну інформацію стосовно можливих значень цих параметрів, зокрема їх ідентифікації під час експериментальних досліджень з моделлю.

Підсумовуючи результати цього пункту, уточнимо деякі деталі стосовно співвідношень (5.1.2), (4.1.3), (5.1.3), (5.1.6), (5.1.8), (5.1.10), (5.1.11), тобто усіх тих співвідношень, які містять параметр Q^*. Застосування одного із припущень

(4.1.19) – (4.1.21) змінює їх формалізацію. Зокрема, якщо Q^* визначається згідно із (4.1.19), то від (4.1.3) приходимо до (4.1.24), а еквівалентами рівнянь (5.1.2) та (5.1.3) будуть рівняння

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left(1+k_Q^*\right)\left[Mq(s_\alpha)+Nq(s_{\tilde{\alpha}})\right] - pq(s_\alpha) - \frac{Nd_N(1+\pi_1)}{M} -$$

$$-p(\lambda_\beta+\pi_2)f(s_\beta) - \tilde{p}(\lambda_\gamma+\pi_3)\psi(s_\gamma) - \tilde{p}(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3)\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}) \qquad (5.1.15)$$

та

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[k_Q^* M_q(s_\alpha) + \left(1+k_Q^*\right)Nq(s_{\tilde{\alpha}})\right] - p\pi_0 q(s_\alpha) -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\beta + \lambda_\beta + \pi_2\right]pf(s_\beta) -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_\gamma + \lambda_\gamma + \pi_3\right]\tilde{p}\psi(s_\gamma) -$$

$$-\left[(1+\pi_1)\mu_{\tilde{\gamma}} + \lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3\right]\tilde{p}\tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}), \qquad (5.1.16)$$

а рівнянь (5.1.6), (5.1.8) та (5.1.10), (5.1.11) – рівняння

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left(1+k_Q^*\right)\left[Mq\left(s_\alpha\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)\right] -$$

$$-pq\left(s_\alpha\right) - \frac{Nd_N\left(1+\pi_1\right)}{M} - p\left(\lambda_\beta+\pi_2\right)f\left(s_\beta\right) -$$

$$-\tilde{p}\left(\lambda_\gamma+\pi_3\right)\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) - \tilde{p}\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right), \qquad (5.1.17)$$

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left(1+k_Q^*\right)\left[Mq\left(s_\alpha\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)\right] -$$

$$-pq\left(s_\alpha\right) - \frac{Nd_N\left(1+\pi_1\right)}{M} - p\left(\lambda_\beta+\pi_2\right)f\left(s_\beta\right) -$$

$$-\left[\lambda^*\left(\lambda_\gamma+\pi_3\right) + \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\right]\lambda\tilde{p}f\left(s_\beta\right) \qquad (5.1.18)$$

та

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left(1+k_Q^*\right)\left[Mq\left(s_\alpha\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)\right] - pq\left(s_\alpha\right) -$$

$$-\left[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right) + \tilde{p}\mu_\gamma\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) + \tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right)\right](1+\pi_1) -$$

$$-p\left(\lambda_\beta+\pi_2\right)f\left(s_\beta\right)-\tilde{p}\left(\lambda_\gamma+\pi_3\right)\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right)-$$

$$-\tilde{p}\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right), \qquad (5.1.19)$$

$$\frac{dz_M}{dt}=\frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left(1+k_Q^*\right)\left[Mq\left(s_\alpha\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)\right]-pq\left(s_\alpha\right)-$$

$$-\left[\left(1+\pi_1\right)\mu_\beta+\lambda_\beta+\pi_2\right]pf\left(s_\beta\right)-$$

$$-\left[\left(1+\pi_1\right)\left(\mu_\gamma+\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\right)+\lambda_\gamma+\pi_3+\right.$$

$$\left.+\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\right]\lambda^*\tilde{p}\lambda f\left(s_\beta\right). \qquad (5.1.20)$$

Зміна формалізації рівнянь динаміки (4.1.3), (5.1.2), (5.1.3), (5.1.6), (5.1.8), (5.1.10), (5.1.11) приводить до моделей (5.1.15), (4.1.24), (5.1.4), (4.1.6); (5.1.16), (4.1.24), (5.1.5), (4.1.6); (5.1.15), (4.1.24), (5.1.5), (4.1.6); (5.1.16), (4.1.24), (5.1.4), (4.1.6), які враховують задані частки γ і $\tilde{\gamma}$ заощаджень, виділених виробником односекторної економіки на первинну і вторинну утилізацію виробничих відходів та моделей (5.1.17), (4.1.24), (5.1.7), (4.1.6); (5.1.18), (4.1.24), (5.1.9), (4.1.6); (5.1.19), (4.1.24), (5.1.7), (4.1.6); (5.1.20), (4.1.24), (5.1.9), (4.1.6), які враховують задані виробником коефіцієнти λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ первинної та вторинної утилізації.

5.2. Динамічні моделі односекторної економіки у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва та контролю над неутилізованою частиною виробничих відходів

Зазначимо також, що вище під час побудови моделей еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації припускалося, що сумарний обсяг заощаджень власників виробництв і робітників є сталим. Якщо відкинути це припущення, то потрібно сформувати рівняння для зміни в часі заощаджень z_N робітника. У випадку, коли заробітна платня робітника дорівнює d_N г.о., причому, крім витрат на особисте споживання основної продукції, інших витрат у робітника немає, як і раніше рівняння для динамічної змінної z_N буде

формалізуватися у вигляді (4.2.1), хоча механізм формування зарплатні d_N може бути також дещо іншим.

Припущення про те, що зарплатня робітника пропорційна з коефіцієнтами μ_β, μ_γ та $\mu_{\tilde{\gamma}}$ відповідно до обсягів створеного власниками (на одне робоче місце) основного продукту, утилізації забруднення під час випуску основного продукту та утилізації забруднення, створеного під час первинної утилізації означає, що зарплатня окремого робітника складає $M\left[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right)+\tilde{p}\mu_\gamma\psi\left(s_\gamma\right)+\tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right)\right]/N$ г.о. Отже, у цьому випадку рівняння динаміки змінної z_N матиме вигляд

$$\frac{dz_N}{dt}=\frac{M}{N}\left(1-\pi_0\right)\left[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right)+\tilde{p}\mu_\gamma\psi\left(s_\gamma\right)+\tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right)\right]-pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right).. \qquad (5.2.1)$$

Рівняння (4.2.1) та (5.2.1) формалізують динаміку заробітної платні робітника у випадку заданих часток γ та $\tilde{\gamma}$ капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації. Доповнивши співвідношення (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.5) та співвідношення (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.5) відповідно співвідношеннями (4.2.1) та (5.2.1), отримаємо нові варіанти динамічних моделей односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення, а саме моделі (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.1) і (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (5.2.1). До цього підкласу моделей належать також моделі (5.1.15), (4.1.24), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.1) та (5.1.16), (4.1.24), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (5.2.1). Якщо взяти до уваги умови (5.1.1), то зазначені моделі також можна модифікувати, внісши у відповідні рівняння незначні корективи.

Інший підхід до побудови моделей динаміки односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва пов’язаний із припущенням про задані частки (коефіцієнти) λ^* та $\tilde{\lambda}^*$ первинної та вторинної утилізації. Тоді також можливі різні варіанти формалізації моделей. Зазначимо, що аналогом рівняння (5.2.1) буде рівняння

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}(1-\pi_0)\Big[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right) + \tilde{p}\mu_\gamma \lambda^* \varphi\left(s_\beta\right) +$$

$$+\tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}} \tilde{\lambda}^* \tilde{\lambda} \lambda^* \varphi\left(s_\beta\right)\Big] - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right) \qquad (5.2.2)$$

або (при $\varphi(s_\beta) = \lambda f(s_\beta)$) рівняння

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}(1-\pi_0)\Big[p\mu_\beta + \tilde{p}\mu_\gamma \lambda^* \lambda + \tilde{p}\mu_{\tilde{\gamma}} \tilde{\lambda}^* \tilde{\lambda} \lambda^* \lambda\Big] f\left(s_\beta\right) - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right), \qquad (5.2.3)$$

де коефіцієнти λ, $\tilde{\lambda}$, λ^*, $\tilde{\lambda}^*$ визначені раніше. Тоді з урахуванням останніх співвідношень приходимо до сукупності співвідношень (5.1.6), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (5.2.2), (4.2.5) та (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (5.2.3), (4.2.5), які уже формалізують динамічні моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення у випадку змінних сумарних заощаджень учасників виробництва та заданих часток (коефіцієнтів) λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ обсягів утилізації виробничих відходів, створених під час первинної і вторинної утилізації. Замінивши (4.1.3), (5.1.6), (5.1.8) відповідно на (4.1.24), (5.1.17), (5.1.18), отримаємо також моделі (5.1.17), (4.1.24), (5.1.7), (4.1.6), (5.2.2), (4.2.5) та (5.1.18), (4.1.24), (5.1.9), (4.1.6), (5.2.3), (4.2.5).

Підкреслимо, що багатоваріантність динамічної моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення важлива у сенсі її практичного застосування, оскільки різні ситуації на практиці відповідають різним припущенням щодо побудови цієї моделі.

У пункті 4.2 уже йшлося про те, що зазвичай частина виробничих відходів залишається неутилізованою, тому попадає у навколишнє середовище. Причин для цього може бути чимало, здебільшого об’єктивних, які унеможливлюють утилізацію всього виробничого забруднення, однак не з причинами, а з наслідками таких ситуацій приходиться зустрічатись на практиці усьому суспільству, оскільки неутилізоване забруднення погіршує стан навколишнього середовища та нашого у ньому співіснування. У зв’язку з цим важливе значення має контроль над забрудненням навколишнього середовища неутилізованою частиною створеного виробничого забруднення.

Користуючись прийнятими раніше позначеннями (ζ – обсяг забруднення навколишнього середовища неутилізованими виробничими відходами, μ – коефіцієнт природного спаду забруднення), змоделюємо відповідні рівняння для динамічної змінної ζ для різних припущень щодо поведінки виробника (власника), пов'язаної з утилізаційними процесами.

а) Якщо задані частки γ та $\tilde{\gamma}$ капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації, тобто $s_\gamma = \frac{\gamma z_M}{\tilde{p}}$ – спроможність первинної, а $s_{\tilde{\gamma}} = \frac{\tilde{\gamma} z_M}{\tilde{p}}$ – спроможність вторинної утилізації, то для ζ матимемо рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\varphi\left(s_\beta\right) - M\psi\left(s_\gamma\right) + M\tilde{\varphi}\left(s_\gamma\right) - M\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right) - \mu\zeta. \qquad (5.2.4)$$

При виконанні умов (5.1.1) рівняння (5.2.4) набуде вигляду

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\lambda f\left(s_\beta\right) - M\psi\left(s_\gamma\right) + M\tilde{\lambda}\psi\left(s_\gamma\right) - M\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right) - \mu\zeta =$$

$$= M\left[\lambda f\left(s_\beta\right) + \left(\tilde{\lambda} - 1\right)\psi\left(s_\gamma\right) - \tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right)\right] - \mu\zeta. \qquad (5.2.5)$$

Доповнивши запропоновані вище моделі рівнянням (5.2.4) чи (5.2.5), а також відповідною початковою умовою (4.2.8), отримаємо відповідні моделі з урахуванням контролю над забрудненням навколишнього середовища виробничими відходами. Наприклад, додавши до співвідношень (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.8) рівняння (5.2.4), а до співвідношень (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.8) – рівняння (5.2.5), матимемо відповідно моделі (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.4) та (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.5).

Можливі також інші варіанти моделей цього типу, тобто моделей, базовими припущеннями для побудови яких є припущення про сталість чи змінність сумарних заощаджень учасників виробництва та задані частки γ і $\tilde{\gamma}$ капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації.

б) Якщо при заданих сталих сумарних заощадженнях власників і робітників задані також частки (коефіцієнти) λ^* та $\tilde{\lambda}^*$ первинної та вторинної утилізації створеного виробничого забруднення під час випуску основної

агрегованої продукції та під час первинної утилізації виробничих відходів, то рівняння динаміки ζ трансформується у рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\varphi\left(s_\beta\right) - M\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) + M\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) - M\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) - \mu\zeta =$$

$$= M\left(1 - \lambda^* + \tilde{\lambda}\lambda^* - \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\right)\varphi\left(s_\beta\right) - \mu\zeta \qquad (5.2.6)$$

або у рівняння (при $\varphi\left(s_\beta\right) = \lambda f\left(s_\beta\right)$)

$$\frac{d\zeta}{dt} = M\left(1 - \lambda^* + \tilde{\lambda}\lambda^* - \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\right)\lambda f\left(s_\beta\right) - \mu\zeta\,. \qquad (5.2.7)$$

Врахувавши при формалізації моделей рівняння (5.2.6) та (5.2.7), прийдемо до варіантів моделей (5.1.6), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.6) та (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.7). Оскільки рівняння динаміки z_M, тобто рівняння (5.1.6), (5.1.8), можуть бути також формалізовані відповідно рівняннями (5.1.10), (5.1.11), то, крім вищезазначених моделей, слід розглядати і моделі (5.1.10), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.6) та (5.1.11), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.7).

в) Якщо сумарні заощадження власників і робітників (учасників виробництва) змінні, то запропоновані вище моделі потрібно доповнити рівнянням динаміки заощаджень робітника, тобто рівнянням (4.2.1) або (5.2.1). Інакше кажучи, доповнивши співвідношення (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.4) рівнянням (4.2.1), одержимо модель (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.4), (4.2.1), а доповнивши співвідношення (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.5) рівнянням (5.2.1), матимемо модель (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.5), (5.2.1). Обидві ці моделі пов’язані із ситуацією, коли задані частки капіталозабезпечення γ і $\tilde{\gamma}$ первинної і вторинної утилізації.

У тому випадку, коли використовується припущення про задані коефіцієнти λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ первинної і вторинної утилізації, сукупність співвідношень (5.1.6), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.6) та співвідношень (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.7) слід розширити рівнянням (4.2.1) і

отримати відповідно моделі (5.1.6), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.6), (4.2.1) та (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.7), (4.2.1). Аналогічно включення до співвідношень (5.1.10), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.6) та (5.1.11), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.7) рівняння (5.2.1) приводить нас до моделей (5.1.10), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.6), (5.2.1) та (5.1.11), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.7), (5.2.1), а також до інших варіантів моделей, якщо замість (5.2.1) використати рівняння (5.2.2) чи (5.2.3).

г) Як зазначалося у пункті 4.2, контроль над забрудненням навколишнього середовища включає не тільки моделювання динаміки змінної ζ, але й перевірку умови (4.2.11) (чи (4.2.12)), яка фактично дозволяє контролювати допустимі обсяги забруднення навколишнього середовища виробничими відходами, а отже, виконувати відповідні екологічні стандарти. Порушення умови (4.2.11) означає, що виробництво не є екологічним, тому потребує негайного вдосконалення, зокрема у технологічному плані та фінансовому забезпеченні процесів первинної та вторинної утилізації. Величину $\tilde{\zeta}$, яка необхідна для перевірки умови (4.2.11), у випадку первинної та вторинної утилізації виробничого забруднення, залежно від того задані частки γ і $\tilde{\gamma}$ капіталозабезпечення первинної і вторинної утилізації чи частки (коефіцієнти) λ^* і $\tilde{\lambda}^*$ обсягів утилізації виробничих відходів під час первинної та вторинної утилізації, можна обчислити відповідно за однією з формул:

$$\tilde{\zeta} = M\left[\varphi\left(s_\beta\right) - \psi\left(s_\gamma\right) + \tilde{\varphi}\left(s_\gamma\right) - \tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right)\right], \tag{5.2.8}$$

$$\tilde{\zeta} = M\left[\lambda f\left(s_\beta\right) + \left(\tilde{\lambda} - 1\right)\psi\left(s_\gamma\right) - \tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}\right)\right], \tag{5.2.9}$$

$$\tilde{\zeta} = M\left(1 - \lambda^* + \tilde{\lambda}\lambda^* - \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\right)\varphi\left(s_\beta\right), \tag{5.2.10}$$

$$\tilde{\zeta} = M\left(1 - \lambda^* + \tilde{\lambda}\lambda^* - \tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\right)\lambda f\left(s_\beta\right). \tag{5.2.11}$$

Формули (5.2.8)-(5.2.11) відповідно узгоджені з рівняннями (5.2.4)-(5.2.7) та є аналогами формул (4.2.13)-(4.2.16), які дозволяють визначити $\tilde{\zeta}$, якщо здійснюється лише первинна утилізація.

У цьому пункті необхідно також звернути увагу на те, що запропонована сукупність моделей може бути видозмінена з урахуванням співвідношень (5.1.15) – (5.1.20) та (4.1.24). Очевидно, замінивши у розглянутих вище описах моделей (4.1.3), (5.1.2), (5.1.3) відповідно на (4.1.24), (5.1.15), (5.1.16), а (5.1.6), (5.1.8), (5.1.10), (5.1.11) – на (5.1.17), (5.1.18), (5.1.19), (5.1.20), матимемо формалізації зазначених моделей у випадку припущення (4.1.19) відносно попиту на основну продукцію (ОАП) частини суспільства, яка не належить до досліджуваної виробничої підсистеми односекторної економіки.

Як і в попередньому розділі, класифікувати запропоновані у пунктах 5.1 і 5.2 моделі є зміст за «екологічними» параметрами γ, $\tilde{\gamma}$, λ^*, $\tilde{\lambda}^*$ та змінною ζ. Введемо позначення M_{12} – клас моделей односекторної економіки із первинною і вторинною утилізацією виробничого забруднення (перший індекс вказує на те, що економіка односекторна, а другий – на те, що в цій економіці здійснюється як первинна, так і вторинна утилізація); $\bar{M}_{12}$ та $\tilde{M}_{12}$ – підкласи моделей із M_{12}, для яких прийнято відповідно припущення про сталі та змінні сумарні заощадження власників виробництв і робітників; $\bar{M}_{12}[\gamma,\tilde{\gamma}]$, $\bar{M}_{12}\left[\lambda^*,\tilde{\lambda}^*\right]$ і $\bar{M}_{12}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^*\right),\zeta\right]$ – підкласи моделей $\bar{M}_{12}$ із вказаними у квадратних дужках «екологічними» параметрами первинної утилізації, вторинної утилізації та змінної забруднення ζ (запис $\gamma\left(\lambda^*\right)$ та $\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^*\right)$ відображає можливість вибору одного із параметрів – γ або λ^* і $\tilde{\gamma}$ або $\tilde{\lambda}^*$). Аналогічну інтерпретацію мають підкласи моделей $\tilde{M}_{12}[\gamma,\tilde{\gamma}]$, $\tilde{M}_{12}\left[\lambda^*,\tilde{\lambda}^*\right]$, $\tilde{M}_{12}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^*\right),\zeta\right]$ із класу моделей $\tilde{M}_{12}$. Класифікація усіх цих моделей відображена на рис. 5.2.1. Представники усіх підкласів моделей M_{12} описані вище у пунктах 5.1 та 5.2. Наприклад, $\bar{M}_{12}[\gamma,\tilde{\gamma}]$ представлений моделлю (5.1.16), (4.1.24), (5.1.4), (4.1.6), $\bar{M}_{12}\left[\lambda^*,\tilde{\lambda}^*\right]$ – моделлю (5.1.20), (4.1.24), (5.1.9), (4.1.6), $\bar{M}_{12}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^*\right),\zeta\right]$ – моделлю (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (4.2.8), (5.2.7), $\tilde{M}_{12}[\gamma,\tilde{\gamma}]$ – моделлю (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5),

(4.1.6), (4.2.5), (5.2.1), $\tilde{M}_{12}\left[\lambda^*,\tilde{\lambda}^*\right]$ – моделлю (5.1.8), (4.1.3), (5.1.9), (4.1.6), (5.2.3), (4.2.5), $\tilde{M}_{12}\left[\gamma\left(\lambda^*\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^*\right),\zeta\right]$ – моделлю (5.1.10), (4.1.3), (5.1.7), (4.1.6), (4.2.5), (4.2.8), (5.2.6), (5.2.1). Зрозуміло, що кожний із цих підкласів включає значно більшу кількість моделей.

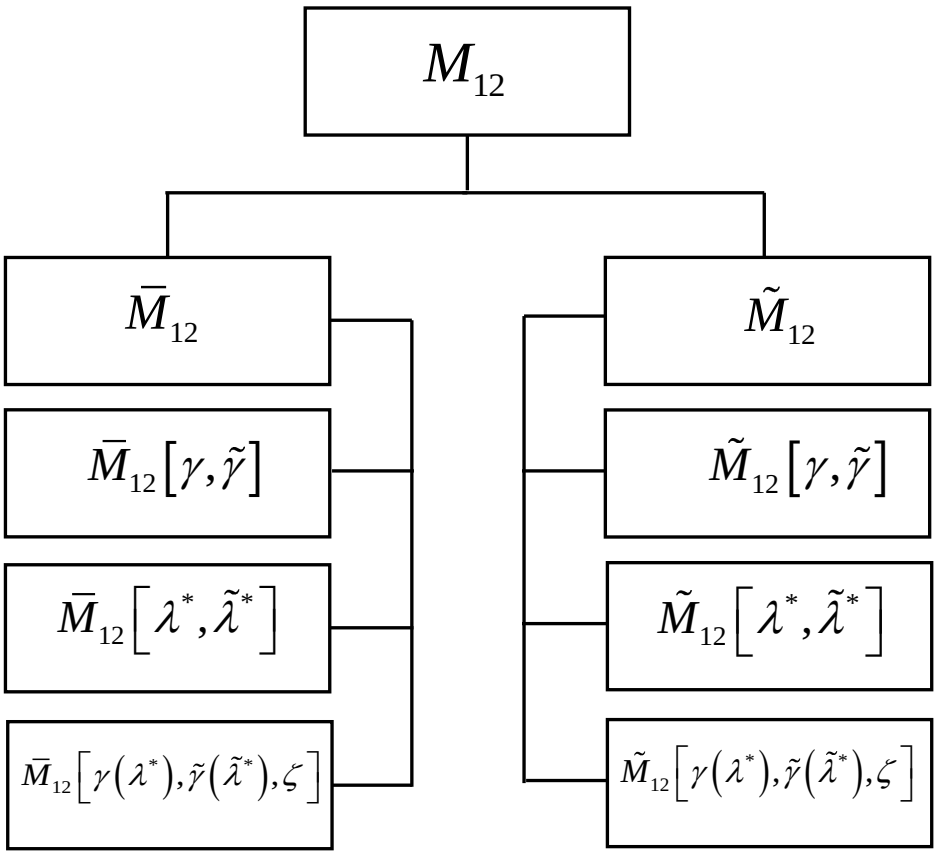


Рис. 5.2.1. Класифікація моделей односекторної економіки із первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення

Як у теоретичному, так і у прикладному сенсі розроблені у пунктах 5.1, 5.2 моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення мають принципово важливе значення, оскільки ці моделі відображають прагнення суспільства досягти максимального рівня утилізації виробничих решток і очищення від них довкілля.

Сама по собі вторинна утилізація ще не означає, що все створене забруднення буде ліквідовано, однак вона все-таки забезпечує значно якісніший

кінцевий результат. В ідеалі k-кратна утилізація $(k \geq 2)$ наближає нас до результатів, які можна отримати при так званих безвідходних виробничих технологіях. Саме такий шлях у певному розумінні узгоджується з принципами так званого сталого або стійкого розвитку економіки.

5.3. Моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення у допоміжному секторі

Запропоновані у попередніх пунктах моделі з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення стосувалися односекторної економіки, тобто економіки, у якій створення основного (агрегованого) продукту та знешкодження виробничих решток відбувається у рамках одного сектора (одного агрегованого виробництва), причому одними і тими ж власниками та робітниками. Ще одна особливість досліджуваної односекторної економіки була у тому, що обсяги попиту на утилізацію забруднення, пропозиції та утилізації такого забруднення для самого виробника у більшості випадків могли збігатися між собою, тобто були однаковими. Таке припущення для односекторної економіки було цілком природним, оскільки пропозицію, попит і саму утилізацію забруднення тут часто формує і здійснює один і той самий суб’єкт. Крім того, цей суб’єкт займається утилізацією лише виробничого забруднення, яке було ним створене, що власне кажучи суттєво відрізняє у цьому плані односекторну економіку від двосекторної, у якій сектор II може займатися утилізацією не тільки виробничого забруднення. Далі будемо досліджувати двосекторну економіку (як і у пунктах 4.3, 4.4), у якій функції випуску основної продукції та утилізації виробничих і інших екологічно шкідливих решток чітко розділені між двома секторами, а саме секторами I (основне виробництво) та II (допоміжне виробництво або утилізаційне виробництво).

Щоб побудувати концептуальну модель виробництва ОАП, створення виробничого забруднення та утилізації загального забруднення (виробничого й невиробничого) у двосекторній економіці, потрібно зображену на рис. 4.3.1 схему доповнити блоками ВУЗ (вторинної утилізації забруднення) та

виробничого забруднення (ВЗ), що може появитися також після вторинної утилізації. Така схема зображена на рис. 5.3.1. Суцільні та пунктирні стрілки на цьому рисунку також призначені для відображення реальних та фіктивних потоків забруднення. Наприклад, якщо первинна утилізація (у секторі II) продуктів забруднення (виробничого забруднення сектора I та іншого забруднення невиробничого характеру або НЗ) безвідходна, тобто після неї уже немає забруднення довкілля, то ця ситуація проілюстрована пунктирною стрілкою, яка виходить із блоку ПУЗ і входить у блок ЗД. У протилежному випадку, коли виробничі відходи після первинної утилізації все-таки є, вони повинні утилізуватися. Якщо весь обсяг цих відходів відправляється на вторинну утилізацію (ВУЗ), то це означає, що суцільна стрілка виходить із блоку ПУЗ і входить до блоку ВЗ, а потім до блоку ВУЗ, але при цьому блоки ВЗ та ЗД з'єднані пунктирною стрілкою (після первинної утилізації немає викидів відходів у довкілля). Але, якщо на вторинну утилізацію відправлено лише частину забруднювачів, то із блоку ВЗ виходить дві суцільні стрілки, одна з яких входить до блоку ВУЗ, а інша – до блоку ЗД. Очевидно, що вторинна утилізація у загальному випадку не гарантує повного знешкодження продуктів забруднення та їх невипуску, тому блоки ВУЗ, ВЗ і ЗД також з'єднані відповідними суцільними та пунктирними стрілками. Аналогічно інтерпретуються інші потоки забруднення на рис. 5.3.1.

Підкреслимо також, що зображені на рис. 4.3.1 і рис. 5.3.1 схеми (концептуальні моделі) нескладно розширити на більш загальні випадки щодо утилізації забруднення k разів $(k > 2)$, що дозволяють сучасні технології.

Зберігаючи прийняті у пунктах 4.3, 4.4 позначення та основні концептуальні припущення, розширимо описані там моделі, припустивши наявність вторинної утилізації, яка реалізується у секторі II.

Звичайно йдеться не лише про утилізацію виробничого забруднення, однак тут потрібно дещо уточнити. По-перше, слід визначитись з тим, хто буде оплачувати вторинну утилізацію (хто має попит на ПЧД як продукт первинної утилізації), адже за технології утилізації повністю несе відповідальність сектор

II, а значить він, як винуватець уже вторинного забруднення (воно появляється у процесі первинної утилізації), на перший погляд повинен самостійно фінансувати вторинну утилізацію і власне займатися нею, але в умовах критичного рівня забруднення та екологічної кризи у цілому таке фінансування може також здійснюватися сумісно із сектором I та іншими суб'єктами економіки і суспільства. Конкретизуємо ці два підходи щодо фінансування вторинної утилізації.

1. Первинна утилізація сектора II є його основною діяльністю, але продукти його виробничих відходів власне і є причиною вторинної утилізації. Залучення до вторинної утилізації сектора II з одного боку означає, що він збільшує частку β_{II} своїх заощаджень, вкладених у виробничу діяльність (тобто на утилізацію), проте у цьому випадку складно здійснити певний зовнішній контроль за діяльністю представника сектора II, тобто з'ясувати, чи насправді він збільшує частку свого капіталу на утилізаційні процеси. У зв'язку з цим з метою ефективнішого моніторингу його діяльності логічніше домагатися, щоб на вторинну утилізацію власник підприємств допоміжного виробництва окремо виділяв деяку частку γ_{II} своїх заощаджень ($0 \le \gamma_{II} \le 1$, $\alpha_{II} + \beta_{II} + \gamma_{II} \le 1$, α_{II}, $\beta_{II} \in [0,1]$ – частки заощаджень власника сектора II на особисте споживання основної продукції, свою виробничу діяльність або первинну утилізацію забруднення) або конкретизував частку λ_{II}^{*} $\left(0 \le \lambda_{II}^{*} \le 1\right)$ створеного ним під час первинної утилізації забруднення, утилізацію якого він може забезпечити (тобто конкретизував коефіцієнт вторинної утилізації). Саме ці припущення будемо надалі вважати базовими під час формалізації відповідних варіантів моделей. Отже, якщо проблема вторинної утилізації у даному випадку є лише проблемою сектора II, то його дохід залежить тільки від D_{II} (величина D_{II} конкретизована у підпункті 4.3.1), тобто від загального попиту на первинну утилізацію. Вторинна утилізація сектора II буде для нього пов'язана лише із додатковими витратами, як і у випадку односекторної економіки.

Нижче через $\bar{D}_{II}$ будемо позначати загальний обсяг попиту на утилізацію (у од. забруднення), який формує дохід сектора II. З урахуванням такого позначення у першому підході $\bar{D}_{II} = D_{II}$.

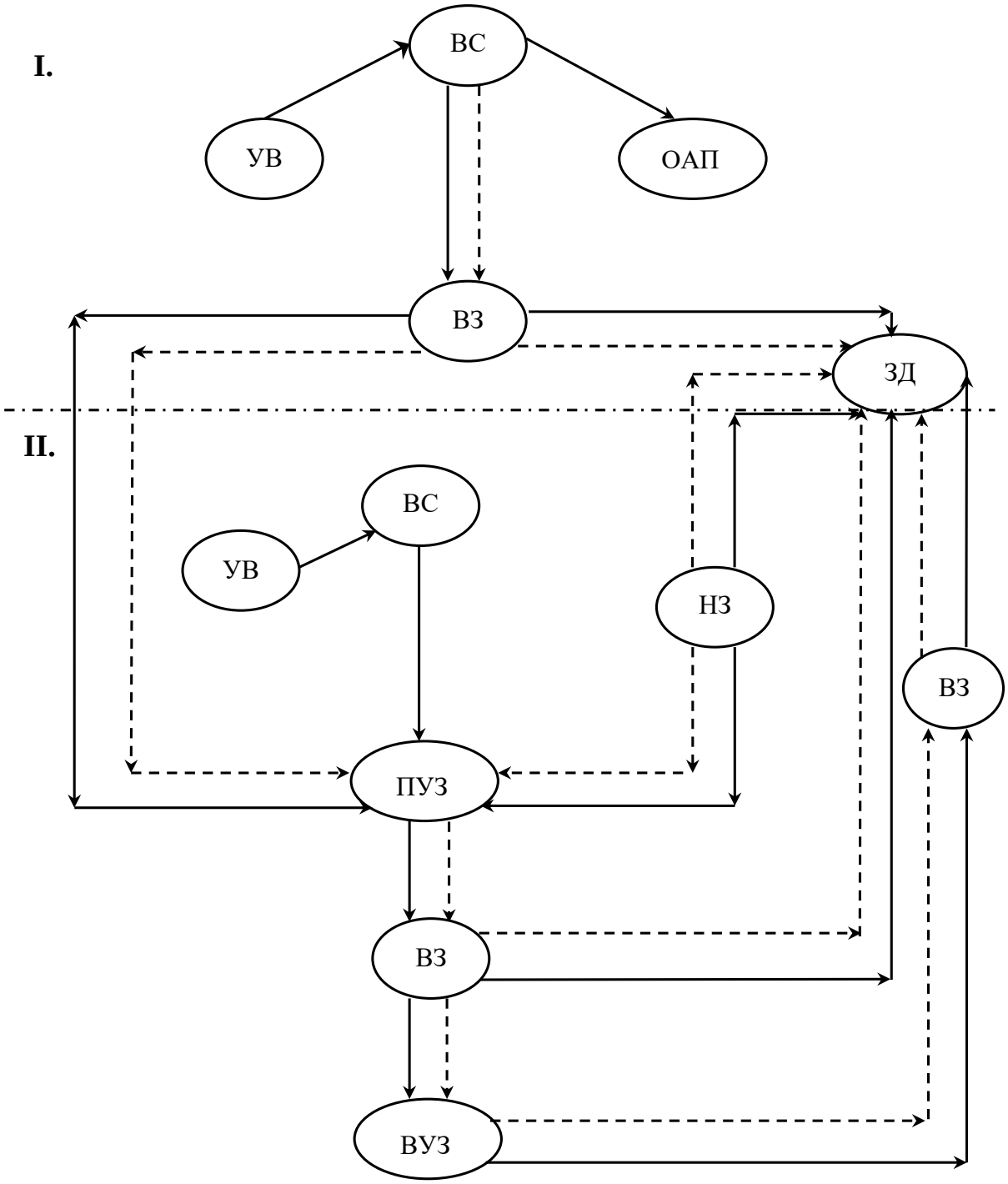


Рис. 5.3.1. Ілюстрація концептуальної моделі виробництва ОАП та первинної і вторинної утилізації забруднення у двосекторній економіці

2. Тепер розглянемо інший підхід чи варіант фінансування вторинної утилізації. Нехай сектор I, усвідомлюючи як недосконалість технологій утилізації, так і той факт, що вторинна утилізація все-таки має відношення і до ним створеного забруднення, виділяє певну частку своїх заощаджень на вторинну утилізацію. Позначимо цю частку через $\tilde{\gamma}_I$ ($0 \le \tilde{\gamma}_I \le 1$, $\alpha_I + \beta_I + \gamma_I + \tilde{\gamma}_I \le 1$, де як і раніше, α_I, β_I, $\gamma_I \in [0,1]$ – частки заощаджень власника сектора I на особисте споживання основної продукції, свою виробничу діяльність, результатом якої є ОАП та первинну утилізацію забруднення).

Крім того, як і у випадку лише первинної утилізації забруднення (пункти 4.3, 4.4), будемо вважати, що у вторинній утилізації забруднення також зацікавлені інші суб'єкти економіки та суспільства, які готові профінансувати вторинну утилізацію $\tilde{Q}^{**}$ од. забруднення. Що стосується зацікавленості у вторинній утилізації сектора I, то, виділивши частку $\tilde{\gamma}_I$ свого капіталу на вторинну утилізацію, він здатний профінансувати вторинну утилізацію

$$M_I q_{II}\left(\tilde{s}_\gamma^{(I)}\right) = M_I q_{II}\left(\frac{\tilde{\gamma}_I z_I}{p_{II}}\right)$$

од. забруднення ($\tilde{s}_\gamma^{(I)} = \dfrac{\tilde{\gamma}_I z_I}{p_{II}}$ – спроможність попиту). Отже, сумарно ці небайдужі до проблеми екологізації економіки та довкілля, суб'єкти можуть профінансувати вторинну утилізацію

$$\tilde{D}_{II} = M_I q_{II}\left(\frac{\tilde{\gamma}_I z_I}{p_{II}}\right) + \tilde{Q}^{**}$$

од. забруднення, винуватцем якого є лише сектор II. У зв'язку з цим доцільно підкреслити, що названі вище суб'єкти, які готові пожертвувати певні свої заощадження на вторинну утилізацію, не є замовниками вторинної утилізації саме відходів своєї діяльності, як у випадку первинної утилізації. Тут вони як споживачі ПЧД проявляють лише свої добрі наміри та небайдужість до проблеми утилізації забруднення та підвищення рівня екологічної безпеки навколишнього середовища. Саме заради цього вони готові частково чи навіть

повністю оплатити утилізацію забруднення, створеного сектором II у процесі первинної утилізації відходів. Вони формують додатковий попит $\tilde{D}_{II}$ на вторинну утилізацію, мотивуючи сектор II до утилізації решток його виробничої діяльності та збільшуючи своїми фінансовими вкладеннями дохід власників допоміжного виробництва і їх виробничі можливості.

У цьому випадку сумарний обсяг попиту на утилізацію (первинну та вторинну) або попиту на ПЧД, від якого залежить дохід сектора II складає $\bar{D}_{II} = D_{II} + \tilde{D}_{II}$ од. забруднення. Можливі й інші способи формування попиту на ПЧД.

У випадку вторинної утилізації сектор II, який займається утилізацією, практично діє так, як односекторна економіка, тобто сам визначає попит на вторинну утилізацію, виходячи із своїх фінансових можливостей. Обсяги попиту у даному разі реальні. Інакше кажучи, він пропонує сам собі для утилізації такий обсяг забруднення, який може утилізувати (обсяги попиту, пропозиції та утилізації у більшості випадків для нього однакові). Обсяг пропозиції ПЧД після вторинної утилізації визначається функцією вторинної утилізації.

Припускаючи, що обсяг пропозиції ПЧД після вторинної утилізації у сектора II збігається з обсягом його пропозиції тієї частини створеного забруднення, яку він спроможний утилізувати (γ_{II} – частка капіталу на ці витрати), нескладно формалізувати відповідні моделі з урахуванням первинної та вторинної утилізації забруднення. Для математичної формалізації динамічних моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією у допоміжному виробництві або секторі II також розглянемо різні базові або вихідні припущення.

5.3.1. Формалізація моделей у випадку заданих часток капіталозабезпечення утилізаційних процесів у основному та допоміжному секторах

У цьому підпункті узагальнимо результати підпункту 4.3.1 з урахуванням виділених на вторинну утилізацію забруднення часток γ_I, $\tilde{\gamma}_I$ та γ_{II} заощаджень власників підприємств секторів I та II. Вважаючи інші припущення та позначення незмінними, тобто такими, які у підпункті 4.3.1 дозволили побудувати співвідношення (4.3.1)-(4.3.8), для урахування вторинної утилізації, наприклад, для випадку 2 (у вторинній утилізації зацікавлені інші суб'єкти) потрібно лише підкоригувати деякі з цих співвідношень, а саме (4.3.3), (4.3.4), (4.3.6), (4.3.7). Очевидно, що у рівнянні (4.3.3) потрібно, крім витрат на первинну утилізацію, врахувати також витрати на вторинну утилізацію, тому поведінка динамічної змінної z_I у цьому випадку буде описуватися рівнянням

$$\begin{aligned}
\frac{dz_I}{dt} &= \frac{p_I\left(1-\pi_0\right)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)+M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)+\\
&+N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right)+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)+Q^*\Big]-\\
&-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)-\frac{N_I c_I\left(1+\pi_1\right)}{M_I}-p_I\left(\lambda_\beta^{(I)}+\pi_2\right)f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)-\\
&-p_{II}q_{II}\left(s_\gamma^{(I)}\right)-p_{II}q_{II}\left(\tilde{s}_\gamma^{(I)}\right).
\end{aligned} \tag{5.3.1}$$

Щоб формалізувати рівняння динаміки заощаджень z_{II} власника підприємств допоміжного виробництва, крім уже використаних раніше функцій економічної поведінки q_I, f_I, φ_I, q_{II}, ψ_{II} (функцій попиту на ОАП, випуску цього продукту, випуску забруднення власниками-виробниками сектора I, попиту на утилізацію забруднення, первинної утилізації забруднення власниками підприємств сектора II), введемо у розгляд також функцію φ_{II} випуску забруднення під час первинної утилізації та функцію $\tilde{\psi}_{II}$ вторинної утилізації забруднення, яке є виробничими відходами процесу первинної утилізації. Уточнимо аргументи нововведених функцій φ_{II} та $\tilde{\psi}_{II}$. За аналогією

з попередніми припущеннями стосовно аргументів функцій φ_I та ψ_{II} будемо вважати, що аргументом функції φ_{II} (як і функції ψ_{II}) є $s_\beta^{(II)} = \left(\beta_{II} z_{II}\right) / p_{II}$, а функції $\tilde{\psi}_{II}$ – спроможність або капіталозабезпечення вторинної утилізації $s_\gamma^{(II)} = \left(\gamma_{II} z_{II}\right) / p_{II}$. Отже, з огляду на вищесказане зміна в часі заощаджень z_{II} відбувається згідно з рівнянням

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}}\left(1-\pi_0\right)\bar{D}_{II} - p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}} -$$

$$-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - p_{II}\left(\lambda_\gamma^{(II)} + \pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right), \qquad (5.3.2)$$

яке є певним розширенням рівняння (4.3.4) і у якому $\lambda_\gamma^{(II)}$ – частка витрат від вартості вторинної утилізації забруднення (або так званої доданої вартості у допоміжному виробництві), які спрямовані на внутрішні або організаційні потреби вторинної утилізації. У випадку односекторної економіки, у якій здійснюється виробництво ОАП, первинна та вторинна утилізація, як основні, так і супутні витрати (тобто повні витрати) здійснюються одним (основним) сектором (його дохід повністю залежить від основної продукції), тому моделювання цих витрат можливе у спосіб, реалізований у рівнянні (5.1.2) та його модифікаціях. Звичайно, при цьому у кожному з випадків є зміст уточнювати поняття тарифу на утилізацію, тобто конкретизувати, які витрати на утилізацію (повні чи без урахування супутних витрат, пов’язаних з виробництвом і податками) враховані у тарифі. Стосовно двосекторної економіки підкреслимо лише, що розподіл власного капіталу на всі види можливих витрат у кожному із секторів здійснюються самостійно.

Щоб уточнити рівняння динаміки тарифу p_{II} на утилізацію забруднення, потрібно розширити рівняння (4.3.6), врахувавши у ньому попит і пропозицію не тільки первинного, але й вторинного забруднення. Оскільки попит на вторинну утилізацію вимірюється величиною $\tilde{D}_{II}$ (про це йшлося раніше), а пропозиція ПЧД у результаті утилізації вторинного забруднення – величиною $M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)$, то зміна в часі тарифу p_{II} у цьому випадку моделюється рівнянням

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II} - M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) + \tilde{D}_{II} - M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right)\right]. \quad (5.3.3)$$

Якщо припустити, що $Q^{**} = k_{Q1}^{**} M_I q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I)}\right)$, $\tilde{Q}^{**} = k_{\tilde{Q}1}^{**} M_I q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right)$, де коефіцієнт $k_{\tilde{Q}1}^{**}$ аналогічний за змістом і значенням до коефіцієнта k_{Q1}^{**}, то попит на первинну та вторинну утилізацію буде конкретизований співвідношеннями

$$D_{II}^{(1)} = \left(1 + k_{Q1}^{**}\right) M_I q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I)}\right),\ \tilde{D}_{II}^{(1)} = \left(1 + k_{\tilde{Q}1}^{**}\right) M_I q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right). \quad (5.3.4)$$

З огляду на (5.3.4) рівняння (5.3.3) трансформується у рівняння

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II}^{(1)} - M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) + \tilde{D}_{II}^{(1)} - M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right)\right]. \quad (5.3.5)$$

Рівняння (5.3.5) є аналогом рівняння (4.3.7).

Отже, замінивши у моделі (4.3.1)-(4.3.6), (4.3.8) рівняння (4.3.3), (4.3.4), (4.3.6) відповідно на рівняння (5.3.1), (5.3.2), (5.3.3), отримаємо модель (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8), у якій уже враховані процеси як первинної, так і вторинної утилізації. Аналогічно, урахувавши попередні заміни та (5.3.4), від моделі (4.3.1)-(4.3.5), (4.3.7), (4.3.8) приходимо до моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.5), (4.3.8). Кожна із запропонованих моделей може бути модифікована, якщо конкретизувати спосіб формування зарплатні робітників кожного із секторів. Зокрема, припущення про пропорційну залежність зарплатні робітника від створеної власниками підприємств вартості (у допоміжному виробництві створена вартість – це вартість утилізованого забруднення) означає, що зарплатня c_I сектора I визначається за першою формулою співвідношень (4.3.9), а зарплатня c_{II} робітника сектора II – за формулою

$$c_{II} = \frac{M_{II}\mu_{II}p_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) + M_{II}\tilde{\mu}_{II}p_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right)}{N_{II}}, \quad (5.3.6)$$

де $\tilde{\mu}_{II}$ – коефіцієнт пропорційності, що відноситься до вартості утилізованого забруднення під час вторинної утилізації (коефіцієнт μ_{II} уточнений раніше). Застосування першої формули (4.3.9), формули (5.3.6) та відповідних виразів для вкладень власників кожного із секторів у фонди

заробітної платні робітників ($\mu_I p_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$ – вкладення власника сектора I, $\mu_{II} p_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)+\tilde{\mu}_{II} p_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)$ – вкладення власника сектора II) до побудованих вище моделей приводить до їх модифікацій, які мають важливе прикладне значення та аналогічні до відповідних моделей, які уже були запропоновані раніше.

5.3.2. Формалізація моделей у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації у основному та допоміжному секторах

На відміну від попереднього підпункту нижче будемо припускати, що задані не частки капіталозабезпечення утилізаційних процесів, а частки або коефіцієнти утилізації, які власне і визначають обсяги пропонованого для утилізації забруднення. У підпункті 4.3.2 уже йшлося про коефіцієнт λ_I^* $\left(0\le\lambda_I^*\le 1\right)$ утилізації забруднення, створеного у основному секторі, тобто первинного забруднення, яке передавалося сектору II для первинної утилізації.

Як і у ситуації із заданими у секторах I та II частками капіталозабезпечення процесів утилізації, тут можливі два випадки.

1. Сектор II сам займається організаційними та фінансовими питаннями вторинної утилізації (сектор I та інші суб’єкти зовнішнього щодо сектора II середовища не бажають своїми дотаціями фінансово підтримувати винуватця вторинного забруднення).

Нехай λ_{II}^* $(\lambda_{II}^*\in[0,1])-$ коефіцієнт утилізації створеного сектором II (вторинного) забруднення (цей коефіцієнт визначається сектором II). Тоді дохід сектора II, як і раніше, визначається тільки обсягами попиту (у од. забруднення) на первинну утилізацію з боку сектора I та інших суб’єктів і конкретизується у підпункті 4.3.2 величиною D_{II}^* або D_{II}^{**}. Надалі у рівняннях динаміки пропонованих моделей обсяги сумарного попиту, що визначають дохід сектора II, позначатимемо через $\bar{D}_{II}^*$ або $\bar{D}_{II}^{**}$. Тому у випадку, коли вторинна утилізація

відбувається без допомоги інших суб'єктів (держави, суспільства і ін.), $\bar{D}_{II}^{*} = D_{II}^{*}$, $\bar{D}_{II}^{**} = D_{II}^{**}$.

2. У вторинній утилізації зацікавлені інші суб'єкти суспільно-економічної системи.

Тоді, незважаючи на те, що вторинне забруднення створює сектор II, будемо вважати також, що сектор I, знаючи можливі обсяги вторинного забруднення, може також оцінити той обсяг вторинного забруднення, утилізацію якого він може профінансувати, причому такою оцінкою нехай буде коефіцієнт утилізації $\tilde{\lambda}_{I}^{*}$ $\left(0 \le \tilde{\lambda}_{I}^{*} \le 1\right)$.

Зважаючи на функції випуску забруднення $\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)$ і $\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$ у кожному із секторів, можна визначити обсяги забруднення $\varphi_{I}^{*}\left(s_{\beta}^{(I)}\right) = \lambda_{I}^{*}\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)$ та $\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) = \lambda_{II}^{*}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$, які пропонуються відповідно до первинної та вторинної утилізації і власне утилізуються. У випадку, коли виконуються умови $\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right) = \lambda_{I} f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) = \lambda_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$, де λ_{I} і λ_{II}, як і у випадку (5.1.1), є коефіцієнтами відповідного випуску забруднення у секторах I та II, відповідні обсяги забруднення формалізуються рівностями

$$\varphi_{I}^{**}\left(s_{\beta}^{(I)}\right) = \lambda_{I}^{*}\lambda_{I} f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right),$$

$$\tilde{\psi}_{II}^{**}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) = \lambda_{II}^{*}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right).$$

Отже, використовуючи раніше обґрунтоване нове припущення про поведінку сектора I та інших суб'єктів економіки та суспільства щодо додаткового фінансування вторинної утилізації, можемо констатувати, що власник (виробник) сектора I оплачує вторинну утилізацію $\tilde{\varphi}_{I}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) = \tilde{\lambda}_{I}^{*}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$ або $\tilde{\varphi}_{I}^{**}\left(s_{\beta}^{(II)}\right) = \tilde{\lambda}_{I}^{*}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$ од. забруднення.

Оскільки сектор II здійснює процес первинної утилізації не лише забруднення, створеного у секторі I, але й забруднення, створеного іншими суб'єктами економіки та суспільства, то логічно припустити, що обсяг

забруднення, вторинну утилізацію якого ці суб'єкти готові профінансувати для виробників сектора II, $\tilde{Q}_C^{**} = M_{II}\lambda_C\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) = M_{II}\lambda_C\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)$ од., де коефіцієнт $\lambda_C \in [0,1]$, причому $0 \le \tilde{\lambda}_I^* + \lambda_C \le 1$). Отже, обсяг забруднення, яке створили усі виробники сектора II, і утилізація якого додатково фінансується сектором I та іншими суб'єктами економіки і суспільства

$$\tilde{D}_{II}^* = M_{II}\left(\tilde{\lambda}_I^* + \lambda_C\right)\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)$$

або

$$\tilde{D}_{II}^{**} = M_{II}\left(\tilde{\lambda}_I^* + \lambda_C\right)\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right).$$

Інакше кажучи, у цьому випадку $\bar{D}_{II}^* = D_{II}^* + \tilde{D}_{II}^*$ і $\bar{D}_{II}^{**} = D_{II}^{**} + \tilde{D}_{II}^{**}$.

З урахуванням вищесказаного для випадку 2 (інші суб'єкти розширюють можливості сектора II щодо утилізації, у тому числі вторинної утилізації) модифікуємо модель (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8). Очевидно, що для цього потрібно здійснити деякі зміни у рівняннях (5.3.1), (5.3.2), (5.3.3), (5.3.5). Рівняння (5.3.1), (5.3.3) при цьому трансформуються у рівняння:

$$\begin{aligned}\frac{dz_I}{dt} &= \frac{p_I\left(1-\pi_0\right)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) + \\ &+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) + Q^*\Big] - \\ &- p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) - \frac{N_I c_I\left(1+\pi_1\right)}{M_I} - p_I\left(\lambda_\beta^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) - \\ &- p_{II}\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right) - p_{II}\tilde{\varphi}_I^*\left(s_\beta^{(II)}\right),\end{aligned} \tag{5.3.7}$$

$$\begin{aligned}\frac{dz_{II}}{dt} &= \frac{p_{II}\left(1-\pi_0\right)}{M_{II}}\bar{D}_{II}^* - p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}} - \\ &- p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - p_{II}\left(\lambda_\gamma^{(II)} + \pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II)}\right),\end{aligned} \tag{5.3.8}$$

$$\frac{dp_{II}}{dt} = \theta_{II}\left[D_{II}^* - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) + \tilde{D}_{II}^* - M_{II}\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II)}\right)\right]. \tag{5.3.9}$$

У свою чергу з урахуванням того, що $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)=\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)$, рівняння (5.3.7)-(5.3.9) конкретизуються відповідно у вигляді

$$\frac{dz_I}{dt}=\frac{p_I\left(1-\pi_0\right)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)+M_{II}q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)+$$
$$+N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right)+N_{II}q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)+Q^*\Big]-$$
$$-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right)-\frac{N_I c_I\left(1+\pi_1\right)}{M_I}-p_I\left(\lambda_\beta^{(I)}+\pi_2\right)f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)-$$
$$-p_{II}\varphi_I^{**}\left(s_\beta^{(I)}\right)-p_{II}\tilde{\varphi}_I^{**}\left(s_\beta^{(II)}\right), \qquad (5.3.10)$$

$$\frac{dz_{II}}{dt}=\frac{p_{II}\left(1-\pi_0\right)}{M_{II}}\bar{D}_{II}^{**}-p_I q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right)-\frac{N_{II}c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}}-$$
$$-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)}+\pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-p_{II}\left(\lambda_\gamma^{(II)}+\pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}^{**}\left(s_\beta^{(II)}\right), \qquad (5.3.11)$$

$$\frac{dp_{II}}{dt}=\theta_{II}\left[D_{II}^{**}-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)+\tilde{D}_{II}^{**}-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{**}\left(s_\beta^{(II)}\right)\right]. \qquad (5.3.12)$$

Отже, урахування коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації у двосекторній економіці приводить нас до моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.7), (5.3.8), (4.3.5), (5.3.9), (4.3.8) або моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.10), (5.3.11), (4.3.5), (5.3.12), (4.3.8). Звичайно кожна з цих моделей також може бути у той чи інший спосіб модифікована, зокрема у випадку нарахування зарплатні c_I згідно з першою формулою (4.3.9), зарплатні c_{II} згідно з формулою (5.3.6) та узгодженими з цими зарплатами вкладеннями власників підприємств секторів I, II та іншими суб’єктів, зацікавлених в утилізації виробничих і невиробничих відходів.

Зауважимо, що певні зміни у співвідношеннях запропонованих вище моделей можуть бути пов’язані і з коефіцієнтами вторинної утилізації забруднення сектора I та інших суб’єктів економіки і суспільства.

5.3.3. Формалізація моделей у випадку урахування попиту на первинну та вторинну утилізацію усіх учасників виробничих процесів

Не деталізуючи усіх можливих підходів щодо моделювання процесів первинної та вторинної утилізацію у двосекторній економіці, деякі акценти у цьому питанні все-таки необхідно зазначити. Найперше це стосується величин Q^*, Q^{**} та $\tilde{Q}^{**}$. Як і раніше, є сенс припускати, що величина попиту $Q^* \equiv Q_{II}^*$ на ОАП зв'язана із сумарним попитом на основну продукцію усіх виробників і робітників двосекторної економіки лінійною залежністю з деяким коефіцієнтом k_{Q2}^*, тобто залежністю (4.3.20). Припущення відносно значень Q^{**} та $\tilde{Q}^{**}$ також логічно пов'язати із принципом формування попиту на ПЧД у випадку первинної та вторинної утилізації. У запропонованих у підпунктах 5.3.1 та 5.3.2 моделях цей попит формували виробники сектора I та інша частина суспільства, яка безпосередньо у виробничих процесах економіки не задіяна. Тому у цій ситуації доцільно припускати, що попит на ПЧД зазначеної частини суспільства зв'язаний певною функціональною, зокрема лінійною залежністю з попитом на ПЧД виробників сектора I, що власне і було зроблено та використано у співвідношеннях (5.3.4). Крім того, вище також уже йшлося про коефіцієнт λ_C вторинної утилізації забруднення як коефіцієнт попиту на ПЧД у випадку вторинної утилізації.

Однак, є й інший шлях обґрунтування та визначення величин Q^{**}, $\tilde{Q}^{**}$, який допустимий тоді, коли, крім вказаних суб'єктів враховується також індивідуальний попит на ПЧД (як під час первинної, так і під час вторинної утилізації) ще й власників сектора II та робітників обох секторів. У випадку попиту на первинну утилізацію у пункті 4.3 відносно Q^{**} уже розглядалися припущення (4.3.23), (4.3.27), (4.3.28). Зрозуміло, що аналогічні припущення можливі і у випадку вторинної утилізації. Якщо $\alpha_{II,2}^*$ та $\tilde{\alpha}_{I,2}^*$, $\tilde{\alpha}_{II,2}^*$ – частки заощаджень власника виробництва сектора II та робітників секторів I, II, які вони виділяють на вторинну утилізацію $\left(0 \le \alpha_{II,2}^*,\ \tilde{\alpha}_{I,2}^*,\ \tilde{\alpha}_{II,2}^* \le 1,\right.$

$0 \le s_{\alpha}^{(II)} + s_{\beta}^{(II)} + s_{\gamma}^{(II)} + \alpha_{II,2}^{*} \le 1, \quad 0 \le \tilde{\alpha}_{I} + \tilde{\alpha}_{I}^{*} + \tilde{\alpha}_{I,2}^{*} \le 1, \quad 0 \le \tilde{\alpha}_{II} + \tilde{\alpha}_{II}^{*} + \tilde{\alpha}_{II,2}^{*} \le 1\Big)$, то спроможності їх попитів на ПЧД під час вторинної утилізації будуть такими – $s_{\alpha,2}^{(II)*} = \left(\alpha_{II,2}^{*} z_{II}\right)/p_{II}$, $s_{\tilde{\alpha},2}^{(I)*} = \left(\tilde{\alpha}_{I,2}^{*} \tilde{z}_{I}\right)/p_{II}$, $s_{\tilde{\alpha},2}^{(II)*} = \left(\tilde{\alpha}_{II,2}^{*} \tilde{z}_{II}\right)/p_{II}$. Тоді, наприклад аналогом формули (4.3.23) для $\tilde{Q}^{**}$ буде формула

$$\tilde{Q}^{**} \equiv \tilde{Q}_{II,2}^{**} = \tilde{k}_{Q3}^{**}\Big[M_{I} q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right) + M_{II} q_{II}\left(s_{\alpha,2}^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_{I} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(I)*}\right) + N_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(II)*}\right)\Big]. \qquad (5.3.13)$$

Можуть бути формалізовані також і відповідні аналоги формул (4.3.27) та (4.3.28), хоча на цьому зупинятися не будемо.

У випадку (5.3.13) сумарний попит на ПЧД як продукт вторинної утилізації

$$\tilde{D}_{II,2} = \left(1 + \tilde{k}_{Q3}^{**}\right)\Big[M_{I} q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right) + M_{II} q_{II}\left(s_{\alpha,2}^{(II)*}\right) +$$

$$+ N_{I} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(I)*}\right) + N_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(II)*}\right)\Big]. \qquad (5.3.14)$$

Урахування (4.3.20), (4.3.23), (5.3.13), (5.3.14) звичайно приводить до зміни рівнянь динаміки $\tilde{z}_{I}$, $\tilde{z}_{II}$, z_{I}, p_{I}, z_{II}, p_{II}. Рівняння для заощаджень робітників тоді набудуть вигляду

$$\frac{d\tilde{z}_{I}}{dt} = c_{I}(1-\pi_{0}) - p_{I} q_{I}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(I)*}\right), \qquad (5.3.15)$$

$$\frac{d\tilde{z}_{II}}{dt} = c_{II}(1-\pi_{0}) - p_{I} q_{I}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(II)*}\right). \qquad (5.3.16)$$

Рівняння динаміки ціни на ОАП уже формалізовано у (4.3.22), а рівняння динаміки змінних z_{I}, z_{II}, p_{II} будуть такими:

$$\frac{dz_{I}}{dt} = \frac{p_{I}(1-\pi_{0})}{M_{I}}\left(1 + k_{Q2}^{*}\right)\Big[M_{I} q_{I}\left(s_{\alpha}^{(I)}\right) + M_{II} q_{I}\left(s_{\alpha}^{(II)}\right) + N_{I} q_{I}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) +$$

$$+ N_{II} q_{I}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big] - p_{I} q_{I}\left(s_{\alpha}^{(I)}\right) - \frac{N_{I} c_{I}(1+\pi_{1})}{M_{I}} -$$

$$- p_{I}\left(\lambda_{\beta}^{(I)} + \pi_{2}\right) f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I)}\right) - p_{II} q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right), \qquad (5.3.17)$$

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}}{M_{II}}\left(1-\pi_{0}\right)\bar{D}_{II,2} - p_{I} q_{I}\left(s_{\alpha}^{(II)}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\alpha}^{(II)*}\right) - p_{II} q_{II}\left(s_{\alpha,2}^{(II)*}\right) -$$

$$-\frac{N_{II}c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}}-p_{II}\left(\lambda_\beta^{(II)}+\pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-p_{II}\left(\lambda_\gamma^{(II)}+\pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right), \quad (5.3.18)$$

$$\frac{dp_{II}}{dt}=\theta_{II}\left[D_{II,2}-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)+\tilde{D}_{II,2}-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)\right], \quad (5.3.19)$$

де $D_{II,2}$ визначається за формулою (4.3.24), а $\tilde{D}_{II,2}$ за формулою (5.3.14).

Отже, у кінцевому підсумку ми отримали модель (5.3.15) – (5.3.19), (4.3.22), (4.3.8), яка вже належить іншому підкласу моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення.

5.4. Моделювання динаміки двосекторної економіки з урахуванням первинної та вторинної утилізації і контролю над забрудненням довкілля неутилізованою частиною виробничих і невиробничих відходів

Як уже було зазначено вище, двосекторна економіка займається утилізацією не тільки виробничого забруднення, але й забруднення, створеного у інший спосіб, наприклад у побуті. У зв’язку з цим контроль над неутилізованою частиною забруднення у даному випадку має дещо ширше значення, ніж у випадку з односекторною економікою. Позначивши, як і раніше, через ζ обсяг забруднення навколишнього середовища неутилізованими відходами, а через μ коефіцієнт природного спаду забруднення, змоделюємо рівняння динаміки ζ в умовах різних припущень щодо процесів первинної та вторинної утилізації.

а) Нехай власниками секторів I та II задані частки капіталозабезпечення утилізаційного виробництва, тобто частки γ_I, $\tilde{\gamma}_I$, β_{II} та γ_{II}. Тоді з урахуванням співвідношення (4.4.1) та обсягів створеного під час первинної та утилізованого під час вторинної утилізації забруднення матимемо таке рівняння для динамічної змінної ζ:

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_I\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-$$

$$-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)-\mu\zeta. \quad (5.4.1)$$

Якщо виконуються умови $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I\, f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)=\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)$, то рівняння (5.4.1) набуде вигляду

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_I\lambda_I\, f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-$$
$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)-\mu\zeta=$$
$$=M_I\lambda_I\, f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\left(\lambda_{II}-1\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-$$
$$-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right)-\mu\zeta\,. \qquad (5.4.2)$$

Розширивши сукупність співвідношень (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8) співвідношеннями (5.4.1), (4.2.8), а сукупність співвідношень (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.5), (4.3.8) співвідношеннями (5.4.2), (4.2.8), одержимо відповідно моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8), (5.4.1), (4.2.8) та (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.5), (4.3.8), (5.4.2), (4.2.8), які описують динаміку не лише заощаджень робітників і власників підприємств секторів I і II, цін на ОАП і тарифів на утилізацію забруднення, але й динаміку обсягів неутилізованої частини створених виробниками секторів I та II, а також іншими суб’єктами економіки і суспільства забруднюючих решток, які викидаються у довкілля та забруднюють його.

б) Іншим припущенням щодо утилізаційних процесів є припущення про те, що задані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації, тобто введені раніше коефіцієнти λ_I^*, $\tilde{\lambda}_I^*$, λ_C та λ_{II}^*. У цьому випадку рівняння (5.4.1) трансформується у рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_I\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-$$
$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II)}\right)-\mu\zeta\,, \qquad (5.4.3)$$

а рівняння (5.4.2) – у рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_I\lambda_I\, f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right)-$$

$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-\mu\zeta=$$

$$=M_{I}\lambda_{I}f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\left(\lambda_{II}-1\right)\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-$$

$$-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-\mu\zeta\,. \qquad (5.4.4)$$

Співвідношення (5.4.3), (5.4.4) можна уточнити з урахуванням того, що

$$\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)=\lambda_{II}^{*}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)=\lambda_{II}^{*}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)=\tilde{\psi}_{II}^{**}\left(s_{\beta}^{(II)}\right).$$

Доповнивши модель (4.3.1), (4.3.2), (5.3.7), (5.3.8), (4.3.5), (5.3.9), (4.3.8) рівнянням (5.4.3) і початковою умовою (4.2.8), а модель (4.3.1), (4.3.2), (5.3.10), (5.3.11), (4.3.5), (5.3.12), (4.3.8) – рівнянням (5.4.4) і початковою умовою (4.2.8), отримаємо моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.7), (5.3.8), (4.3.5), (5.3.9), (4.3.8), (5.4.3), (4.2.8) та (4.3.1), (4.3.2), (5.3.10), (5.3.11), (4.3.5), (5.3.12), (4.3.8), (5.4.4), (4.2.8), які враховують також динаміку неутилізованого забруднення у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації.

Зберігаючи аналогію з результатами, викладеними у попередніх пунктах даного розділу, окремо випишемо співвідношення, що характеризують лімітовані обсяги забруднення довкілля неутилізованими сектором II відходами виробничої та невиробничої діяльності суспільства. Якщо ліміт на неутилізовані обсяги забруднення позначити, як і раніше, через ζ^{*}, а самі обсяги неутилізованого забруднення через $\tilde{\zeta}$ $\left(\tilde{\zeta}\le\zeta^{*}\right)$, то з побудованих вище моделей, а точніше із рівнянь (5.4.1), (5.4.2), (5.4.3), (5.4.4), випливають такі співвідношення для $\tilde{\zeta}$:

$$\tilde{\zeta}=M_{I}\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right), \qquad (5.4.5)$$

$$\tilde{\zeta}=M_{I}\lambda_{I}f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\left(\lambda_{II}-1\right)\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right), \qquad (5.4.6)$$

$$\tilde{\zeta}=M_{I}\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right), \qquad (5.4.7)$$

$$\tilde{\zeta}=M_{I}\lambda_{I}f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\left(\lambda_{II}-1\right)\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II)}\right). \qquad (5.4.8)$$

Стосовно запропонованих моделей (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8), (5.4.1), (4.2.8); (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.5), (4.3.8), (5.4.2), (4.2.8); (4.3.1), (4.3.2), (5.3.7), (5.3.8), (4.3.5), (5.3.9), (4.3.8), (5.4.3), (4.2.8); (4.3.1), (4.3.2), (5.3.10), (5.3.11), (4.3.5), (5.3.12), (4.3.8), (5.4.4), (4.2.8) підкреслимо, що є чимало варіантів їх модифікації, наприклад, врахувавши у них перше співвідношення (4.3.9) та співвідношення (5.3.6), які конкретизують спосіб нарахування зарплатні робітникам.

Відносно величин Q^*, Q^{**} та $\tilde{Q}^{**}$, які фігурують у пропонованих тут моделях, можна зокрема притримуватися співвідношень (4.3.20) та (4.3.23), (5.3.13) та їх аналогів, що дозволяють конкретизувати ці величини через величини відповідних попитів на основну продукцію та ПЧД як продукцію первинної і вторинної утилізації. Залишаються в силі і припущення щодо Φ^{**}, які дали змогу формалізувати цю величину, наприклад співвідношенням (4.4.7), а значить і по-іншому змоделювати динаміку забруднення довкілля. Якщо у (5.4.1) використати припущення (4.4.7), то для змінної ζ отримаємо рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + k_\Phi^{**} k_{Q2}^{*}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) +$$

$$+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right)\Big] + M_{II}\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) -$$

$$- M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II)}\right) - M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II)}\right) - \mu\zeta. \qquad (5.4.9)$$

Поєднавши співвідношення (5.4.9) та (5.3.15) – (5.3.19), (4.3.22), (4.3.8), (4.2.8), одержимо модель (5.4.9), (5.3.15) – (5.3.19), (4.3.22), (4.3.8), (4.2.8), тобто модель двосекторної економіки, у якій врахована первинна та вторинна утилізація, контроль над забрудненням довкілля продуктами – забруднювачами і сумарні пропозиція (випуск) та попит на ПЧД фактично усього суспільства.

Серед інших припущень відносно Φ^{**} найперше заслуговує на увагу припущення, яке декларує лінійну залежність Φ^{**} від сумарного попиту на первинну та вторинну утилізацію або сумарного попиту на ПЧД як загальний продукт первинної та вторинної утилізації усіх учасників виробництва секторів

I та II. Враховуючи, зокрема залежність (4.4.8), тобто залежність $\Phi^{**} = k_{\Phi 1}^{**} Q_{II,1}^{**}$, де $Q_{II,1}^{**}$ знаходиться за формулою (4.3.23), логічно для випадку первинної та вторинної утилізації припустити, що

$$\Phi^{**} = \tilde{k}_{\Phi 1}^{**} \left[Q_{II,1}^{**} + \tilde{Q}_{II,2}^{**} \right], \tag{5.4.10}$$

де $\tilde{Q}_{II,2}^{**}$ обчислюється за формулою (5.3.13). Коефіцієнт $\tilde{k}_{\Phi 1}^{**}$ аналогічний до коефіцієнтів $k_{\Phi 1}^{**}, k_{\Phi 2}^{**}, k_{\Phi 3}^{**}$, які зустрічаються у формулах (4.4.8) – (4.4.10), тобто можна вважати, що $\tilde{k}_{\Phi 1}^{**} \geq 1$, оскільки обсяг створеного забруднення не може бути меншим від обсягу утилізованого забруднення. У випадку (5.4.10) аналогом рівняння (5.4.1) буде рівняння

$$\begin{aligned}
\frac{d\zeta}{dt} &= M_I \varphi_I \left(s_\beta^{(I)} \right) + \tilde{k}_{\Phi 1}^{**} \left\{ M_I \left[k_{Q3}^{**} q_{II} \left(s_\gamma^{(I)} \right) + \tilde{k}_{Q3}^{**} q_{II} \left(\tilde{s}_\gamma^{(I)} \right) \right] + \right. \\
&+ M_{II} \left[k_{Q3}^{**} q_{II} \left(s_\alpha^{(II)*} \right) + \tilde{k}_{Q3}^{**} q_{II} \left(s_{\alpha,2}^{(II)*} \right) \right] + \\
&+ N_I [k_{Q3}^{**} q_{II} (s_{\tilde{\alpha}}^{(I)*}) + \tilde{k}_{Q3}^{**} q_{II} (s_{\tilde{\alpha},2}^{(I)*})] + \\
&\left. + N_{II} \left[k_{Q3}^{**} q_{II} \left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)*} \right) + \tilde{k}_{Q3}^{**} q_{II} \left(s_{\tilde{\alpha},2}^{(II)*} \right) \right] \right\} + \\
&+ M_{II} \varphi_{II} (s_\beta^{(II)}) - M_{II} \psi_{II} (s_\beta^{(II)}) - M_{II} \tilde{\psi}_{II} (s_\gamma^{(II)}) - \mu\zeta.
\end{aligned} \tag{5.4.11}$$

Отже, урахування співвідношення (5.4.10) у рівнянні динаміки забруднення приводить до моделі (5.4.11), (5.3.15) – (5.3.19), (4.3.22), (4.3.8), (4.2.8), яка базується уже на іншому припущенні щодо Φ^{**}.

Для того, щоб підсумувати можливості та результати моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією, у певний спосіб класифікувавши формалізацію моделей залежно від «екологічних» параметрів (параметрів, які є ключовими для утилізаційних процесів і контролю над забрудненням навколишнього середовища), потрібно ввести певні позначення для загальної сукупності (класу) цих моделей та її окремих складових підсукупностей (окремих підкласів). Нехай M_{22} – загальний клас моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення, $\tilde{M}_{22}$ – підклас моделей із M_{22} («$\sim$» зверху над M_{22}

означає те саме, що й раніше, тобто той факт, що у моделях враховано рівняння динаміки заощаджень усіх учасників виробничих процесів (власників і робітників)). Усі інші сукупності моделей є відповідними підкласами із $\tilde{M}_{22}$. До них належать $\tilde{M}_{22}\left[\gamma_I, \tilde{\gamma}_I, \beta_{II}, \gamma_{II}, Q^{**}, \tilde{Q}^{**}\right]$, $\tilde{M}_{22}\left[\lambda_I^*, \tilde{\lambda}_I^*, \beta_{II}, \lambda_{II}^*, Q^{**}, \tilde{Q}^{**}\right]$, $\tilde{M}_{22}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right), \tilde{\gamma}_I\left(\tilde{\lambda}_I^*\right), \beta_{II}, \gamma_{II}\left(\lambda_{II}^*\right), Q^{**}, \tilde{Q}^{**}, \Phi^{**}, \zeta\right]$, $\tilde{M}_{22}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right), \tilde{\gamma}_I\left(\tilde{\lambda}_I^*\right), \beta_{II}, \gamma_{II}\left(\lambda_{II}^*\right), Q^{**}, \tilde{Q}^{**}, \alpha^{(22)}, \Phi^{**}, \zeta\right]$, де через $\alpha^{(22)}$ позначено сукупність параметрів $\tilde{\alpha}_I^*, \tilde{\alpha}_{II}^*, \alpha_{II}^*, \tilde{\alpha}_{I,2}^*, \tilde{\alpha}_{II,2}^*, \alpha_{II,2}^*$. «Екологічні» параметри у прийнятих позначеннях підкласів моделей вказані у квадратних дужках. При цьому позначення типу $\gamma_I(\lambda_I^*)$ означає, що можливий один із параметрів (γ_I або λ_I^*). У межах зазначених підкласів класифікацію моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення продемонстровано на рис. 5.4.1.

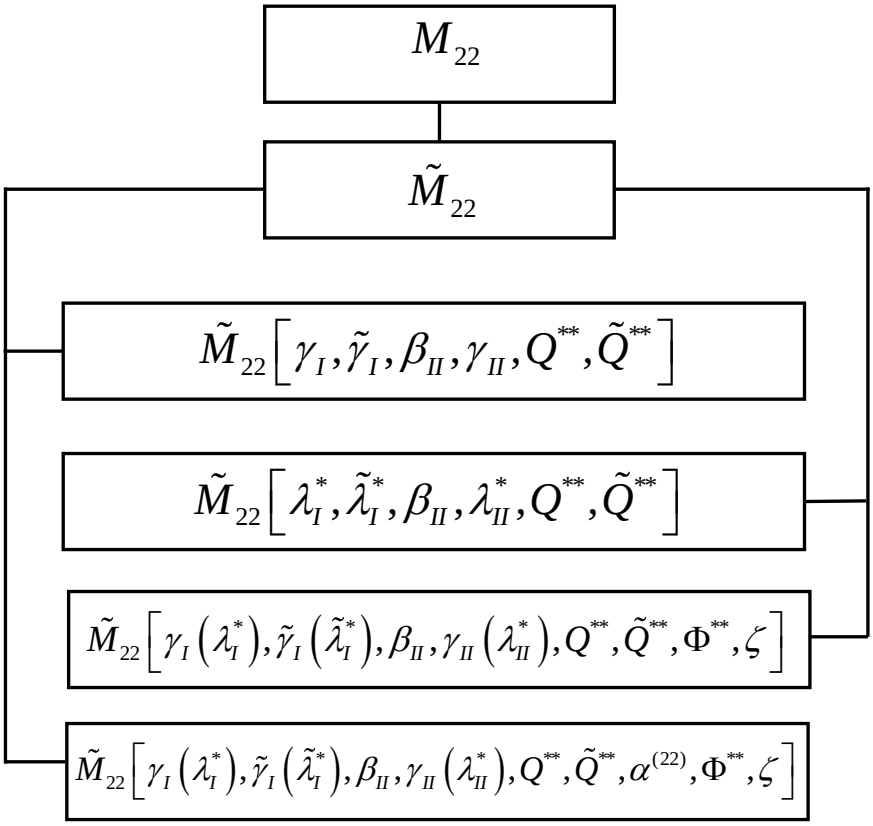


Рис. 5.4.1. Класифікація моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення

Завершуючи викладення основних результатів пунктів 5.3, 5.4, підкреслимо їх теоретичну та прикладну значущість як інструментарію дослідження загальної динаміки еколого-економічних систем.

5.5. Модифікації динамічних моделей процесів еколого-економічного виробництва у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення

Запропоновані раніше у розділах 4 та 5 моделі як односекторної, так і двосекторної економіки опиралися на цілком природне припущення про те, що тарифи на первинну та вторинну утилізацію збігаються. Очевидно, що у багатьох реальних ситуаціях таке припущення є адекватним, тобто має місце, тому його використання як під час розробки моделей динаміки еколого-економічних систем, так і під час їх апробації та впровадження не викликає заперечень. Тим більше, що пропоновані моделі відтворюють так звану «усереднену» чи «агреговану» поведінку досліджуваних систем, яка у періоди стабілізації зазвичай є малочутливою до незначних впливів ендогенних і екзогенних факторів. Однак у періоди нестабільності, коли економічна система рухається по траєкторіях переходу з одного стану в інший (стійкого в нестійкий чи навпаки) характеристики (показники) поточного стану системи реагують на зміни факторів впливу сильніше, уповільнюючи чи прискорюючи рух динамічної системи у відповідному фазовому просторі. Тарифи на утилізацію виробничих і невиробничих відходів належать до тих характеристик, які можуть суттєво впливати не тільки на процеси утилізації, але й на еколого-економічну динаміку у цілому. До того ж, у сучасному виробництві для їх як швидких, так і повільних змін існує чимало причин.

Саме ці причини зумовили формалізацію тарифів на утилізацію у побудованих раніше моделях (як і цін на основний агрегований продукт) у вигляді динамічних змінних, поведінка у часі яких залежить від ринку тарифоутворення, що є невід’ємною частиною подій та процесів, які відбуваються у ринковій економіці. Вважаючи у загальному випадку тарифи

динамічними змінними, можна припустити, що вони у певний спосіб вирівнюють питомі витрати на первинну та вторинну утилізацію, тому припущення про однакові тарифи на знищення екологічно небезпечних решток виробничого і невиробничого характеру під час первинної та вторинної утилізації має сенс. З іншого боку, це припущення не може бути універсальним, тобто немає і не може бути достатньо підстав вважати тарифи на первинну та вторинну утилізацію однаковими. Справді, по-перше, виробничі відходи, що є результатом процесів виробництва основної матеріальної продукції та процесів утилізації, часто мають різну фізичну природу, що вимагає для їх ліквідації різних технологій переробки та засобів виробництва, а, по-друге, виробничі цикли або часові періоди їх утилізації можуть також бути різними, що неодмінно пов'язано з різними матеріальними, фінансовими і навіть інтелектуальними витратами. Отже, є необхідність у розробці моделей динаміки еколого-економічних систем з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію.

5.5.1. Моделювання динаміки односекторної економіки з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію виробничого забруднення

1. Випадок заданих сталих сумарних заощаджень учасників виробництва та часток капіталозабезпечення первинної і вторинної утилізації.

З метою модифікації моделей, запропонованих у підпункті 5.1.1, а саме моделей (5.1.2), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6); (5.1.3), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6); (5.1.2), (4.1.3), (5.1.5), (4.1.6); (5.1.3), (4.1.3), (5.1.4), (4.1.6), позначимо через $\tilde{p}^{(1)}$ та $\tilde{p}^{(2)}$ відповідно тарифи на первинну та вторинну утилізацію виробничого забруднення, яку односекторна економіка здійснює самостійно. Тоді утилізаційна спроможність власника підприємств під час первинної утилізації складе $s_{\gamma}^{(1)} = \dfrac{\gamma z_M}{\tilde{p}^{(1)}}$, а під час вторинної утилізації – $s_{\tilde{\gamma}}^{(2)} = \dfrac{\tilde{\gamma} z_M}{\tilde{p}^{(2)}}$ од. забруднення. Оскільки ці спроможності є аргументами функцій первинної утилізації ψ,

випуску забруднення у процесі первинної утилізації $\tilde{\varphi}$ та вторинної утилізації $\tilde{\psi}$, тобто $\psi = \psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)$, $\tilde{\varphi} = \tilde{\varphi}\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)$ та $\tilde{\psi} = \tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)$, то це приводить до відповідних змін співвідношень (5.1.2) і (5.1.3). Ці співвідношення конкретизуються відповідно так:

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left[Mq(s_{\alpha}) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] -$$
$$-pq(s_{\alpha}) - \frac{Nd_N\left(1+\pi_1\right)}{M} -$$
$$-p\left(\lambda_{\beta} + \pi_2\right) f(s_{\beta}) - \tilde{p}^{(1)}\left(\lambda_{\gamma} + \pi_3\right)\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) -$$
$$-\tilde{p}^{(2)}\left(\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3\right)\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right), \tag{5.5.1}$$

$$\frac{dz_M}{dt} = \frac{p(1-\pi_0)}{M}\left[Mq(s_{\alpha}) + Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right] - pq(s_{\alpha}) -$$
$$-\left[p\mu_{\beta} f(s_{\beta}) + \tilde{p}^{(1)}\mu_{\gamma}\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)\right](1+\pi_1) -$$
$$-p(\lambda_{\beta} + \pi_2) f(s_{\beta}) - \tilde{p}^{(1)}(\lambda_{\gamma} + \pi_3)\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) - \tilde{p}^{(2)}(\lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3)\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right) =$$
$$= \frac{p(1-\pi_0)\left[Nq(s_{\tilde{\alpha}}) + Q^*\right]}{M} - p\pi_0 q(s_{\alpha}) -$$
$$-\left[(1+\pi_1)\mu_{\beta} + \lambda_{\beta} + \pi_2\right] pf(s_{\beta}) -$$
$$-\left[(1+\pi_1)\mu_{\gamma} + \lambda_{\gamma} + \pi_3\right]\tilde{p}^{(1)}\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) -$$
$$-\left[(1+\pi_1)\mu_{\tilde{\gamma}} + \lambda_{\tilde{\gamma}} + \pi_3\right]\tilde{p}^{(2)}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right). \tag{5.5.2}$$

Перехід від (5.5.1) до (5.5.2) (аналогічно як і раніше від (5.1.2) до (5.1.3)) пов’язаний з припущенням про те, що видатки виробника на зарплатню робітників становлять $\left[p\mu_{\beta} f(s_{\beta}) + \tilde{p}^{(1)}\mu_{\gamma}\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)\right]$ г.о.

Далі, враховуючи, що $\tilde{p}^{(1)}$ та $\tilde{p}^{(2)}$ – дві різні динамічні змінні, змоделюємо рівняння їх динаміки. Оскільки зміна кожної з них у часі залежить від різниці між відповідними попитами на їх утилізацію (попитами на ПЧД) та

пропозиціями утилізованих виробничих відходів (пропозиціями ПЧД) під час первинної та вторинної утилізації, то ці рівняння набудуть вигляду

$$\frac{d\tilde{p}^{(1)}}{dt} = \theta_{\gamma}^{(1)}\left[M\tilde{q}(s_{\beta}) - M\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)\right], \tag{5.5.3}$$

$$\frac{d\tilde{p}^{(2)}}{dt} = \theta_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\left[M\tilde{q}^{*}\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) - M\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)\right], \tag{5.5.4}$$

де $\theta_{\gamma}^{(1)}$ та $\theta_{\gamma}^{(2)}$ – сталі коефіцієнти регулювання тарифу на первинну і вторинну утилізацію.

Якщо у рівняннях (5.5.3), (5.5.4) врахувати вигляд функціональних залежностей для функцій попиту на первинну та вторинну утилізацію у односекторній економіці, то отримаємо рівняння

$$\frac{d\tilde{p}^{(1)}}{dt} = \theta_{\gamma}^{(1)}\left[M\tilde{k}_{q}\varphi(s_{\beta}) - M\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)\right], \tag{5.5.5}$$

$$\frac{d\tilde{p}^{(2)}}{dt} = \theta_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\left[M\tilde{k}_{q}^{*}\tilde{\varphi}\left(s_{\gamma}^{(1)}\right) - M\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)\right]. \tag{5.5.6}$$

Доповнивши одержані рівняння (5.5.1)-(5.5.6) рівнянням (4.1.3) та початковими умовами

$$z_{M}(t_{0}) = z_{M}^{(0)},\ p(t_{0}) = p^{(0)},\ \tilde{p}^{(1)}(t_{0}) = \tilde{p}^{(1,0)},\ \tilde{p}^{(2)}(t_{0}) = \tilde{p}^{(2,0)}, \tag{5.5.7}$$

матимемо варіанти моделей (5.5.1), (4.1.3), (5.5.3), (5.5.4), (5.5.7); (5.5.2), (4.1.3), (5.5.5), (5.5.6), (5.5.7); (5.5.1), (4.1.3), (5.5.5), (5.5.6), (5.5.7); (5.5.2), (4.1.3), (5.5.3), (5.5.4), (5.5.7). Усі ці моделі формалізуються системами чотирьох диференціальних рівнянь та відповідними початковими значеннями досліджуваних динамічних змінних і окремо описують динаміку тарифів на первинну та вторинну утилізацію.

2. Випадок сталості сумарних заощаджень учасників виробництва та заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації.

Якщо задані коефіцієнти утилізації λ^{*} та $\tilde{\lambda}^{*}$, то функції первинної утилізації, випуску забруднення під час первинної утилізації та вторинної утилізації будуть залежати від аргумента s_{β}. Інакше кажучи, від раніше

введених функцій $\psi\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)$, $\tilde{\varphi}\left(s_{\gamma}^{(1)}\right)$ та $\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)$ у даній ситуації переходимо до функцій

$$\psi^{*}(s_{\beta})=\lambda^{*}\varphi(s_{\beta})=\lambda^{*}\lambda f(s_{\beta}),$$

$$\tilde{\varphi}^{*}(s_{\beta})=\tilde{\lambda}\psi^{*}(s_{\beta})=\tilde{\lambda}\lambda^{*}\varphi(s_{\beta})=\tilde{\lambda}\lambda^{*}\lambda f(s_{\beta}),$$

$$\tilde{\psi}^{*}(s_{\beta})=\tilde{\lambda}^{*}\tilde{\varphi}^{*}(s_{\beta})=\tilde{\lambda}^{*}\tilde{\lambda}\lambda^{*}\lambda f(s_{\beta}).$$

У зв’язку з цим рівняння (5.1.6) і (5.1.8) потрібно підкоригувати з урахуванням тарифів $\tilde{p}^{(1)}$ та $\tilde{p}^{(2)}$,

$$\begin{aligned}\frac{dz_M}{dt}&=\frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left[Mq\left(s_{\alpha}\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)+Q^{*}\right]-\\&-pq\left(s_{\alpha}\right)-\frac{Nd_N\left(1+\pi_1\right)}{M}-p\left(\lambda_{\beta}+\pi_2\right)f\left(s_{\beta}\right)-\\&-\tilde{p}^{(1)}\left(\lambda_{\gamma}+\pi_3\right)\lambda^{*}\varphi\left(s_{\beta}\right)-\\&-\tilde{p}^{(2)}\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\tilde{\lambda}^{*}\tilde{\lambda}\lambda^{*}\varphi\left(s_{\beta}\right),\end{aligned}\tag{5.5.8}$$

$$\begin{aligned}\frac{dz_M}{dt}&=\frac{p\left(1-\pi_0\right)}{M}\left[Mq\left(s_{\alpha}\right)+Nq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right)+Q^{*}\right]-\\&-pq\left(s_{\alpha}\right)-\frac{Nd_N\left(1+\pi_1\right)}{M}-\\&-p\left(\lambda_{\beta}+\pi_2\right)f\left(s_{\beta}\right)-\tilde{p}^{(1)}\left(\lambda_{\gamma}+\pi_3\right)\lambda\lambda^{*}f\left(s_{\beta}\right)-\\&-\tilde{p}^{(2)}\left(\lambda_{\tilde{\gamma}}+\pi_3\right)\tilde{\lambda}^{*}\tilde{\lambda}\lambda^{*}\lambda f\left(s_{\beta}\right).\end{aligned}\tag{5.5.9}$$

Зміняться також рівняння динаміки тарифів (з урахуванням (5.1.1)). Вони будуть такими:

$$\begin{aligned}\frac{d\tilde{p}^{(1)}}{dt}&=\theta_{\gamma}^{(1)}\left[M\tilde{k}_q\varphi\left(s_{\beta}\right)-M\lambda^{*}\varphi\left(s_{\beta}\right)\right]=\\&=\theta_{\gamma}^{(1)}M\left(\tilde{k}_q-\lambda^{*}\right)\varphi\left(s_{\beta}\right)=\theta_{\gamma}^{(1)}M\left(\tilde{k}_q-\lambda^{*}\right)\lambda f\left(s_{\beta}\right),\end{aligned}\tag{5.5.10}$$

$$\begin{aligned}\frac{d\tilde{p}^{(2)}}{dt}&=\theta_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\left[M\tilde{k}_q^{*}\tilde{\varphi}^{*}\left(s_{\beta}\right)-M\tilde{\lambda}^{*}\tilde{\varphi}^{*}\left(s_{\beta}\right)\right]=\\&=\theta_{\tilde{\gamma}}^{(2)}M\left(\tilde{k}_q^{*}-\tilde{\lambda}^{*}\right)\tilde{\varphi}^{*}\left(s_{\beta}\right)=\theta_{\tilde{\gamma}}^{(2)}M\left(\tilde{k}_q^{*}-\tilde{\lambda}^{*}\right)\tilde{\lambda}\lambda^{*}\lambda f\left(s_{\beta}\right).\end{aligned}\tag{5.5.11}$$

Всі параметри у співвідношеннях (5.5.8)-(5.5.11) визначені раніше, тому не потребують окремої деталізації. Отже, у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації та різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію можна запропонувати моделі (5.5.8), (4.1.3), (5.5.10), (5.5.11), (5.5.7) та (5.5.9), (4.1.3), (5.5.10), (5.5.11), (5.5.7). Можливі також інші модифікації з огляду на багатоваріантність вихідних припущень, зокрема припущення про спосіб формування фонду заробітної платні, який формалізований у рівняннях (5.1.10), (5.1.11). Принципово важливим тут все-таки є виокремлення у цих моделях рівнянь динаміки тарифів $\tilde{p}^{(1)}$ і $\tilde{p}^{(2)}$, що дозволяє на практиці з'ясувати окремі нюанси процесів первинної та вторинної утилізації та їх впливу на зміну тарифів і інших динамічних змінних, включених у моделі. Загальне дослідження цих моделей нічим суттєво не відрізняється від раніше викладеного підходу до аналізу моделей, у яких тарифи на первинну та вторинну утилізацію були однаковими. Наприклад, дослідження стаціонарних розв'язків, що у реальній ситуації відповідають рівноважним станам еколого-економічної системи, а в кінцевому результаті – до аналізу рівняння, яке є аналогом рівняння (5.1.14), на чому власне немає потреби зупинятися.

3. Випадок змінних сумарних заощаджень учасників виробництва.

Цей випадок передбачає розширення уже запропонованих у цьому підпункті моделей за допомогою рівняння для динамічної змінної z_N, що ідентифікує заробітну платню найманого робітника, наприклад рівняння (4.2.1). Якщо вважати, що видатки на зарплатню робітників прямо пропорційні з коефіцієнтами μ_β, μ_γ та $\mu_{\tilde{\gamma}}$ відповідно до обсягів створеного власниками основного продукту, знищеного забруднення під час первинної та вторинної утилізації, то аналогом рівняння (5.2.1) буде рівняння

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left(1-\pi_0\right)\Big[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right) + \tilde{p}^{(1)}\mu_\gamma \psi\left(s_\gamma^{(1)}\right) + \\ + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)\Big] - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right). \qquad (5.5.12)$$

Рівняння (5.5.12) враховує задані частки капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації. Якщо задані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації (λ^* та $\tilde{\lambda}^*$), то, замінивши у (5.5.12) функції $\psi\left(s_\gamma^{(1)}\right)$ та $\tilde{\psi}\left(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)}\right)$ на функції $\psi^*\left(s_\beta\right)$ та $\tilde{\psi}^*\left(s_\beta\right)$, отримаємо рівняння

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left(1-\pi_0\right)\Big[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right) + \tilde{p}^{(1)}\mu_\gamma \psi^*\left(s_\beta\right) + \\ + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\psi}^*\left(s_\beta\right)\Big] - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right) \tag{5.5.13}$$

або

$$\frac{dz_N}{dt} = \frac{M}{N}\left(1-\pi_0\right)\Big[p\mu_\beta f\left(s_\beta\right) + \tilde{p}^{(1)}\mu_\gamma \lambda^*\varphi\left(s_\beta\right) + \\ + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\varphi}^*\left(s_\beta\right)\Big] - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right) = \\ = \frac{M}{N}\left(1-\pi_0\right)\Big[p\mu_\beta + \tilde{p}^{(1)}\mu_\gamma \lambda^*\lambda + \\ + \tilde{p}^{(2)}\mu_{\tilde{\gamma}}\tilde{\lambda}^*\tilde{\lambda}\lambda^*\lambda\Big] f\left(s_\beta\right) - pq\left(s_{\tilde{\alpha}}\right). \tag{5.5.14}$$

Отже, з урахуванням співвідношень (4.2.1), (5.5.12)-(5.5.14) приходимо до формалізації варіантів моделей (4.2.1), (4.1.3), (5.5.8), (5.5.10), (5.5.11), (4.2.5), (5.5.7); (4.2.1), (4.1.3), (5.5.9), (5.5.10), (5.5.11), (4.2.5), (5.5.7); (5.5.12), (4.1.3), (5.5.8), (5.5.10), (5.5.11), (4.2.5), (5.5.7); (5.5.13), (4.1.3), (5.5.8), (5.5.10), (5.5.11), (4.2.5), (5.5.7); (5.5.14), (4.1.3), (5.5.9)-(5.5.11), (4.2.5), (5.5.7). Перелік цих варіантів можна розширити. Всі ці моделі уже формалізуються системою п’яти диференціальних рівнянь, тобто рівнянь для динамічних змінних z_N, z_M, p, $\tilde{p}^{(1)}$, $\tilde{p}^{(2)}$. Наявність початкових умов (умов (4.2.5) і (5.5.7)) конкретизує єдині розв’язки моделей, а під час експериментальних досліджень з моделями – початкові стани, через які проходять фазові траєкторії досліджуваних систем.

4. Урахування у моделях рівняння динаміки забруднення довкілля неутилізованими виробничими відходами.

Описані вище у цьому пункті моделі можна також доповнити рівнянням для динамічної змінної ζ, якою позначено обсяг шкідливих викидів у

навколишнє середовище неутилізованої частини забруднення. Рівняння динаміки такого забруднення у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію також залежить від того, задані частки капіталозабезпечення чи коефіцієнти первинної та вторинної утилізації, тобто це рівняння може мати вигляд

$$\frac{d\zeta}{dt} = M[\varphi(s_\beta) - \psi(s_\gamma^{(1)}) + \tilde{\varphi}(s_\gamma^{(1)}) - \tilde{\psi}(s_{\tilde{\gamma}}^{(2)})] - \mu\zeta, \qquad (5.5.15)$$

яке є аналогом рівняння (5.2.4) або у випадку заданих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації (λ^* та $\tilde{\lambda}^*$) і раніше прийнятих припущень щодо функцій випуску та утилізації забруднення (як під час первинної, так і під час вторинної утилізації), які залежать від одного і того ж самого аргументу s_β, рівняння динаміки забруднення буде мати вигляд (5.2.6) або (5.2.7). Приєднання одного з рівнянь ((5.5.15), (5.2.6) або (5.2.7)) разом з початковою умовою (4.2.8) до відповідних варіантів запропонованих раніше моделей без урахування змінної ζ дозволить отримати нові моделі динаміки односекторної економіки з урахуванням цієї змінної. Наприклад, такими моделями є моделі (4.2.1), (4.1.3), (5.5.8), (5.5.10), (5.5.11), (4.2.5), (5.5.7), (5.5.15), (4.2.8); (5.5.14), (4.1.3), (5.5.9)-(5.5.11), (4.2.5), (5.5.7), (5.2.7), (4.2.8) і інші.

Отже, у рамках досліджуваних у роботі підходів щодо описання процесів утилізації виробничого забруднення у односекторній економіці та контролю над тією частиною забруднення, яка утворює викиди виробничих решток у навколишнє середовище, можна залежно від прийнятих вихідних положень та відповідного інформаційного забезпечення побудувати комплекс моделей односекторної економіки з різними тарифами на первинну та вторинну утилізацію. Цей комплекс формує клас моделей, який на рис. 5.5.1 позначений через M_{12}^+. Його підкласи $\bar{M}_{12}^+$ та $\tilde{M}_{12}^+$ відображають одне із базових припущень при побудові моделей односекторної економіки про задану сталу величину сумарних заощаджень власників виробництв і їх робітників, що дозволяє знайти заощадження робітників, знаючи заощадження власників, та відсутність такої умови, що передбачає моделювання рівняння динаміки заощаджень не тільки

виробника (власника), але й робітника. Позначені на рис. 5.5.1 підкласи моделей $\bar{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right)\right]$ і $\tilde{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right)\right]$ із $\bar{M}_{12}^{+}$ і $\tilde{M}_{12}^{+}$ відповідно об'єднують такі моделі, в основі яких можливості первинної та вторинної утилізації виробників представлені виділеними частками своїх заощаджень γ та $\tilde{\gamma}$ або так званими коефіцієнтами утилізації λ^{*} та $\tilde{\lambda}^{*}$, які зазначені у круглих дужках. Розширивши підкласи моделей $\bar{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right)\right]$, $\tilde{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right)\right]$ рівняннями динаміки забруднення довкілля (рівняннями для змінної ζ), спричиненого виробничими відходами, отримаємо підкласи моделей $\bar{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right),\zeta\right]$, $\tilde{M}_{12}^{+}\left[\gamma\left(\lambda^{*}\right),\tilde{\gamma}\left(\tilde{\lambda}^{*}\right),\zeta\right]$, які також проілюстровані на рис. 5.5.1.

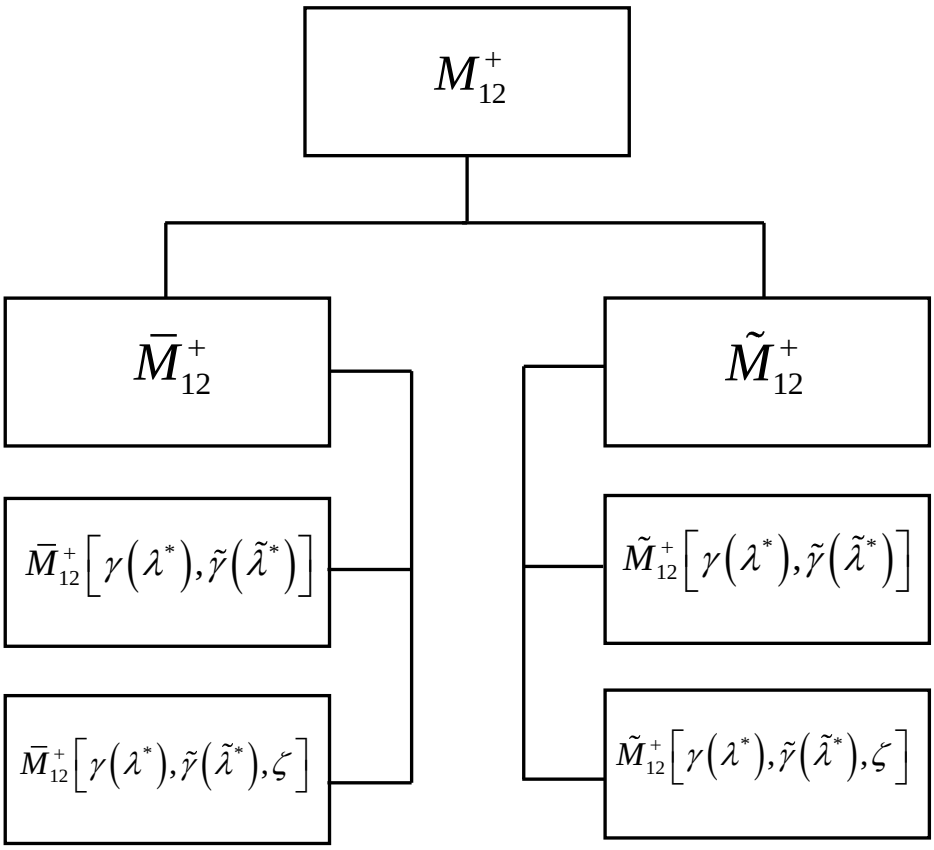


Рис. 5.5.1. Класифікація моделей односекторної економіки з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію виробничого забруднення

5.5.2. Динамічні моделі двосекторної економіки у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію виробничих і невиробничих відходів

Враховуючи, що запропоновані у пункті 5.3 моделі базувалися на різних вихідних припущеннях, логічно узагальнити ці моделі також на випадок різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію, які надалі позначимо через $p_{II}^{(1)}$ та $p_{II}^{(2)}$ відповідно. Як і для односекторної економіки, обґрунтування різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію не потребує додаткових аргументів. Причиною зміни тарифоутворення тут також можуть бути різні за фізичною природою виробничі рештки основного та допоміжного виробництв, технології їх утилізації, певні економічні інтереси власників підприємств сектора II тощо. Крім того, оскільки у секторі II переробляються також екологічно шкідливі рештки економічної та інших сфер діяльності суб'єктів суспільства, що не належать до виробників секторів I і II, причому їх залишкові продукти, які потрібно утилізувати, можуть суттєво відрізнятися від виробничих відходів, які продукують виробники основного та допоміжного виробництв, то це теж впливає на процеси тарифоутворення, а у кінцевому результаті приводить до різних тарифів. Ці та інші причини спонукають дослідників до побудови моделей з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію.

1. Задані частки капіталозабезпечення процесів утилізації у секторах I та II. Перш, ніж приступити до формалізації модифікованих моделей динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення у допоміжному секторі, уточнимо, що у випадку різних тарифів спроможність первинної та вторинної утилізації представника сектора I становитиме відповідно $s_{\gamma}^{(I,1)} = \dfrac{\gamma_I z_I}{p_{II}^{(1)}}$ та $\tilde{s}_{\gamma}^{(I,2)} = \dfrac{\tilde{\gamma}_I z_I}{p_{II}^{(2)}}$ од. забруднення. Аналогічно відбудуться зміни і у спроможностях первинної та вторинної утилізації сектора II. При цьому перша спроможність оцінюється кількістю $s_{\beta}^{(II,1)} = \dfrac{\beta_{II} z_{II}}{p_{II}^{(1)}}$ од. утилізації

забруднення, а друга – кількістю $s_{\gamma}^{(II,2)} = \dfrac{\gamma_{II} z_{II}}{p_{II}^{(2)}}$ од. утилізації забруднення. Перехід від оцінок утилізаційних спроможностей $s_{\gamma}^{(I)}$, $\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}$, $s_{\beta}^{(II)}$ і $s_{\gamma}^{(II)}$ до оцінок цих спроможностей $s_{\gamma}^{(I,1)}$, $\tilde{s}_{\gamma}^{(I,2)}$, $s_{\beta}^{(II,1)}$ і $s_{\gamma}^{(II,2)}$ змінює аргументи функції попиту q_{II} на первинну та вторинну утилізацію власника основного виробництва, первинної утилізації забруднення ψ_{II} власником допоміжного виробництва, функції випуску забруднення φ_{II} під час первинної утилізації та функції вторинної утилізації забруднення $\tilde{\psi}_{II}$ тим же власником допоміжного виробництва. Отже, $q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I)}\right)$, $q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I)}\right)$, $\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II)}\right)$ і $\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II)}\right)$ потрібно у модифікованих співвідношеннях замінити відповідно на $q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I,1)}\right)$, $q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I,2)}\right)$, $\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)$ і $\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II,2)}\right)$, а сумарні попити D_{II} та $\tilde{D}_{II}$ на первинну та вторинну утилізацію підприємств сектора I і інших суб'єктів економіки та суспільства на

$$D_{II}^{(1)} = M_I q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I,1)}\right) + Q^{**},$$

$$\tilde{D}_{II}^{(1)} = M_I q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I,2)}\right) + \tilde{Q}^{**}.$$

При цьому $D_{II}^{(I)} + \tilde{D}_{II}^{(I)} = \bar{D}_{II}^{(I)}$.

Рівняння (5.3.1)-(5.3.3) з огляду на вищесказані зміни трансформуються у рівняння

$$\begin{aligned}
\frac{dz_I}{dt} &= \frac{p_I\left(1-\pi_0\right)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_{\alpha}^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_{\alpha}^{(II)}\right) + \\
&+ N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) + Q^{*}\Big] - \\
&- p_I q_{II}\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + \frac{N_I c_I\left(1+\pi_1\right)}{M_I} - p_I\left(\lambda_{\beta}^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_{\beta}^{(I)}\right) - \\
&- p_{II}^{(1)} q_{II}\left(s_{\gamma}^{(I,1)}\right) - p_{II}^{(2)} q_{II}\left(\tilde{s}_{\gamma}^{(I,2)}\right),
\end{aligned} \tag{5.5.16}$$

$$\begin{aligned}
\frac{dz_{II}}{dt} &= \frac{p_{II}\left(1-\pi_0\right)}{M_{II}} \bar{D}_{II}^{(I)} - p_I q_{II}\left(s_{\alpha}^{(II)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}} - \\
&- p_{II}^{(1)}\left(\lambda_{\beta}^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right) - p_{II}^{(2)}\left(\lambda_{\gamma}^{(II)} + \pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II,2)}\right),
\end{aligned} \tag{5.5.17}$$

$$\frac{dp_{II}^{(1)}}{dt} = \theta_{II}^{(1)}\left[D_{II}^{(1)} - M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)\right], \tag{5.5.18}$$

$$\frac{dp_{II}^{(2)}}{dt} = \theta_{II}^{(2)}\left[\tilde{D}_{II}^{(1)} - M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II,2)}\right)\right], \tag{5.5.19}$$

де $\theta_{II}^{(1)}$ та $\theta_{II}^{(2)}$ – коефіцієнти регулювання тарифів.

Зауважимо, що введення у розгляд динамічних змінних $p_{II}^{(1)}$ і $p_{II}^{(2)}$ трансформує початкові умови (4.3.8) у співвідношення

$$\begin{cases} z_I(t_0) = z_I^{(0)},\ z_{II}(t_0) = z_{II}^{(0)},\ \tilde{z}_I(t_0) = \tilde{z}_I^{(0)}, \\ \tilde{z}_{II}(t_0) = z_{II}^{(0)},\ p_I(t_0) = p_I^{(0)}, \\ p_{II}^{(1)}(t_0) = p_{II}^{(1,0)},\ p_{II}^{(2)}(t_0) = p_{II}^{(2,0)}, \end{cases} \tag{5.5.20}$$

де всі початкові значення вважаються заданими.

Отже, від моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.3.1), (5.3.2), (4.3.5), (5.3.3), (4.3.8) у результаті відповідних перетворень ми прийшли до моделі (4.3.1), (4.3.2), (5.5.16), (5.5.17), (4.3.5), (5.5.18)-(5.5.20), у якій уже враховано різні тарифи на первинну та вторинну утилізацію.

Якщо врахувати першу рівність (4.3.9) та (5.3.6), змінивши $s_{\beta}^{(II)}$ на $s_{\beta}^{(II,1)}$, а $s_{\gamma}^{(II)}$ на $s_{\gamma}^{(II,2)}$, то одержимо нові варіанти динамічних моделей двосекторної економіки з урахуванням тарифів $p_{II}^{(1)}$, $p_{II}^{(2)}$ та власне тих припущень, які формалізовані цими співвідношеннями. Зупинятися на цьому більш детально немає сенсу, тому перейдемо до аналізу іншого підходу до формалізації аналогічних моделей з тарифами $p_{II}^{(1)}$ та $p_{II}^{(2)}$, коли відомі так звані коефіцієнти утилізації.

2. Задані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації. Як і у підпункті 5.3.2 будемо припускати, що задані коефіцієнт λ_I^* первинної утилізації (частка обсягу створеного у секторі I забруднення, яку він спроможний фінансувати), коефіцієнти вторинної утилізації $\tilde{\lambda}_I^*$, λ_C та λ_{II}^* (частки обсягу створеного у секторі II забруднення під час первинної утилізації, фінансування утилізації яких забезпечують відповідно сектор I, інші суб’єкти економіки та суспільства та у

кінцевому результаті сектор II, як безпосередній винуватець вторинного забруднення). Очевидно, що всі ці коефіцієнти є за своєю сутністю коефіцієнтами попиту на ПЧД перелічених вище суб'єктів. Оскільки обсяги виробничих відходів у секторах I і II залежать від спроможностей $s_\beta^{(I)}$ і $s_\beta^{(II,1)}$, тобто при відомих у цих секторах коефіцієнтах випуску забруднення λ_I і λ_{II} обсяги його випуску визначаються функціями випуску забруднення, а саме

$$\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right),\quad \varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right).$$

Попит виробника сектора I на первинну та вторинну утилізацію забруднення конкретизується функціями попиту

$$\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I^*\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right)=\lambda_I^*\lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right),$$

$$\tilde{\varphi}_I^*\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\tilde{\lambda}_I^*\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\tilde{\lambda}_I^*\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right).$$

Інші суб'єкти економіки та суспільства, участь яких у вторинній утилізації відображає коефіцієнт λ_C, а також сам представник сектора II здатні реалізувати вторинну утилізацію забруднення у обсягах

$$\tilde{Q}_C^{**}=\lambda_C M_{II}\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\lambda_C M_{II}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right),$$

$$\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\lambda_{II}^*\varphi\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=\lambda_{II}^*\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right).$$

Звичайно, виробники сектора II можуть не обов'язково визначати свій коефіцієнт λ_{II}^*, а задавати частку капіталозабезпечення γ_{II}, як це було прийнято раніше. Однак, надалі ми розглянемо все-таки лише варіанти формалізації рівнянь динаміки змінних z_I, z_{II}, $p_{II}^{(1)}$, $p_{II}^{(2)}$ з урахуванням уведених вище коефіцієнтів утилізації. Зазначимо, що різні тарифи на первинну та вторинну утилізацію змінюють обсяги забруднення, вторинну утилізацію якого фінансує сектор I та інші суб'єкти економіки та суспільства, тобто вони дорівнюють (у од. забруднення) у випадку заданих вище функцій випуску забруднення та попиту на його утилізацію

$$\tilde{D}_{II}^{(*,1)}=M_{II}\left(\tilde{\lambda}_I^*+\lambda_C\right)\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)=M_{II}\left(\tilde{\lambda}_I^*+\lambda_C\right)\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right).$$

Загальний обсяг забруднення, утилізацію якого забезпечує сектор I та інша частина суспільства становить $D_{II}^{**} + \tilde{D}_{II}^{(*,1)} = \bar{D}_{II}^{(*,1)}$, де D_{II}^{**} – попит на первинну утилізацію забруднення, який визначений у пункті 4.3.

Отже, після усіх зроблених вище уточнень рівняння динаміки змінних z_I, z_{II}, $p_{II}^{(1)}$, $p_{II}^{(2)}$ набудуть вигляду:

$$\frac{dz_I}{dt} = \frac{p_I\left(1-\pi_0\right)}{M_I}\Big[M_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + M_{II} q_I\left(s_\alpha^{(II)}\right) +$$
$$+N_I q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(I)}\right) + N_{II} q_I\left(s_{\tilde{\alpha}}^{(II)}\right) + Q^*\Big] -$$
$$-p_I q_I\left(s_\alpha^{(I)}\right) + \frac{N_I c_I\left(1+\pi_1\right)}{M_I} - p_I\left(\lambda_\beta^{(I)} + \pi_2\right) f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) -$$
$$-p_{II}^{(1)}\varphi_I^*\left(s_\beta^{(I)}\right) - p_{II}^{(2)}\tilde{\varphi}_I^*\left(s_\beta^{(II,1)}\right), \tag{5.5.21}$$

$$\frac{dz_{II}}{dt} = \frac{p_{II}\left(1-\pi_0\right)}{M_{II}}\bar{D}_{II}^{(*,I)} - p_I q_{II}\left(s_\alpha^{(II)}\right) - \frac{N_{II} c_{II}\left(1+\pi_1\right)}{M_{II}} -$$
$$-p_{II}^{(1)}\left(\lambda_\beta^{(II)} + \pi_3\right)\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right) - p_{II}^{(2)}\left(\lambda_\gamma^{(II)} + \pi_3\right)\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II,1)}\right), \tag{5.5.22}$$

$$\frac{dp_{II}^{(1)}}{dt} = \theta_{II}^{(1)}\left[D_{II}^{**} - M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)\right], \tag{5.5.23}$$

$$\frac{dp_{II}^{(2)}}{dt} = \theta_{II}^{(2)}\left[\tilde{D}_{II}^{(*,1)} - M_{II}\tilde{\psi}_{II}^*\left(s_\beta^{(II,1)}\right)\right]. \tag{5.5.24}$$

Очевидно, аналогом моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.16)-(5.5.20) у випадку відомих коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації буде модель (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.20)-(5.5.24), яка, як і більшість запропонованих у роботі моделей, також може бути модифікована.

Питання про те, чи потрібна така багатоваріантність моделі у випадку моделей еколого-економічної динаміки практично завжди має ствердну відповідь, оскільки різні варіанти моделей дещо відрізняються своїми параметрами, ідентифікація яких зазвичай є непростою задачею. Інакше кажучи, розробка модифікованих моделей завжди має сенс, якщо при цьому не тільки вдається уникнути принципових ускладнень, пов’язаних, наприклад з побудовою деяких функцій економічної поведінки, але й у випадку, коли можна

зменшити сукупність параметрів моделі чи полегшити їх ідентифікацію. Уведення коефіцієнтів утилізації (первинної, вторинної) інколи дозволяє досягти ефекту в обидвох цих напрямках, адже суттєво спрощує розуміння та побудову функцій випуску забруднення і його утилізації, що попутно скорочує кількість параметрів моделі та зменшує зусилля дослідників на їх ідентифікацію. Крім цього, можна вказати на ще один аргумент, який підсилює роль коефіцієнтів утилізації у розроблених моделях. Справа у тому, що ці коефіцієнти можуть бути цілком адекватними та зрозумілими для суспільства екологічними стандартами для утилізації обсягів забруднення, які дозволяють зберегти еколого-економічну рівновагу, не переходячи допустиму межу екологічних порушень виробництв і суспільства у цілому.

3. Контроль над неутилізованими рештками виробничої та невиробничої діяльності. Для того, щоб у моделях еколого-економічної динаміки відобразити також контроль над тією частиною створеного виробниками та суспільством забруднення, яка не утилізується, а отже, попадає у навколишнє середовище, потрібно врахувати у цих моделях динаміку змінної ζ, якою у даному дослідженні позначено обсяг викидів неутилізованого забруднення. З огляду на запропоновані раніше динамічні моделі двосекторної економіки це означає, що потрібно модифікувати рівняння (5.4.1)-(5.4.4), врахувавши у них різні тарифи на первинну та вторинну утилізацію.

Якщо задані частки капіталозабезпечення процесів утилізації у секторах I та II, то від рівняння (5.4.1) слід перейти до рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} + M_{II}\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right) -$$

$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right) - M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_\gamma^{(II,2)}\right) - \mu\zeta\,. \qquad (5.5.25)$$

У випадку, коли $\varphi_I\left(s_\beta^{(I)}\right) = \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right)$, $\varphi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right) = \lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right)$, від рівняння (5.4.2) переходимо до рівняння

$$\frac{d\zeta}{dt} = M_I \lambda_I f_I\left(s_\beta^{(I)}\right) + \Phi^{**} + M_{II}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_\beta^{(II,1)}\right) -$$

$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II,2)}\right)-\mu\zeta=$$

$$=M_{I}\lambda f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\left(\lambda_{II}-1\right)\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}\left(s_{\gamma}^{(II,2)}\right)-\mu\zeta. \qquad (5.5.26)$$

Якщо задані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації, то рівняння (5.5.25), (5.5.26) потрібно замінити аналогами рівнянь (5.4.3), (5.4.4), тобто відповідно рівняннями

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_{I}\varphi_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\varphi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-$$

$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-\mu\zeta, \qquad (5.5.27)$$

$$\frac{d\zeta}{dt}=M_{I}\lambda_{I}f_{I}\left(s_{\beta}^{(I)}\right)+\Phi^{**}+M_{II}\lambda_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-$$

$$-M_{II}\psi_{II}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-M_{II}\tilde{\psi}_{II}^{*}\left(s_{\beta}^{(II,1)}\right)-\mu\zeta\,. \qquad (5.5.28)$$

Звичайно співвідношення (5.5.27), (5.5.28) можуть також бути конкретизовані з урахуванням конкретизації функції вторинної утилізації $\tilde{\psi}_{II}^{*}$.

Отже, доповнивши модель (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.16)-(5.5.20) співвідношеннями (5.5.25), (4.2.8) чи (5.5.26), (4.2.8), отримаємо моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.16)-(5.5.20), (5.5.25), (4.2.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.16)-(5.5.20), (5.5.26), (4.2.8), а доповнивши модель (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.20)-(5.5.24) співвідношеннями (5.5.27), (4.2.8) чи (5.5.28), (4.2.8) матимемо моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.20)-(5.5.24), (5.5.27), (4.2.8) та (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.20)-(5.5.24), (5.5.28), (4.2.8), які, крім різних цін на первинну та вторинну утилізацію, формалізують також функцію контролю над неутилізованим забрудненням, що попадає у навколишнє середовище.

5.5.3. Деякі доповнення стосовно параметрів динамічних еколого-економічних моделей у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення

Динамічні моделі одно- та двосекторної економіки, описання яких було здійснено з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію продуктів-забруднювачів, як і аналогічні моделі з однаковим тарифом на

утилізацію цих забруднювачів на кожному з обидвох етапів утилізації, мають цілий ряд параметрів, обґрунтування яких та різноманітні припущення відносно яких були зроблені раніше. Але введення у розгляд різних тарифів вносить певні корективи у деякі з них, тому коротко зупинимося на цьому питанні.

Параметр Q^*, який включений у розглянуті вище моделі як одно- так і двосекторної економіки не змінив свого змісту та припущень щодо нього. Але у моделях односекторної економіки можливі підходи відносно його визначення були конкретизовані співвідношеннями (4.1.19)-(4.1.21), а у моделях двосекторної економіки параметр $Q^* \equiv Q_{II}^*$ конкретизується співвідношенням (4.3.20). Крім того, у моделях двосекторної економіки при визначенні попиту на первинну та вторинну утилізацію (або на ПЧД як продукт первинної та вторинної утилізації) до сукупності параметрів належать також параметри Q^{**}, $\tilde{Q}^{**}$, а при визначенні «зовнішньої» пропозиції забруднення (пропозиції або випуску забруднення не секторами I та II, а іншими суб'єктами суспільства) – параметр Φ^{**}. Саме ці параметри потребують уточнення, оскільки спроможності попиту на первинну та вторинну утилізацію уже залежать від різних тарифів. У зв'язку з цим, якщо попит на утилізацію формують лише сектор I та суб'єкти, які не задіяні у виробництві секторів I та II, а сектором I задані частки капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації, то можна припустити, що

$$Q^{**} = \hat{k}_{Q1}^{**} M_I q_{II}\left(s_\gamma^{(I,1)}\right), \tag{5.5.29}$$

$$\tilde{Q}^{**} = \tilde{k}_{Q1}^{**} M_I q_{II}\left(\tilde{s}_\gamma^{(I,2)}\right), \tag{5.5.30}$$

де $\hat{k}_{Q1}^{**}$ і $\tilde{k}_{Q1}^{**}$ – коефіцієнти регулювання попиту на первинну і вторинну утилізацію або коефіцієнти пропорційності, значення яких невід'ємні. Якщо сектором I задані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації, а попит на утилізацію залежить як від сектора I, так і від частини суспільства, яка не

займається виробництвом у секторах I та II, то за аналогією із (5.5.29), (5.5.30) логічно вважати, що

$$Q^{**} = \hat{k}_{Q2}^{**} M_I \lambda_I^* \varphi_I \left(s_\beta^{(I)} \right) = \hat{k}_{Q2}^{**} \lambda_I^* \lambda_I f_I \left(s_\beta^{(I)} \right), \tag{5.5.31}$$

$$\tilde{Q}^{**} = \tilde{k}_{Q2}^{**} \tilde{\lambda}_I^* \lambda_{II} \psi_{II} \left(s_\beta^{(II,1)} \right), \tag{5.5.32}$$

де $\hat{k}_{Q2}^{**}$ та $\tilde{k}_{Q2}^{**}$ – як і раніше коефіцієнти пропорційності або регулювання попиту на первинну та вторинну утилізацію.

Зазначимо, що вище під час формалізації рівнянь (5.5.22)-(5.5.24) аналогом $\tilde{Q}^{**}$ була величина $\tilde{Q}_C^{**}$, оскільки було прийнято припущення про наявність коефіцієнта λ_C, а уточнень щодо визначення величини Q^{**} не було. Звичайно, що у випадку (5.5.31), (5.5.32) зазначені вище попити D_{II}^{**} і $\tilde{D}_{II}^{(*,1)}$ на первинну та вторинну утилізацію, а також сумарний попит на утилізацію забруднення $\bar{D}_{II}^{(*,1)}$ слід замінити відповідно їх аналогами

$$\hat{D}_{II}^{**} = \left(1 + \hat{k}_{Q2}^{**}\right) M_I \lambda_I^* \varphi_I \left(s_\beta^{(I)} \right) = \left(1 + \hat{k}_{Q2}^{**}\right) M_I \lambda_I^* \lambda_I f_I \left(s_\beta^{(I)} \right), \tag{5.5.33}$$

$$\tilde{D}_{II}^{**} = \left(1 + \tilde{k}_{Q2}^{**}\right) \tilde{\lambda}_I^* \lambda_{II} \psi_{II} \left(s_\beta^{(II,1)} \right) \tag{5.5.34}$$

та

$$\bar{D}_{II}^{**} = \hat{D}_{II}^{**} + \tilde{D}_{II}^{**}. \tag{5.5.35}$$

Очевидно, що застосування співвідношень (4.3.20) та (5.5.29), (5.5.30) конкретизує вирази для Q^* та $D_{II}^{(I)}$, $\tilde{D}_{II}^{(I)}$ у рівняннях динаміки (5.5.16), (4.3.5) та (5.5.17)-(5.5.19), а значить і модель (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.16) – (5.5.20) (з урахуванням (4.3.20), (5.5.29), (5.5.30)). Аналогічно коригування рівнянь (5.5.21) – (5.5.24) за допомогою співвідношень (4.3.20), (5.5.33) – (5.5.35) приводить до моделі (4.3.1), (4.3.2), (4.3.5), (5.5.20) – (5.5.24), яка уже базується на умовах (5.5.31) – (5.5.35) та враховує різні тарифи на первинну та вторинну утилізацію забруднення.

Принципово іншим підходом до побудови моделей двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення є підхід (будемо вважати його другим підходом), який уже був проаналізований раніше

і який ґрунтується на додатковому урахуванні у рівняннях динаміки індивідуальних попитів на первинну та вторинну утилізацію (попиту на ПЧД) власників сектора II та робітників обидвох секторів. Якщо були задані частки заощаджень цих учасників виробництв, які виділялися на первинну утилізацію, то реалізація цього підходу передбачала використання для Q^{**} припущень (4.3.23) або (4.3.27), (4.3.28) та відповідних для них формул (4.3.24) або (4.3.29), (4.3.30) для визначення величин сумарного попиту на ПЧД або первинну утилізацію усіх задіяних у секторі I і II власників та робітників і іншої частини суспільства. Аналогічні міркування мали місце і стосовно попиту на вторинну утилізацію $\tilde{Q}^{**}$ у пункті 5.3, зокрема цю величину пропонувалося знаходити за формулою (5.3.13), а відповідний сумарний попит на вторинну утилізацію – за формулою (5.3.14). Урахування попиту на первинну та вторинну утилізацію усього суспільства суттєво змінювало формалізацію моделей, що власне кажучи було продемонстровано, наприклад у пунктах 4.3, 5.3. Суттєвих змін зазнають також і наведені у пункті 5.5 моделі, якщо брати до уваги не тільки попит на утилізацію сектора I та незадіяної у виробництвах секторів I і II іншої частини суспільства, але й власників сектора II і робітників обох секторів. При цьому при визначенні спроможностей попиту відображених у моделях елементів суспільства як на первинну та вторинну утилізацію повинні бути враховані різні тарифи. Однак, на формалізації цих моделей зупинятися не будемо.

Коли йдеться про моделі з урахуванням контролю над забрудненням довкілля, то обов’язковим для додаткового обґрунтування є також параметр Φ^{**}. Якщо, як і у пункті 4.4, його величину вважати залежною від попиту $Q^{*} \equiv Q_{II}^{*}$ на основну продукцію, то застосування формули (4.4.7) у моделях з різними тарифами є допустимим і цілком обґрунтованим у межах відповідних припущень. Але, якщо враховується попит на ПЧД усього суспільства (другий підхід для формалізації припущень відносно Q^{**}, $\tilde{Q}^{**}$), то пряме застосування співвідношень (4.4.8) – (4.4.10) уже є неможливим, оскільки аргументи функції

попиту на утилізацію (на ПЧД) будуть іншими, бо спроможності попиту на утилізацію будуть залежати від тарифу на первинну утилізацію. Аналогічно у формулі (5.3.13) слід врахувати тариф на вторинну утилізацію. Застосування другого підходу дозволяє зокрема використати для Φ^{**} співвідношення (5.4.10) (з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію), де $Q_{II,1}^{**}$ – знаходиться за формулою (4.3.23), а $\tilde{Q}_{II,2}^{**}$ – за формулою (5.3.13), і у такий спосіб формалізувати цю величину у моделях зазначеного класу.

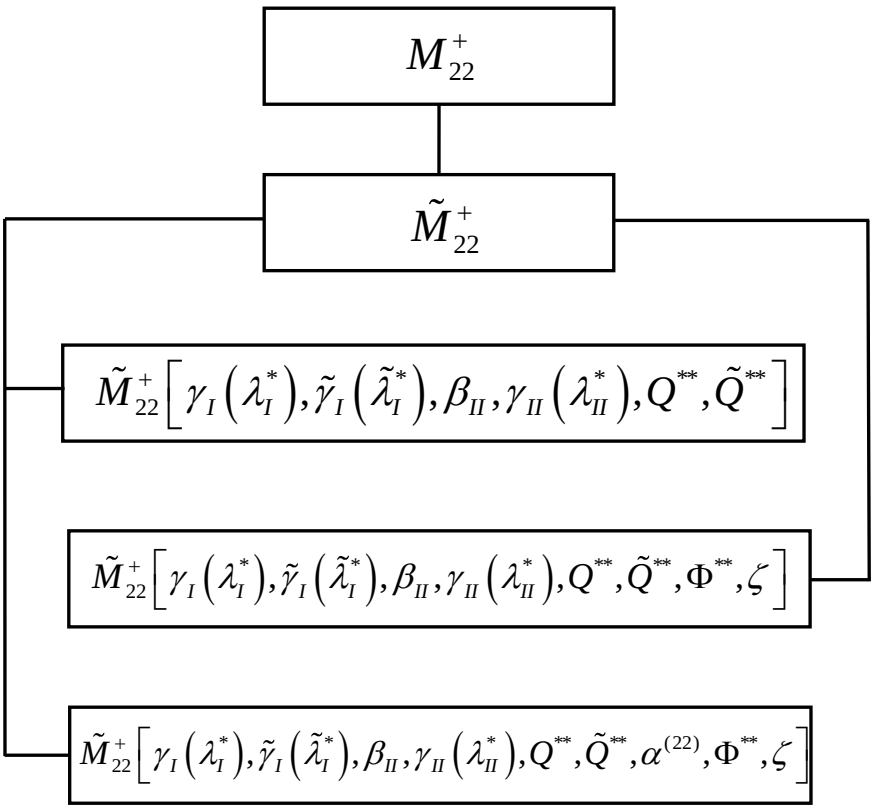


Рис. 5.5.2. Класифікація моделей двосекторної економіки з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію продуктів забруднення

Підсумовуючи результати розробки моделей двосекторної економіки у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію продуктів забруднення, підкреслимо, що наведені варіанти моделей цього класу (надалі класу M_{22}^{+}) є лише його окремими репрезентами. Формалізація інших моделей

цього класу, зокрема його підкласу $\tilde{M}_{22}^{+}$ (зміст позначення «~» розкритий раніше) здійснюється у спосіб, аналогічний до того, що був продемонстрований у пункті 5.4 і частково у підпунктах 5.5.2, 5.5.3. Якщо базовими для побудови моделей класу M_{22}^{+} чи точніше $\tilde{M}_{22}^{+}$ є викладені у цьому дослідженні підходи, то класифікація можливих моделей даного класу адекватно проілюстрована на рис. 5.5.2. Що стосується підкласів моделей $\tilde{M}_{22}^{+}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right),\tilde{\gamma}_I\left(\tilde{\lambda}_I^*\right),\beta_{II},\gamma_{II}\left(\lambda_{II}^*\right),Q^{**},\tilde{Q}^{**}\right]$, $\tilde{M}_{22}^{+}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right),\tilde{\gamma}_I\left(\tilde{\lambda}_I^*\right),\beta_{II},\gamma_{II}\left(\lambda_{II}^*\right),Q^{**},\tilde{Q}^{**},\Phi^{**},\zeta\right]$ та $\tilde{M}_{22}^{+}\left[\gamma_I\left(\lambda_I^*\right),\tilde{\gamma}_I\left(\tilde{\lambda}_I^*\right),\beta_{II},\gamma_{II}\left(\lambda_{II}^*\right),\right.$ $\left.Q^{**},\tilde{Q}^{**},\alpha^{(22)},\Phi^{**},\zeta\right]$, то відображені у квадратних дужках параметри, їх зміст і можливості використання описані раніше у розділах 4 і 5. Зазначимо лише, що параметри Q^{**}, $\tilde{Q}^{**}$, Φ^{**}, $\alpha^{(22)}$ у моделях класу M_{22}^{+} формалізуються з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію, що власне кажучи і є їх суттєвою відмінністю від аналогічних параметрів, які використовувалися у моделях з однаковим тарифом на утилізацію як у випадку первинної, так і у випадку первинної та вторинної утилізації.

На основі розробки динамічних моделей еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації, первинної та вторинної утилізації забруднення зроблено такі висновки.

1. Поняття первинної та вторинної утилізації створеного людською діяльністю забруднення нерозривно пов’язані з поняттям екологізації економіки та навколишнього середовища у цілому. Якщо йдеться про виробничі процеси, то під первинною розуміється утилізація виробничих відходів, які є побічним продуктом основного виробництва, а під вторинною – утилізація виробничих відходів допоміжного виробництва, тобто тих екологічно шкідливих решток, які створені під час первинної утилізації забруднення. Специфікою досліджуваної односекторної економіки та запропонованих моделей її динаміки є не тільки мінімальний рівень кластеризації елементів суспільства (учасниками виробництва є власники

підприємств і наймані робітники), що власне виробляють основну матеріальну продукцію та відповідні продукти забруднення, але й те, що виробництво основної продукції та утилізація забруднювачів здійснюється одними й тими ж виробниками (власниками) та робітниками. Ця специфіка відображена у співвідношеннях розроблених моделей.

Базовими припущеннями для побудови одних варіантів моделей були припущення про незмінність сумарних заощаджень (капіталів) власників підприємств і робітників, які реалізують виробництво, та задані частки капіталозабезпечення первинної і вторинної утилізації. В основі інших варіантів моделей динаміки односекторної економіки, крім зазначеного вище припущення про незмінність сумарних заощаджень учасників виробництва, було припущення про задані так звані коефіцієнти первинної та вторинної утилізації забруднення. Моделі формалізуються системами трьох диференціальних рівнянь, що описують зміну у часі заощаджень виробника, ціни на основний агрегований продукт і тарифу на утилізацію з урахуванням первинної та вторинної утилізації. Як і моделі, що відтворюють лише процеси первинної утилізації, ці моделі служать інструментарієм як для комп'ютерних експериментів для дослідження динаміки реальних еколого-економічних систем, так і для якісного аналізу особливостей станів таких систем, їх стійкості та нестійкості, умов переходу з одного стану у інший тощо. Все це дозволяє розширити наявну базу знань про процеси еколого-економічної взаємодії, можливості передбачення їх наслідків на практиці та управління ними.

2. Запропоновані динамічні моделі односекторної економіки, у яких враховано змінні сумарні заощадження суб'єктів виробництва та контроль над викидами неутилізованих відходів у навколишнє середовище формалізовані в умовах різних початкових припущень (сталості та змінності сумарних заощаджень учасників виробництва, заданості часток капіталозабезпечення первинної та вторинної утилізації або відповідних коефіцієнтів первинної та вторинної утилізації), що значно розширює можливості їх якісного аналізу та

застосування на практиці. Урахування у цих моделях, крім процесів первинної та вторинної утилізації, також процесів контролю над забрудненням довкілля неутилізованими рештками дозволяє здійснити більш точні прогнози обсягів викидів у довкілля цих решток та у порівнянні з відповідними моделями, побудованими у попередньому розділі, точніше визначити допустимі обмеження на викиди забруднення у довкілля, тобто з вищим ступенем надійності встановити так звані екологічні стандарти для виробничого забруднення.

Ще одна характерна особливість моделей цього класу полягає у тому, що вони є органічною частиною всього комплексу моделей, яким присвячено дане дослідження, тому, як і інші моделі із цього комплексу вони призначені для дослідження у режимі комп'ютерної імітації з ними динаміки реальних еколого-економічних систем з метою ефективного управління процесами екологізації виробництва та економіки у цілому. Що стосується параметризації запропонованих моделей (як і всього комплексу моделей, розроблених у роботі), то, незважаючи на те, що ця задача є непростою, вона завжди має розв'язок, зокрема значення деяких параметрів можуть бути встановлені за допомогою експертних висновків.

3. На відміну від динамічних моделей двосекторної економіки, які враховують лише первинну утилізацію забруднення, запропоновані у цьому розділі моделі даного класу формалізують динаміку аналогічних показників двосекторної економіки з урахуванням первинної та вторинної утилізації забруднення. Відображена у цих моделях первинна та вторинна утилізація стосується не лише виробничого забруднення, створеного у основному та допоміжному секторах, але й забруднення, створеного іншими суб'єктами економіки та суспільства (невиробничого забруднення), що концептуально відрізняє розроблені моделі від аналогічних моделей односекторної економіки, а у науковому та прикладному аспектах поглиблює відповідні методологічні прийоми побудови моделей та розширює сферу їх застосування.

Крім того, формалізуючи динаміку відповідних показників досліджуваної двосекторної економіки при різних припущеннях щодо поведінки суб’єктів основного та допоміжного виробництв, побудовані динамічні моделі двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення, більш ґрунтовно розкривають сутність, стан і перспективи екологізації економічних систем, особливо систем з низькопродуктивними виробничими технологіями, високим рівнем виробничого та невиробничого забруднення і обмеженими фінансовими можливостями стосовно його утилізації. Багатоваріантність цих моделей дозволяє у кожній конкретній ситуації вибрати та конкретизувати одну з них, а потім використати її для відповідних досліджень.

Як і всі інші моделі, які запропоновані у дослідженні, розроблені у цьому розділі моделі можуть бути успішно застосовані у імітаційних системах, розрахованих на вивчення динаміки економічних систем в умовах їх екологізації.

4. Урахування у моделях динаміки двосекторної економіки процесів первинної та вторинної утилізації, а також контролю над неутилізованою частиною виробничих і невиробничих відходів фактично дозволяє розробляти новий клас еколого-економічних моделей. Це моделі, які, крім опису динаміки показників (змінних), якими у кожний момент часу визначається стан досліджуваної еколого-економічної системи, окреслюють принциповий методологічний підхід до вивчення проблеми допустимих екологічних обмежень чи так званих екологічних стандартів навколишнього середовища. На основі моделей цього класу вдається не тільки оцінити обсяги викинутих у довкілля решток виробничої та невиробничої діяльності людського суспільства, але й конкретизувати величину різниці між цими обсягами, що у свою чергу дозволяє встановити як межі екологічно допустимого забруднення навколишнього середовища, так і відповідні екологічні штрафи та податки за порушення цих меж. Крім цього, на основі розроблених моделей можна також досліджувати проблему ціноутворення або тарифоутворення у секторі

утилізації забруднення, причому розв’язки моделей фактично дають можливість збалансувати динаміку усіх її змінних, зокрема ціни на основний агрегований продукт і тарифу на утилізацію.

Важливо також відзначити, що урахування повторної або вторинної утилізації забруднення дозволяє не тільки підкоригувати кількісно та якісно виробничі наслідки первинної утилізації, але й оцінити соціальні наслідки утилізаційних процесів, ефект від яких суттєво впливає на якість довкілля та людського життя. Все це у сукупності створює потужну підтримку для прийняття ефективних рішень у економіці, спрямованих на її екологізацію та соціалізацію.

5. Одним із важливих припущень при розробці моделей еколого-економічної динаміки є припущення про однакові чи неоднакові тарифи на первинну та вторинну утилізацію. Очевидно, що кожне із цих припущень має сенс і є адекватним у тих чи інших практичних ситуаціях, однак жодне з них не може бути універсальним і однозначно характеризувати утилізаційні процеси різного рівня ієрархії. У зв’язку з цим моделі динаміки еколого-економічних систем повинні враховувати обидва варіанти припущення щодо тарифів на первинну та вторинну утилізацію.

Крім моделей з однаковими тарифами, у роботі запропоновано також моделі динаміки односекторної та двосекторної економік з урахуванням різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію забруднення. Урахування різних тарифів не тільки змінює рівняння динаміки окремих змінних, але й збільшує кількість усіх змінних на одиницю. З одного боку, моделі з різними тарифами є модифікаціями моделей з однаковими тарифами, а з іншого боку, вони є самостійними моделями, що насправді формалізують певні особливості та відмінності первинної та вторинної утилізації і їх впливу на загальну динаміку досліджуваної еколого-економічної системи. При цьому обидва класи моделей (з однаковими та неоднаковими тарифами) допускають багатоваріантність деяких вихідних припущень, що приводить до різних модифікацій моделей, за допомогою яких інколи вдається позбутися

принципових методологічних і методичних ускладнень, пов’язаних зокрема з побудовою окремих функцій еколого-економічної поведінки та ідентифікацією параметрів. У цілому моделі з різними тарифами розширюють комплекс динамічних моделей еколого-економічних систем з первинною та вторинною утилізацією забруднення і можливості їх застосування на практиці.

Основні наукові положення та результати цього розділу опубліковано автором у працях [70, 71, 75, 78, 81, 84, 87, 253, 260].

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено важливу науково-прикладну проблему щодо розробки теоретико-методологічних засад та побудови комплексу моделей еколого-економічної динаміки в умовах соціально-економічної кластеризації. Результати дослідження дозволяють зробити такі висновки:

1. Проаналізовано сучасні теоретико-методологічні та методичні підходи до дослідження еколого-економічних процесів і систем, ознак глобальної екологічної кризи та механізмів екологізації економіки як обов’язкового та незворотного процесу для збереження довкілля і досягнення сталого або стійкого розвитку, концептуальних засад оцінювання рівня екологічності економіки та довкілля, принципів і критеріїв сталого розвитку та методів його кількісного і якісного оцінювання. Обґрунтовано специфіку та складність еколого-економічних систем, нелінійна динаміка яких є наслідком економічних і екологічних криз, соціальної, фінансової та політичної нестабільності, а також актуальність їх наукового дослідження з метою розробки та реалізації фундаментальних програм розбудови екологічної економіки, встановлення та дотримання екологічних стандартів у всіх сферах суспільного життя.

2. Обґрунтовано соціальні аспекти процесів еколого-економічної взаємодії та концептуальний підхід до побудови моделей еколого-економічної динаміки у просторах соціально-економічних і екологічних змінних. Розкрито зміст економічної структури суспільства як розподілу його елементів за показниками добробуту (ліквідними заощадженнями, доходами тощо), та її вплив на економічні та еколого-економічні процеси. Проаналізовано методику встановлення рівня нерівномірності таких розподілів і їх порівняння для різних суспільств та їх прошарків, підкреслено необхідність застосування комплексної методики для адекватного встановлення соціально-економічної кластеризації суспільства та її наслідків. Досліджено можливості формалізації середнього класу як принципово важливого прошарку для характеру економічної структури

суспільства та фундаментальної основи для розвитку економіки. Запропоновано формалізоване узагальнення середнього класу, який для різних суспільств має свою специфіку та свої особливості, та встановлено оцінки для коефіцієнтів нерівномірності розподілу того чи іншого показника добробуту, які використовуються для багатьох кількісних і якісних соціально-економічних характеристик.

3. Здійснено аналіз інструментарію моделювання еколого-економічних систем, фундаментальну методологічну платформу якого формують методи системного аналізу, математичного моделювання та сучасних інформаційних технологій, які у сукупності є своєрідним синтезом ідей, принципів, методів, моделей та модельних експериментів для дослідження складних динамічних явищ і процесів. Конкретизовано категоріальний та інструментальний апарат математичного моделювання еколого-економічної динаміки та якісного аналізу на основі моделей станів і траєкторій еколого-економічних систем у відповідних фазових просторах соціально-економічних і еколого-економічних змінних. Охарактеризовано сучасний стан математичного моделювання процесів еколого-економічної взаємодії. Обґрунтовано принципову важливість диференціальних моделей для імітації поведінки реальних еколого-економічних систем.

4. Розкрито особливості та принципи моделювання еколого-економічної динаміки. Досліджено проблему узгодження часового виміру у моделях динаміки, зміст якої полягає у тому, що у економіці час вимірюється не лише у стандартних одиницях, але й у виробничих циклах, циклах споживання тощо. Побудовано модельні приклади рівнянь динаміки із зазначеними одиницями вимірювання часу та встановлено взаємозв’язок між цими рівняннями за допомогою так званих коригувальних коефіцієнтів. Такий результат спрямований на уникнення помилок неузгодження часового виміру у статистичних даних і обчислювальних експериментах з моделями. Обґрунтовано сутність та можливості урахування часових лагів у динамічних моделях еколого-економічних систем. Побудовано модельні приклади рівнянь динаміки з фіксованими та розподіленими лагами для демонстрації принципів моделювання

лагів у випадку, коли формалізація динаміки економічних і еколого-економічних систем неможлива без їх урахування.

5. Обґрунтовано основні підходи до побудови динамічних функцій економічної та еколого-економічної поведінки, які з одного боку є самостійними моделями еколого-економічної динаміки, а з іншого – складовими частинами більш складних моделей такої динаміки. Запропоновано концепцію побудови динамічних функцій забруднення як функцій екологічності довкілля, які формують спеціальний клас динамічних функціональних моделей. Концепція побудови таких функцій пов’язана з оцінюванням показника екологічності на основі показників випуску економікою основного агрегованого продукту та інвестицій (видатків) у природоохоронну діяльність і конструюванням специфікацій функцій у вигляді композиції двох функцій – функції викидів у довкілля неутилізованого забруднення та функції залишкового забруднення після його природного самоочищення.

6. Запропоновано комплекс динамічних моделей односекторної економіки, яка виробляє основний агрегований продукт і здійснює первинну утилізацію виробничого забруднення. Динамічними змінними моделей є ліквідні заощадження (показники добробуту) двох груп учасників виробництва – власників (виробників) і найманих робітників, ціни на основну продукцію та тарифи на утилізацію. Моделі формалізовані у випадку різних базових припущень, наприклад припущень про сталість чи змінність у часі сумарних заощаджень учасників виробництва, задану частку капіталозабезпечення чи заданий коефіцієнт утилізації виробничого забруднення і інших припущень. Багатоваріантність початкових припущень щодо формалізації моделей пов’язана із різними умовами та можливостями отримання відповідного інформаційного забезпечення для побудови моделей у реальних ситуаціях. На основі запропонованих моделей можна здійснити якісний аналіз їх розв’язків, встановити наявність можливих стійких і нестійких рівноважних станів, що для реальних еколого-економічних систем дозволяє виявити низько- та

високопродуктивні стани, дослідити можливості переходу з одного стану в інший, розробити стратегії розвитку екологічно збалансованої економіки.

7. Розроблено моделі динаміки односекторної економіки, у якій, крім виробництва основної продукції та первинної утилізації, здійснюється також вторинна утилізація виробничих решток. Необхідність у вторинній утилізації найперше пов’язана із невиконанням екологічних обмежень на обсяги та якість викидів цих решток у довкілля, що у свою чергу може бути наслідком недосконалих технологій утилізації, небажання або неспроможності власників виробництв забезпечити необхідний рівень утилізації тощо, однак регуляторна політика держави та інших контролюючих органів змушує виробників реалізувати вторинну утилізацію. Моделі цього класу формалізуються у тих самих просторах змінних, що й моделі без урахування вторинної утилізації та мають аналогічне призначення для теоретичних і прикладних досліджень.

8. Запропоновано динамічні моделі односекторної економіки, які враховують процеси основного виробництва, первинної або первинної та вторинної утилізації виробничого забруднення та контроль над забрудненням довкілля. На відміну від моделей без урахування контролю над забрудненням довкілля, ці моделі включають також рівняння динаміки забруднення довкілля, обсяги якого залежать не тільки від викидів неутилізованих решток, але й спроможності природного середовища до самоочищення. Наявність динамічної змінної забруднення довкілля у розв’язках зазначених моделей суттєво розширює можливості дослідження еколого-економічних систем, зокрема для перевірки виконання виробниками та встановлення екологічних норм чи стандартів забруднення довкілля. Створено відповідне інформаційне та програмне забезпечення для апробації моделей та проведення з ними експериментальних досліджень.

9. Розроблено моделі динаміки двосекторної економіки, перший сектор якої займається виробництвом основної агрегованої продукції, а другий – утилізацією (первинною) виробничих решток першого сектора та інших продуктів забруднення невиробничого характеру. Кожний із секторів має своїх

виробників і найманих робітників, тому, крім цін на основну продукцію та тарифів на утилізацію продуктів забруднення, до змінних моделей належать також показники добробуту (заощадження) власників виробництв і робітників кожного із секторів. Як і у випадку односекторної економіки, для побудови моделей двосекторної економіки використовуються ряд припущень, зокрема щодо можливостей капіталозабезпечення основним сектором утилізації решток свого виробництва у допоміжному секторі (секторі утилізації), способів формування фондів заробітної платні робітників у обидвох секторах тощо, але принциповим щодо діяльності допоміжного сектора є припущення про формування та стимулювання попиту на утилізацію не тільки з боку сектора основного виробництва, але й з боку держави та інших суб’єктів. Дослідження на основі пропонованих моделей як загальної еколого-економічної динаміки, так і впливу на неї загального попиту на утилізацію є важливим для практики.

10. З метою розширення методологічних і прикладних аспектів побудови моделей екологічної економіки запропоновано також динамічні моделі двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення у другому (допоміжному) секторі. Причини та обґрунтування необхідності вторинної утилізації аналогічні до зазначених раніше, але відображена у цих моделях первинна та вторинна утилізація стосується не лише виробничого забруднення, створеного у основному та допоміжному секторах, але й забруднення невиробничого характеру, створеного іншими суб’єктами суспільства, що концептуально відрізняє розроблені моделі цього класу, від аналогічних моделей односекторної економіки. Урахування вторинної утилізації у моделях двосекторної економіки не тільки модифікує рівняння динаміки змінних моделей, але й більш ґрунтовно розкриває стан і перспективи екологізації економіки з низькопродуктивними виробничими технологіями, високим рівнем виробничого та невиробничого забруднення і обмежених фінансових можливостей щодо його утилізації.

11. Розроблено моделі динаміки двосекторної економіки, у якій можлива як лише первинна, так первинна і вторинна утилізація продуктів забруднення,

але обов’язковим є контроль над забрудненням довкілля. Розширений за допомогою змінної забруднення довкілля простір змінних моделей дозволяє вивчати динаміку еколого-економічних систем в умовах постійного контролю за обсягами неутилізованих викидів та залишкового забруднення після його природного самоочищення, а у цілому – за виконанням екологічно допустимих норм забруднення для економіки та суспільства. Аналіз динаміки еколого-економічних систем на основі моделей цього класу важливий не лише у плані дослідження показників добробуту описаних у моделях учасників виробничих процесів, відповідних цін, тарифів і забруднення, але й у сенсі з’ясування ефективності функціонування допоміжного сектора.

12. У зв’язку з тим, що процеси первинної та вторинної утилізації забруднення можуть суттєво відрізнятися організаційними, технологічними і іншими характеристиками, що впливає на відповідні тарифи, запропоновано динамічні моделі одно- та двосекторної економіки у випадку різних тарифів на первинну та вторинну утилізацію, причому як без урахування, та із урахуванням контролю над забрудненням довкілля. Ці моделі доповнюють розроблений комплекс динамічних моделей еколого-економічних систем з первинною та вторинною утилізацією продуктів забруднення та служать для аналізу еколого-економічної динаміки у розширених просторах соціально-економічних і екологічних змінних.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Акимова Т. А., Хаскин В. В. Экология : Учебник для вузов. М. : ЮНИТИ, 1998. 455 с.

2. Аналітичний документ : Екологічний портрет громадянина України: порівняння з ЄС та рекомендації. *Ресурсно-аналітичний центр «Суспільство і довкілля».* Вересень 2018 р. https://www.rac.org.ua/uploads/content/485/files/envprotraitandeu2018.pdf

3. Андронік О. Л. Механізм формування динаміки зміни соціально-економічної структури населення. *ЕКОНОМІКА: реалії часу (науковий журнал).* Одеса, Одеський національний політехнічний університет, 2014. №4. С. 126-134.

4. Анісімова Л. А. Балансові мережі Петрі *Вісник Київського університету. Сер. фіз.-мат. науки.* 2000. Вип. 1. С. 155-160.

5. Ашманов С. А. Введение в математическую экономику. М. : Наука, 1984. 286 с.

6. Базаров И. П. Термодинамика. Учебник для вузов. – 4-е изд., перераб. и доп. М. : Высш. шк. 1991. 376 с.

7. Балакай О. Б., Кусмаров Б. В. Проблема определения среднего класса в западной и отечественной социологии. *Наука. Релігія. Суспільство.* 2012. №4. С. 75-79. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nrs_2012_4_15

8. Бачинский Г. А. Социоэкология : теоретические и прикладные аспекты. К. : Наук. думка. 1991. 151 с.

9. Бицюра Ю. До проблеми визначення понять сталого економічного зростання та розвитку. *Економіст.* 2006. №5. С. 62-65.

10. Білоскурський Р. Р. Еколого-економічні актуалітети в системі розвитку інституціонального середовища України : монографія. К. : ВНЗ «Національна академія управління», 2017. 324 с.

11. Білоскурський Р. Р. Фактор невизначеності при побудові та дослідженні міжгалузевих балансових моделей еколого-економічного розвитку. *Науковий вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту КНТЕУ. Економічні науки.* Чернівці, 2005. Вип. І. С. 510-520.

12. Благун І. С., Сисак Л. І., Солтисік О. О. Моделювання сталого розвитку регіону : монографія. Івано-Франківськ : Видавничо-дизайнерський відділ Центру інформаційних технологій, 2006. 166 с.

13. Благун І. С., Солтисік О. О. Проблемні питання розробки моделі сталого розвитку регіону. *Актуальні проблеми економіки*. Київ, 2004. № 10(40). С. 160-166.

14. Бобылев С. Н., Ходжаев А. Ш. Экономика природоиспользования : учеб. пособие. М. : ИНФРА-М. 2007. 500 с.

15. Бридун Є. В. Обґрунтування вибору системи компенсації еколого-економічних збитків на основі міжгалузевого балансу. *Науковий вісник Акад. держ. податкової служби України*. Київ, 2002. №2 (16). С. 65-77.

16. Бутко М. П., Акименко О. Ю. Інвестиційна домінанта сталого розвитку регіону в умовах інтеграції : монографія. Ніжин : ТОВ «Видавництво «Аспект-Поліграф»». 2009. 232 с.

17. Буяк Л. М. Математичні моделі загальної економічної динаміки з урахуванням соціально-економічної кластеризації : монографія. Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2016. 392 с.

18. Буяк Л. М., Паучок В. К. Модель впливу державного регулювання на стан перехідної економіки. *Економіст : науковий журнал.* Київ, 2009. №11. С. 46-50.

19. Буяк Л. М., Паучок В. К. Україна між Сходом і Заходом : математичні моделі сучасної економіки [текст] : монографія. Тернопіль: Грегіт, 2012. 197 с.

20. Буяк Л. М. Про еколого-економічні функції та методи їх побудови. *Економічна кібернетика : науковий журнал.* Донецьк, 2002. № 1-2. С. 81-87.

21. Валовий внутрішній продукт: Економічна статистика : Статистична інформація: Державна служба статистики України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2005/vvp/vvp_ric/vvp_u.htm

22. Василюк Д. Я. Розвиток середнього класу в Україні з позиції нової ідеології його функціональності *Глобальні та національні проблеми економіки.* Миколаїв, 2015. Випуск №8. С. 843-847.

23. Васюков Д. О., Бугаєць А. В., Будник О. А., Шалугін В. С. Екологізація економіки і перехід до сталого розвитку. *Науковий журнал «Екологічна безпека».* Кременчук, 2009. №4. С. 77-83.

24. Введение в математическое моделирование : учеб. пособие для вузов / В. Н. Ашихмин, М. Г. Бояршинов, М. Б. Гитман и др. ; под ред. П. В. Трусова. М. : Интермет инжиниринг, 2000. 336 с.

25. ВВП – не показник успішності країни. *Експрес*. 2020. №5(10336). 30.01.20-06.02.20. С. 13.

26. Вергун А. М., Тарасенко І. О. Концепція сталого розвитку в умовах глобалізації. *Вісник Київського національного університету технологій та дизайну.* Київ, 2014. №2(76). С. 207-218.

27. Верстяк А. В. Стохастичні та оптимізаційні моделі ціноутворення в еколого-економічній системі. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2009. Вип. 5. С. 276-282.

28. Вимірювання якості життя в Україні : Аналітична доповідь / Е. М. Лібанова, О. М. Гладун, Л. С. Лісогор та ін. К., 2013. 51 с.

29. Вітлінський В. В. Моделювання економіки : навч. посібник. К. : КНЕУ, 2003. 408 с.

30. Волошин О. Ф., Горицына И. А. Механизмы распределения квот на выбросы по Киотскому протоколу. *International Book Series «Information Science and Computing»,* 2009. V. 3/2009. №10. P. 175-181.

31. Волошин О. Ф., Коробова М. В., Колянова Т. В. Математична економіка : конспект лекцій та практичні заняття. К. : Видавничо-поліграфічний центр «Київський університет», 2013. 223 с.

32. Волошин О. Ф., Чорней Н. Б. Алгоритм послідовного аналізу варіантів для розв’язання міжгалузевої моделі Леонтьєва-Форда. *Вісник Київського університету. Сер. фіз.-мат. н.* Київ, 1999. №1. С. 171-175.

33. Волошин О. Ф., Чорней Н. Б. Исследование алгоритма последовательного анализа вариантов для модели Леонтьева-Форда с разреженной матрицей нормативных коефициентов. *Пробл. упр. и информатики*, 2001. №3. С. 97-103.

34. Встреча на высшем уровне «Планета Земля +5» [Электронный ресурс]. Нью-Йорк, 23-27 июня 1997 г. URL: http://www.un.org/russion/conferen/summit5/summit5.htm.

35. Геворкян П. С., Малыхин В. И. Распределение богатства в обществе и средний класс. *Труд и социальные отношения.* Москва, 2010. №12. С. 90-97.

36. Герасимчук З. В. Регіональна політика сталого розвитку : методологія формування, механізми реалізації : монографія. Луцьк : Надстир'я, 2001. 495 с.

37. Герасимчук З. В., Поліщук В. Г. Теоретичні основи інституційного забезпечення стимулювання сталого розвитку регіону. *Науково-практичний журнал* «*Регіональна економіка».* Львів, 2011. №4. С. 30-47.

38. Глобальний Альянс зі здоров'я та забруднень (GAHP). Pollution and health metrics : Режим доступу: https://gahp.net/wp-content/uploads/2019/12/Pollutionand HealthMetrics-final-12_18_2019.pdf

39. Гнатів Б. В., Токарчук Р. М., Костробій П. П., Токарчук М. В. Математичне моделювання економічних процесів методами нерівноважної статистичної механіки. *Вісник національного університету «Львівська політехніка». Фізико-математичні науки.* Львів, 2011. Вип. 696. С. 93-100.

40. Горстко А. Б., Домбровский Ю. А., Сурков Ф. А. Модели управления эколого-экономическими системами. М., 1984. – 20 с.

41. Горстко А. Б., Угольницкий Г. А. Введение в моделирование эколого-экономических систем. Ростов-на-Дону : Изд-во Ростовского ун-та, 1990. 110 с.

42. Григоркив В. С. Моделирование эколого-экономических функций структурного типа. *Кибернетика и системный анализ.* Київ, 2002. №1. С. 160-167.

43. Григоркив В. С. Построение производственных функций при заданных линейных технологиях. *Проблемы управления и информатики.* Київ, 1999. №5. С. 145-150.

44. Григоркив В. С., Григоркив М. В. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 1. *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №2. С. 128-137.

45. Григоркив В. С., Григоркив М. В. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 2. *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №3. С. 127-134.

46. Григоркив В. С., Ляшенко И. Н. Оптимизационная динамическая модель Леонтьева-Форда в условиях экологического равновесия. *Кибернетика и системный анализ.* Київ, 2000. №2. С. 73-79.

47. Григоркив В. С., Ляшенко И. Н. Построение общих решений терминальной задачи управления для линейной динамической модели Леонтьева-Форда. *Проблемы управления и информатики.* Київ, 2000. №2. С. 131-140.

48. Григорків В. С. Економетрика : лінійні моделі парної та множинної регресії : навчальний посібник. Чернівці : ЧНУ, 2009. 224 с.

49. Григорків В. С. Економічна кібернетика : навчальний посібник. Чернівці : Рута, 2006. 198 с.

50. Григорків В. С. Моделювання економіки : підручник. Чернівці : Чернівец. нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2019. 360 с.

51. Григорків В. С. Моделювання оптимального контролю над забрудненням довкілля. *Вісн. Київськ. ун-ту. Сер., Фізико-математичні науки.* Київ, 1998. № 1. С. 155-163.

52. Григорків В. С. Оптимальне керування в економіці : навч. посібник. Чернівці : Чернівецький нац. ун-т : 2011. 200 с.

53. Григорків В. С. Оптимізаційна динамічна модель Леонтьєва-Форда із змінною технологією основного та допоміжного виробництва. *Наук. вісн. Чернівецького ун-ту : Зб. наук. праць. Математика.* – Чернівці, 2000. Вип. 76. С. 17-22.

54. Григорків В. С. Оптимізаційна модель з нелінійним динамічним еколого-економічним міжгалузевим балансом. *Волинський мат. вісн.* Рівне, 1999. Вип. 6. С. 47-52.

55. Григорків В. С. Оптимізація еколого-економічної системи з квадратичною функцією корисності кінцевої продукції на основі динамічної моделі Леонтьєва-Форда із змінною технологією основного та допоміжного виробництва. *Вісн. Київськ. ун-ту. Сер., Фізико-математичні науки.* Київ, 1999. Вип. 4. С. 127-133.

56. Григорків В. С., Білоскурський Р. Р. Деякі оптимізаційні моделі стохастичного еколого-економічного міжгалузевого балансу. *Міжнародний науковий журнал. Економічна кібернетика.* Донецьк, 2003. № 5-6 (23-24). С. 18-24.

57. Григорків В. С., Буяк Л. М. Моделювання виробничих функцій оптимальних випусків у випадку двосторонніх лінійних технологічних обмежень. *Міжнародний науковий журнал. Економічна кібернетика.* Донецьк, 2001. № 1-2. С. 25-31.

58. Григорків В. С., Буяк Л. М. Про структурний підхід в економіко-математичному моделюванні виробничих та еколого-економічних функції оптимальних випусків і затрат. *Науковий вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту КНТЕУ.* Київ, 2002. Вип. 2, ч. 2. С. 178-183.

59. Григорків В. С., Буяк Л. М., Іщенко С. В. Моделювання економічної динаміки з урахуванням ринку землі сільськогосподарського призначення : монографія. Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2015. 264 с.

60. Григорків В. С., Верстяк А. В. Моделювання цін в екологічно збалансованій економіці з нелінійними міжгалузевими зв’язками. *Міжнародний*

науковий журнал. Економічна кібернетика. Донецьк, 2008. № 3-4 (51-52). С. 48-54.

61. Григорків В. С., Григорків М. В. Оптимізаційні методи та моделі : підручник. Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2016. 400 с.

62. Григорків В. С., Григорків М. В. Про вибір та узгодження часового виміру в динамічних моделях економіки. *Економіко-математичне моделювання :* зб. мат. Першої нац. наук.-метод. конф., м. Київ, 30 вересня – 1 жовтня 2016 р. Київ, 2016. С. 99-101.

63. Григорків В. С., Григорків М. В., Скращук Л. В. Диференціальні моделі економічної динаміки : основи теорії та приклади. Чернівці : Чернівецький ун-т, 2015. 224 с.

64. Григорків В. С., Скращук Л. В. Моделювання оптимальних траєкторій динаміки виробничих еколого-економічних систем. *Науковий вісник Чернівецького національного університету : зб. наук. праць. Економіка.* – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т., 2009. Вип. 494. С. 133-138.

65. Григорків В. С., Якутова О. Ю. Моделювання оптимального економічного росту з урахуванням еколого-економічної рівноваги та податку на додану вартість *Міжнародний науковий журнал. Економічна кібернетика.* Донецьк, 2004. №5-6. С. 24-31.

66. Григорків В. С., Якутова О. Ю., Тимку С. М. Модель оптимальної еколого-економічної динаміки. *Доповіді НАН України.* Київ, 2003. №9. С. 59-64.

67. Григорків М. В. Аналіз та моделювання часових лагів в економіці. *Економічні проблеми сучасності та стратегії інноваційного розвитку економіки :* матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. У 2-х частинах. м. Львів, 18-19 березня 2016 р. Львів, 2016. С. 135-137.

68. Григорків М. В. Двосекторні моделі еколого-економічної динаміки з лінійними функціями економічної поведінки. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Економіка».* Ужгород, 2015. Випуск 1 (45). Том 1. С. 259-262.

69. Григорків М. В. Динамічні моделі двосекторної екологічно збалансованої економіки. *Актуальні проблеми ефективності використання потенціалу економіки країни:* матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро, 20-21 січня, 2017 р. Дніпро, 2017. С. 150-152.

70. Григорків М. В. Динамічні моделі двосекторної екологічної економіки з лінійними функціями поведінки її суб'єктів. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2015. №12(174) С. 390-397.

71. Григорків М. В. Динамічні моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. I-II (65-66). С. 199-207.

72. Григорків М. В. Динамічні односекторні моделі еколого-економічної системи з лінійними функціями економічної поведінки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2015. Вип. I (57). С. 172-180.

73. Григорків М. В. Інформаційна економіка: аналіз і перспективи розвитку. *Сучасні інформаційні технології у бізнесі та досвід їх використання :* матеріали Всеукраїнської школи-семінару. м. Чернівці, 23-24 жовтня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 26-27.

74. Григорків М. В. Моделі динамічних функцій забруднення: концепція побудови. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці : Книги XXI, 2020. Вип. 16. С. 70-80.

75. Григорків М. В. Моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення. *Науково-виробничий журнал. Інноваційна економіка.* Тернопіль, 2017. № 5-6 (69). С. 206-211.

76. Григорків М. В. Моделювання динаміки односекторної економіки у випадку утилізації виробничих відходів та контролю над забрудненням довкілля. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. 13. С. 96-102.

77. Григорків М. В. Моделювання динамічних функцій економічної поведінки. *Праці VIII міжнародної школи-семінару «Теорія прийняття рішень»*, м. Ужгород, 26 вересня - 1 жовтня 2016 р. Ужгород, 2016. С. 97.

78. Григорків М. В. Моделювання економічної динаміки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення: деякі прикладні аспекти. *International Scientific-Practical Conference. Integration of Business Structures: Strategies and Technologies, Part II*. Tbilisi, Georgia, February 24, 2017. Tbilisi, 2017. P. 198-200.

79. Григорків М. В. Моделювання рівноважних станів еколого-економічних систем. *Наукова спадщина Йозефа Алоїза Шумпетера і сучасність : погляд із минулого в майбутнє.* Матеріали III Міжнародної Шумпетерівської конференції, м. Чернівці, 21-22 жовтня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 233-234.

80. Григорків М. В. Моделювання розподілів елементів суспільства за показниками добробуту. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали VI Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 квітня 2019 р. Чернівці, 2019. С. 78-79.

81. Григорків М. В. Моделювання трисекторної економіки з урахуванням еколого-економічної взаємодії. *Регіональні економічні проблеми в умовах сучасних викликів :* збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 27-28 лютого 2015 р. Київ, 2015. С. 139-140.

82. Григорків М. В. Односекторні моделі економічної динаміки з урахуванням процесів еколого-економічної взаємодії. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2015. Вип. 730-731. С. 183-186.

83. Григорків М. В. Оцінювання рівня та механізми екологізації економіки на сучасному етапі її розвитку. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2018. Вип. 14. С. 136-144.

84. Григорків М. В. Трисекторна модель екологічної економіки. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2015. Вип. 11. С. 46-54.

85. Григорків М. В. Часові лаги у динамічних моделях економіки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2016. Вип. I (61). С. 242-251.

86. Григорків М. В., Григорків В. С. Моделі еколого-економічної динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №6 (192). С. 214-221.

87. Григорків М. В., Григорків В. С. Моделювання еколого-економічної динаміки з урахуванням мінімального рівня соціально-економічної структуризації суспільства. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №2 (188). С. 323-332.

88. Григорків М. В., Григорків В. С. Формалізація середнього класу та оцінки нерівномірності розподілу суспільного багатства. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2019. Вип. 809. С. 77-83.

89. Григорків М. В. Аналіз екологічності економіки регіонів України / М. В. Григорків // Сталий розвиток соціально-економічних систем в умовах глобалізаційних процесів [електронний збірник] : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (30 березня 2020 р., м. Київ). – С. 104-107.

90. Григорків М.В. Динамічні моделі еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації : монографія. Тернопіль: «Економічна думка ТНЕУ», 2020. С. 415.

91. Гринів Л. С. Екологічно збалансована економіка : проблеми теорії : Монографія. Львів : ЛНУ ім. І. Франка, 2001. 240 с.

92. Гурман В. И. Оптимальное управление природно-экономическими системами. М. : Наука, 1980. 295 с.

93. Гэлбрейт Дж. К. Жизнь в наше время. Воспоминания / Общ. ред. и предисл. С. М. Меньшикова. М. : Прогресс. 1986. 406 с.

94. Дейлі Г. Поза зростанням. Економічна теорія сталого розвитку : Пер. з англ. К. : Інтелсфера, 2002. 312 с.

95. Дмитришин Л. І., Гусениця У. І. Аналіз регіональної системи в контексті сталого розвитку. *Сталий розвиток економіки.* 2012. Вип. 7(17). С. 154-159.

96. Доходи та витрати населення по регіонам України: Багатогалузева статистична інформація: Регіональна статистика: Державна служба статистики України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2008/gdn/dvn_ric/dvn_ric_u/dn_reg2008_u.html

97. Доходи та витрати населення України (2005-2018): Економічна статистика: Національні рахунки: Державна служба статистики України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2005/gdn/dvn_ric/dvn%20_u/dvn_u.htm

98. Дражниця С. А. Добробут населення України : проблеми та шляхи їх вирішення Університетські наукові записки. – 2013. – № 2. – С. 303-309. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Unzap_2013_2_48

99. Дробноход М. Стійкий безпечний розвиток : Український контекст [Електронний ресурс] / Дробноход М. – URL: http://www.zn.kiev.ua/nn/razdel/611/3320.

100. Дробноход М. Україна в контексті апокаліптичного розвитку людства. *Наукові записки АН ВШ України.* Київ, 2010. Том V. С. 5-36.

101. Еколого-економічні збитки : кількісна оцінка / За ред. І. В. Недіна. К. : Політехніка, 2001. 216 с.

102. Економічна теорія : Політекономія : Підручник / За ред. В. Д. Базилевича. К. : Знання Прес, 2001. 581 с.

103. Євростат : https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=tessi190&language=en

104. Єдинак О. М. Оптимізація галузевої структури економіки України з врахуванням екологічних вимог. *Науковий вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту КНЕТУ.* Чернівці, 2007. Вип. 3. С. 446-455.

105. Єщенко П. С. Від депресії до активізації зростання в економічній і соціальній сферах України. *Журнал «Економіка України».* Київ, 2018. №2. С. 3-20.

106. Завьялов Ю. С., Квасов Б. И., Мирошниченко В. Л. Методы сплайн-функций. М. : Наука, 1980. 352 с.

107. Загвойська Л. Д. Філософсько-економічний дискурс проблеми «Людина-природа». URL: http://ndisrp.ucoz.ua/_ld/d2_monographiya_tl.pdf.

108. Залеський І. І., Клименко М. О. Екологія людини. Підручник. Друге видання, перероблене і доповнене. Рівне. 2013. 385 с.

109. Згуровский М. З. и др. Численное моделирование распространения загрязнения в окружающей среде [Текст]. К. : Наук. думка, 1997. 368 с.

110. Згуровский М. З., Гвишиани А. Д. Глобальное моделирование процессов устойчивого развития в контексте качества и безопасности жизни людей (2005-2007/2008 годы). К. : Издательство «Политехника», 2008. 331 с.

111. Згуровский М. З., Панкратова Н. Д. Системный анализ : проблемы, методология, приложения. К. : Наук. думка, 2005. 744 с.

112. Згуровський М. З. Застосування методології системного аналізу для вирішення актуальних проблем України. Шляхи нашого відродження. К. : Генеза, 2002. 176 с.

113. Злупко С. Екогомологія – новий науковий напрям сучасності (причини і умови формування). *Науково-практичний журнал «Регіональна економіка».* Львів, 2004. №3. С. 33-41.

114. Иванилов Ю. П., Лотов А. В. Математические модели в экономике. М. : Наука, 1979. 304 с.

115. Ильин В. А., Позняк Э. Г. Основы математического анализа. Часть II. М. : Наука, 1973. 448 с.

116. Івченко А. О. Словник української мови / Худож. оформлювач І. В. Осипов. Харків : Фоліо, 2005. С. 404.

117. Індикатори сталого розвитку : Вікіпедія. Вільна енциклопедія [Електронний ресурс]. – URL: https://uk.wikipedia.org/wiki/Індикатори сталого розвитку

118. Карпінський Б. А., Божко С. М. Сталий розвиток економіки : узагальнена модель : монографія. Львів : Логос, 2005. 256 с.

119. Кільніцька О. С. Середній клас як фактор активізації соціально-економічного розвитку. *Вісник ЖНАЕУ.* Житомир, 2011. – №2, Т.2(29). – С. 25-33.

120. Клейнер Г. Б. Производственные функции : теория, методы, применение. М. : Финансы и статистика, 1986. 239 с.

121. Колемаев В. А. Математическая экономика : Учебник для вузов. М. : ЮНИТИ, 1998. 240 с.

122. Колотило Д. М. Екологія і економіка. К. : КНЕУ, 1999. 368 с.

123. Коляда О. В. Роль середнього класу в трансформаційній економіці. *Збірник наукових праць Національного університету державної податкової служби України.* Ірпінь, 2012. №1. С. 173-180.

124. Концепция математического обеспечения новых информационных технологий оценки экологических решений / Лотов А. В., Петров А. А., Поспелов И. Г., Шананин А. А. Москва-Переславь-Залесский, 1990. 61 с.

125. Концепція сталого розвитку України / Волошин В. В., Гордієнко Н. М., Горленко І. О., Данилишин Б. М., Дорогунцов С. І. – К., 1997. 17 с.

126. Коробова М. В. Агрегированная оптимизационная модель эколого-экономического взаимодействия. *Міжнародний науково-технічний журнал. Проблемы управления и информатики.* Київ, 2001. №4. С. 144-156.

127. Костробій П., Ковалець І., Гнатів Л. Математичне моделювання індексу суспільної нерівності. *Фізико-математичне моделювання та інформаційні технології.* 2013. Вип. 17. С. 81-91.

128. Кочура Є. В., Косарєв В. М. Моделювання макроекономічної динаміки : Навчальний посібник. Київ : Центр навчальної літератури, 2003. 236 с.

129. Краснощеков П. С., Петров А. А. Принципы построения моделей. М. : Изд-во МГУ, 1983. 264 с.

130. Красс М. С. Математика для экономических специальностей : Учебник. М. : ИНФРА-М, 1998. 464 с.

131. Кузубов М. В., Єдинак О. М., Овандер Н. Л. Моделювання економічних і еколого-економічних процесів. К. : КСУ, 2010. 170 с.

132. Курило І. О. Соціально-економічна структура населення : еволюція, сучасність, трансформації : монографія. – К. : ДУ «Інститут економіки та прогнозування» НАН України, 2006. 472 с.

133. Лазарєв Ю. Ф. Моделювання динамічних систем у Matlab [електронний навчальний посібник]. Київ: НТУУ «КПІ», 2011. 421 с.

134. Леонтьев В. В. Межотраслевая экономика. М. : ОАО Издательство «Экономика», 1997. 479 с.

135. Леонтьев В. В., Форд Д. Межотраслевой анализ влияния структуры экономики на окружающую среду. *Экономика и математические методы.* Москва, 1972. Т.8. №3. С. 370-400.

136. Лопатников Л. И. Краткий экономико-математический словарь. М. : Наука, 1979. 358 с.

137. Любанович Б. Python. Простой Python. Современный стиль программирования. СПб. : Питер, 2016. 480 с.

138. Любомир Шавалюк. Золота середина. Де шукати та як розвивати середній клас URL: https://tyzhden.ua/Economics/233974

139. Ляшенко И. Н., Михалевич М. В., Утеулиев Н. У. Методы эколого-экономического моделирования. Нукус : Билим, 1994. 236 с.

140. Ляшенко І. М. Економіко-математичні методи та моделі сталого розвитку. К. : Вища школа, 1999. 236 с.

141. Ляшенко І. М., Григорків В. С. До вдосконалення методів побудови виробничих функцій. *Всеукраїнський науково-фаховий журнал «Економіка України».* Київ, 1998. №10. С. 83-85.

142. Ляшенко І. М., Коробова М. В. Рівновага в динамічній моделі Леонтьєва-Форда. *Вісник Київського університету. Серія: фіз.-мат. науки.* Київ, 1999. Вип. 4. С. 189-194.

143. Ляшенко І. М., Ляшенко О. І., Онищенко А. М. Економічні гіпотези та динаміка рівноважних цін в моделі Леонтьєва «витрати-випуск». *Науковий журнал «Економічна кібернетика».* Донецьк, 2009. №3-4. С. 46-52.

144. Ляшенко І. М., Онищенко А. М., Онищенко І. М. Узгодження деталізованих та агрегованих міжгалузевих балансів. *Моделювання та інформаційні системи в економіці.* Київ, 2009. Випуск 80. С. 37-50.

145. Ляшенко І. М., Пінчук (Анісімова) Л. А. Дослідження та застосування міжгалузевої моделі взаємодії економіки і навколишнього середовища. *Вісник Київського університету. Сер. фіз.-мат. науки.* Київ, 1997. Вип. 1. С. 183-193.

146. Ляшенко І. М., Хрущ І. М. Еколого-економічна виробнича функція та функція прибутку галузі з заданим розподілом потужностей по технологіях. *Науковий журнал «Економічна кібернетика».* Донецьк, 2007. № 5-6 (47-48). С. 4-11.

147. Ляшенко О. І. Математичне моделювання динаміки відкритої економіки: монографія. Рівне: Волинські обереги, 2005. 360 с.

148. Малин А. С., Мухин В. И. Исследование систем управления : Учебник для вузов. – 2-е изд. М. : Издательский дом ГУВШЭ, 2004. 400 с.

149. Малыхин В. И. Социально-экономическая структура общества : Учеб. пособие для вузов. М. : ЮНИТИ-ДАНА, 2003. 175 с.

150. Мандель Л., Вольф Э. Оптическая когерентность и квантовая оптика / пер. с англ. – М.: Физматлит, 2000. 896 с.

151. Маркович Д. Ж. Социальная экология : Учебное пособие. М. : Изд-во МГСУ «Союз», 1998. 339 с.

152. Матвійчук Я. М. Математичне моделювання динамічних систем: теорія та практика. Львів : Видавничий центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2000. 215 с.

153. Математическая экономика на персональном компьютере : Пер. с яп. / М. Кубонива, М. Табата, С. Табата, Ю. Хасэбэ; Под ред. М. Кубонива; Под ред. и с предисл. Е. З. Демиденко. М. : Финансы и статистика, 1991. 304 с.

154. Медоуз Д. Х., Медоуз Д. Л., Рандерс Й. За пределами роста. Уч. пос. М. : Прогресс, Пангея, 1994. 304 с.

155. Мельник Л. Г. Екологічна економіка : підручник. 3-тє вид., випр. і допов. Суми : Університетська книга, 2006. 367 с.

156. Мельник Л. Г. Основи стійкого розвитку : Посібник для перепідготовки фахівців. Суми : Університетська книга, 2006. 325 с.

157. Мировая экономика : прогноз до 2020 года; [под ред. А. А. Дынкина] / ИМЭМО РАН. М. : Магистр, 2007. 429 с.

158. Михалевич М. В., Сергиенко И. В. Моделирование переходной экономики : модели, методы, информационные технологии. К. : Наук. думка, 2005. 670 с.

159. Моделювання і прогнозування стану довкілля : підручник / В. І. Лаврик, В. М. Боголюбов, Л. М. Полєтаєва та ін. К. : ВЦ «Академія», 2010. 400 с.

160. Моисеев Н. И. Универсум. Информация. Общество. М. Устойчивый мир. 2001. 200 с.

161. Моисеев Н. Н. Кибернетическое описание эколого-экономических систем. *Кибернетика.* Київ, 1977. №6. С. 132-145.

162. Моисеев Н. Н. Люди и кибернетика. М.: Мол. гвардия, 1984. 224 с.

163. Моисеев Н. Н. Математические модели экономической науки. М. : Знание, 1973. 64 с.

164. Моисеев Н. Н. Современный антропогенез и цивилизационные разломы. Экологополитологический анализ. М. : МНЭПУ, 1994. 47 с.

165. Моисеев Н. Н. Судьба цивилизации. Путь разума. М. : Изд-во МНЭПУ, 1988. 288 с.

166. Моисеев Н. Н. Экология человечества глазами математика: (Человек, природа и будущее цивилизации). М. : Мол. гвардия, 1988. 254 с.

167. Моисеев Н. Н., Александров В. В., Тарко А. М. Человек и биосфера. Опыт системного анализа и эксперименты с моделями. М. : Наука, 1985. 272 с.

168. Населення із середніми доходами як основа для формування середнього класу в Україні / Е. Лібанова, Л. Черенько, О. Васильєв, А. Реут. *Журнал «Національна безпека і оборона»*. Київ, 2014. №1-2. С. 79-96.

169. Олемской О. І., Ющенко О. В., Кохан С. В. Синергетична модель економічної структури суспільства. *Журнал фізичних досліджень.* Львів, 2004. Т.8, №3. С. 268-278.

170. Оленев Н. Н. Модель государственного регулирования экологических последствий экономического роста. М. : ВЦ АН СССР, 1991. 43 с.

171. Оленев Н. Н., Петров А. А., Поспелов И. Г. Регулирование экологических последствий экономического роста. *Математическое моделирование.* Москва, 1998. Т.10, №8. С. 17-32.

172. Онищенко А. М. Галузеві еколого-економічні виробничі функції максимального випуску. *Науковий журнал «Економічна кібернетика».* Донецьк, 2002. № 3-4 (15-16). С. 37-42.

173. Онищенко А. М. Методологічні основи еколого-економічного моделювання положень Кіотського протоколу. *Журнал «Економіка та держава».* Київ, 2008. № 8 (68). С. 21-25.

174. Онищенко А. М. Моделювання еколого-економічної взаємодії в процесі виконання рішень Кіотського протоколу : монографія. Полтава : Полтавський літератор, 2011. 398 с.

175. Оптимальное управление в агрегированных моделях экономики / А. М. Рубинов, К. Ю. Борисов, В. Н. Десницкая, В. Д. Матвеенко. Л. : Наука, 1991. 272 с.

176. Осауленко О. Г. Моделювання сталого розвитку соціально-економічних систем. К. : ІВЦ Держкомстату України, 2001. 65 с.

177. Основы теории оптимального управления : Учеб. пособие для экон. вузов / В. Ф. Кротов, Б. А. Лагоша, С. М. Лобанов и др.; Под ред. В. Ф. Кротова. М. : Высш. шк., 1990. 430 с.

178. Офіційна доповідь Леандро Медіни та Фрідріха Шнайдера – Режим доступу до ресурсу: 101 https://www.imf.org/en/publications/wp/issues/2018/01/25/shadoweconomies-around-the-world-what-did-we-learn-over-the-last-20-years45583

179. Офіційна сторінка The Happy Planet Index організації NEF [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://www.happyplanetindex.org/

180. Офіційний сайт Global Footprint Network [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/footprint_basics_ overview/

181. Офіційний сайт Відділу ООН по статистиці [Електронний ресурс]. – Режим доступу : http://unstats.un.org/unsd/publication/SeriesF/SeriesF_22E.pdf

182. Павлов О. И., Павлова О. Ю. Кривая Лоренца и математическое определение среднего класса / Управление экономическими системами (электронный журнал). 2016. №12. URL: http://uecs.ru/uecs-94-942016/item/4239-2016-12-24-07-45-16.

183. Паніотто В. До вимірювання середнього класу більш придатними є суб'єктивні чи суб'єктивно-об'єктивні показники. *Середній клас в Україні : критерії ідентифікації.* Київ, 2014. С. 9-13.

184. Первадчук В. П., Владимирова Д. Б., Деревянкина П. О. Математическое моделирование экономической структуры общества на примере статистических данных по Пермскому краю. *Вестник Пермского университета. Экономика.* Пермь 2018. Т.13, №3. С. 390-401.

185. Пестель Э. За пределами роста [Електронний ресурс]. – URL : http://alt-future.narod.ru/Future/rome3.htm

186. Петров А. А., Поспелов И. Г., Шананин А. А. Опыт математического моделирования экономики. М. : Энергоатомиздат, 1996. 544 с.

187. Піцур Я. С., Черченко О. Л., Білоскурський Р. Р. Сталий соціально-економічний розвиток : еволюція поглядів та теоретичний аналіз. *Економічний вісник Національного гірничого університету : наук. журнал.* –Дніпро, 2017. №1(57). С. 28-35.

188. Плакунов М. К., Раяцкас Р. Производственные функции в экономическом анализе. Вильнюс : Минтис, 1984. 308 с.

189. Пономаренко О. І., Перестюк М. О., Бурим В. М. Основи математичної економіки. К. : Інформтехніка, 1995. 320 с.

190. Пономаренко О. І., Перестюк М. О., Бурим В. М. Сучасний економічний аналіз. У 2ч. Ч.2 Макроекономіка : навч. посіб. К. : Вища шк., 2004. 207 с.

191. Поснова Т. В. Роль середнього класу в системі економічної безпеки. *Збірник наукових праць. Економічний простір.* Дніпропетровськ, 2016. №109. С. 109-120.

192. Пределы роста / [Медоуз Донелла Х., Медоуз Деннис Л., Рэндерс Йорген, Беренс III Вильям]; [пер. с анг. А. С. Саркисова / науч. ред. Д. Н. Кавтарадзе]; – М. : Изд-во МГУ, 1991. 206 с.

193. Про глобальне потепління, якого ще ніколи не було. *Експрес.* 2020. №5(10336). 30.01.20-06.02.20. С.11-12.

194. Програма дій «Порядок денний на 21 століття» / Пер. з англ. : ВГО «Україна. Порядок денний на 21 століття». К. : Інтелсфера, 2000. 360 с.

195. Раяцкас Р. Л., Суткайтис В. П. Окружающая среда и проблемы планирования. М. : Наука, 1981. 272 с.

196. Римский клуб [Электронний ресурс] / Философские словари. – URL : http://www.philospedia.com/31/208/1660342.html

197. Розподіл населення за рівнем середньодушових еквівалентних загальних доходів : Демографічна та соціальна статистика : Статистична інформація: Державна служба статистики України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/operativ2007/gdvdg_rik/dvdg_u/roz2010_u.htm

198. Розум Р. І., Буряк М. В., Любезна І. В. Еколого-економічні системи : основні аспекти. *Науковий огляд.* Київ, 2015. №6(16). С. 33-49.

199. Рузавин Г. И. Методология научного познания : Учеб. пособие для вузов. М. : ЮНИИТИ-ДАНА, 2013. 287 с.

200. Рюмина Е. В. Экологический фактор в экономико-математических моделях. М. : Наука, 1980. 166 с.

201. Сало Я. В. Середній клас як інструмент соціально-економічного розвитку країни. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Міжнародні економічні відносини та світове господарство.* Ужгород, 2016. Вип. 7(3). С. 63-66.

202. Самойленко А. М., Кривошея С. А., Перестюк М. О. Диференціальні рівняння у прикладах і задачах : навч. посібник. К. : Вища шк., 1994. 455 с.

203. Середній клас України : теорія та сучасні тенденції становлення / І. К. Бондар, Є. О. Бугаєнко, В. Я. Бідак та ін. ; відп. ред. О. Г. Ягольник. К. : Корпорація. 2004. 581 с.

204. Симончук Е. В. Средний класс : Люди и статусы : моногр. НАН Украины. Ин-т социол. К., 2003. 462 с.

205. Синякевич І. М. Екологізація суспільного розвитку як інструмент подолання екологічних загроз. *Науково-практичний журнал «Регіональна економіка».* Львів, 2011. №4. С. 14-20.

206. Скращук Л. В. Побудова та дослідження розв'язків динамічної моделі Лентьєва-Форда. *Науковий вісник Чернівецького національного університету : зб. наук. праць. Економіка.* Чернівці : Чернівецький нац. ун-т. 2013. Вип. 650-652. С. 338-343.

207. Скращук Л. В. Процеси сталого розвитку та екологічна безпека як актуальні об'єкти наукових досліджень. *Науковий вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту КНТЕУ. Економічні науки.* – Чернівці : Книги-XXI, 2009. Вип. IV(36). С. 156-166.

208. Скращук Л. В. Сучасний стан еколого-економічних систем у контексті переходу України на засади сталого розвитку. *Науковий вісник Буковинського фінансово-юридичного університету. Економічні науки.* Чернівці : Книги-XXI, 2010. С. 296-305.

209. Стасюк Ірина. Україна опинилася на 9 місці у світі серед виробників сміття на душу населення. URL: https://hmarochos.kiev.ua/2019/07/15/ukrayina-

opynylasya-na-9-mistsi-u-sviti-sered-vyrobnykiv-smittya-na-dushu-naselennya/ (дата публікації: 15.07.2019).

210. Статистика : основи теорії та практики : навчальний посібник / В. С. Григорків, О. Ю. Вінничук, Г. П. Кибич, М. В. Григорків, Н. Я. Іванова, С. В. Іщенко. Чернівці : ДрукАрт, 2011. 282 с.

211. Стратегія сталого розвитку : Підручник / Боголюбов В. М. та ін. ; за ред. В. М. Боголюбова. Херсон : Олді-плюс, 2012. 446 с.

212. Стратегія сталого розвитку «Україна-2020». URL: http://zakon3.rada.gov.ua/law/show/5/2015.

213. Тадеєв Ю. П. Динамічні макроекономічні виробничі функції та їх двоїстий аналіз. *Сталий розвиток економіки.* 2012. №3. С. 117-124.

214. Тадеєв Ю. П. Динамічні функції корисності з інвестиціями у виробничий та інтелектуальний капітал. *Вісник КНТЕУ.* Київ, 2013. С. 128-134.

215. Тадеєв Ю. П. До проблеми контролю за забрудненням навколишнього середовища. *Моделювання та інформаційні системи в економіці : зб. наук. праць.* Київ, 2006. С. 174-185.

216. Тадеєв Ю. П. Економіко-математичне моделювання та сталий розвиток. *Проблеми системного підходу в економіці: Збірник наук. праць НАУ.* Київ, 2010. Вип. 33. С. 69-73.

217. Тихонов В. И., Миронов М. А. Марковские процессы. М. : Советское радио, 1977. 488 с.

218. Томашевський В. М. Моделювання систем. К. : Видавнича група BHV, 2005. 352 с.

219. Трегобчук В. М. Концепція сталого розвитку для України. *Вісник Національної академії наук України.* Київ, 2002. №2. С. 31-40.

220. Трубецков Д. И. Введение в синергетику. Хаос и структуры / Предисл. Г. Г. Малинецкого. Изд. 2-е, испр. и доп. / Д. И. Трубецков. М. : Едиториал УРСС, 2004. 240 с.

221. Туниця Ю. Екологічна Конституція Землі : сутність і коецептуальні засади. *Вісник Національної академії наук України.* Київ, 2005. №11. С. 32-42.

222. Україна посередині рейтингу в Доповіді ПРООН про стан людського розвитку за 2019 рік. Електронний ресурс: https://www.ua.undp.org/content/ukraine/uk/home/presscenter/pressreleases/2019/ukraine-ranks-mid-table-in-undps-2019-human-development-report.html

223. Фоміна М. В. Проблеми сталого економічного розвитку в умовах глобалізації : монографія. Донец. нац. ун-т економіки і торгівлі ім. М. Туган-Барановського. – Донецьк : [ДОННУЕТ], 2010. 359 с.

224. Форрестер Дж. Мировая динамика. М. : Наука, 1978. 168 с.

225. Хакен Г. Синергетика. Иерархии неустойчивостей в самоорганизующихся системах и устройствах. М. : Мир, 1985. 419 с.

226. Хвесик М. А., Степаненко А. В. Екологічна криза в Україні : соціально-економічні наслідки та шляхи їх подолання. *Всеукраїнський науковий фаховий журнал «Економіка України».* Київ, 2014. №1. С. 74-86.

227. Хвесик М., Бистряков І. Парадигмальний погляд на концепт сталого розвитку України. *Всеукраїнський науковий фаховий журнал «Економіка України».* Київ, 2012. №6. С. 4-12.

228. Хрущ Л. З. Еколого-економічні виробничі функції (побудова та застосування у прогнозуванні). *Моделювання та інформаційні системи в економіці : зб. наук. пр.* К. : КНЕУ, 2007. Вип. 76. С. 155-165.

229. Царенко А. М. Экономические проблемы производства экологически чистой промышленной продукции (теория и практика). К. : Аграрна наука, 1998. 256 с.

230. Царик Т. Є., Файфура В. В. Основи екології. Тернопіль, 2003 р. 208 с.

231. Цілі сталого розвитку: Україна. *Національна доповідь 2017.* URL: http://un.org.ua/images/SDGs_NationalReportUA_Web_1.pdf

232. Чернавский А. С., Старков Н. Н., Щербаков А. В. О проблемах физической экономики. *УФН.* 2002. – Т.172, №9. С. 1047-1067.

233. Чечель О. М. Базові критерії добробуту населення Інвестиції: практика та досвід. 2011. № 1. С. 82-85. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ipd_2011_1_23

234. Шевчук В. Я. Макроекономічні проблеми сталого розвитку. К. : Геопринт, 2006. 200 с.

235. Юрченко І. В., Ясинська Л. І., Ясинський В. К. Методи стохастичного моделювання систем. Чернівці : Вид-во «Прут», 2002. 416 с.

236. Якутова О. Ю. Проблеми та особливості моделювання еколого-економічної динаміки. *Науковий вісник Чернівецького університету : збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці : Рута, 2006. Вип. 281. С. 132-136.

237. Ясинська Л. І., Ясинський В. К, Юрченко І. В. Лекції з теорії стохастичного моделювання : Частина 3. Імітаційне статистичне моделювання на ЕОМ. Чернівці : Зелена Буковина,1999. 346 с.

238. Ясинчук Леся. Між нами і вами – прірва. *Експрес*, 2019, №3(9979), 17-24 січня.

239. Agenda 21, 1992. United Nations Conference on Environment and Development. Rio de Ganeiro (United Nations) A Conf. 151/4.

240. Analysis of changes in Dutch emission trade balance(s) between 1996 and 2007 / B. Edens, R. Delahaye, M. van Rossum, S. Schenau. *Ecological Economics.* 2011. Vol. 70 (12). P. 2334-2340.

241. Andrii Verstiak, Mariia Grygorkiv, Vasyl Grygorkiv Environmental input-output modeling of the pricing within nonlinear intersectoral links. *20th International Input-Output Conference* (Bratislava, Slovakia, June 25-29, 2012). P. 216 (172).

242. Andrii Verstiak, Vasyl Grygorkiv, Mariia Grygorkiv Stohastic and optimization models of pricing in eco-economic system. *International scientific research journal of Mykolas Romeris University, Lithuanian Academy of sciences, University of Wroclaw.* Vilnius. 2014 Vol. 8 (1). P. 156-164.

243. Ayres P. U., Knesse A. V. Production, Consumption and Externalities. *The American Economic Review.* 1969. V.59(3). P. 27-29.

244. Buyak Lesya, Hryhorkiv Mariya Modelling of the possible integration consequences of the economy of Ukraine into the economies of the European Union or Russia. *Baltic Journal of Economic Studies.* Riga, 2016. Vol. 2 (1). P. 18-25.

245. Changing World Happiness : Режим доступу : https://worldhappiness.report/ed/2019/changing-world-happiness/

246. CO2 emissions of international freight transport and offshoring: measurement and allocation / M. A. Cadarso, N. Gómez, L. A. López, M. A. Tobarra. *Ecological Economics.* 2010. Vol. 69 (8). P. 1682-1694.

247. Daily G. C., Ellison K. The New Economy of Nature : The Quest to Make Conservation Profitable. Washington, DC : Island Press, 2002. 144 p.

248. Daly H. E. Economics as a Life Science. *The Journal of Political Economy.* 1968. V.76. №3. P. 392-406.

249. Daly H., Farley J. Ecological Economics. Principles and applications. Washington : Island Press, 2004. 454 p.

250. Farley J., Ericson J., Daly H. Ecological economics. A workbook for problem based learning. Washington : Island Press, 2005. 215 p.

251. Gaston C. Consumption-related greenhouse gas emissions in Canada, the United States and China. *Service bulletin EnviroStats.* 2011. Vol. 5 (4). P. 14-21.

252. Gore A. Earth in the Balance : Ecology and the Human Spirit. N. Y. : Rodale, 2006. 410 p.

253. Grygorkiv Mariia Design of eco-economic systems with linear function of economic behavior. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 23-24 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. С. 5-6.

254. Hryhorkiv Mariia Conceptual and mathematical models of dynamics of single sectoral economy with primary utilization of industrial pollution. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали V Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 травня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 3-4.

255. Hryhorkiv M. V. Modeling of eco-economic dynamics of single sectoral economy in the case of specified share of industrial pollution utilization. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2017. Вип. 789. С. 64-68.

256. Hryhorkiv M. V., Hryhorkiv V. S. Some issues of time dimension agreement in economic dynamics models. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2016. Вип. 773-774. С. 166-170.

257. Lin B., Sun C. Evaluating carbon dioxide emissions in international trade of China. *Energy Policy.* 2010. Vol. 38 (1). P. 613-628.

258. Malthus T. R. An Essay on the Principle of Population. *Classics in Environmental studies.* Hague, Netherlands : International Books, 1997. P. 29-38.

259. Mariia Grygorkiv, Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak Modelling of interaction of eco-economic processes. *Business Systems and Economic.* Vilnius, 2015 Vol. 5 (1). P. 18-25.

260. Mariia Hryhorkiv Modeling of the sectoral ecological economy dynamics in view of different tariffs on primary and secondary disposal of production pollution. *Науковий журнал «Наукові записки Національного університету «Острозька академія» серія «Економіка»».* Острог, 2018. Випуск 9(37). С. 192-196.

261. Mathur A., Vyas D. K. Socio-ecological issues eco-economic and sustainability status. *Journal of ecology and environmental sciences.* 2013. V. 4(1). P. 87-90.

262. Mesarovich M., Pestel E. Mankind at the Turning Point. N. Y., 1974. 230 p.

263. Production and Economic Dynamics / [Landesmann M., Scazziert R. (eds)]. Cambridge : Cambridge University Press, 2009. 357 p.

264. Schimazu I., K. Sugijama, T. Koijama Terrestrial Environmentology. *Journal Earth Sci.*, Nagova Univ. 1972. V.20. P. 5-12.

265. Serrano M., Dietzenbacher E. Responsibility and trade emission balances: an evaluation of approaches. *Ecological Economics.* 2010. Vol. 69. P. 2224-2232.

266. Solow, Robert M. A Contribution to the Theors of Economic Growth. *The Quarterly Journal of Economic.* Vol. 70, No 1. P. 65-94.

267. Su B., Ang B. W. Input-output analysis of CO2 emissions embodied in trade: the effects of spatial aggregation. *Ecological Economics.* 2010. Vol. 70. P. 10-18.

268. Su B., Ang B. W. Multi-region input-output analysis of CO2 emissions embodied in trade: the feedback effects. *Ecological Economics.* 2011. Vol. 71. P. 42-53.

269. The World Bank. URL: http://databank.worldbank.org/data/reports.aspx?source=2&series=SI. POV.GINI&country

270. Tinberg T. Controling Polution by Price and Standard System. *Swedich Journal Econ.* 1973. V. 75(2). P. 40-52.

271. Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak, Mariia Grygorkiv Market analysis of enterprise resource planning systems with the focus on Ukraine. *Management Education Science & Society Technologies Journal.* Belgrade, 2015. Vol 3 (1). P. 87-94.

272. Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak, Mariia Grygorkiv, Svyatoslav Ishchenko Information System Design for Eco-Economic Monitoring. *5th International Conference on Application of Information and Communication Technology and Statistics in Economy and Education* (ICAICTSEE – 2015), November 13-14th, 2015, UNWE, Sofia, Bulgaria, 2015. P. 103-107.

273. Vasyl Grygorkiv, Mariia Grygorkiv, Svyatoslav Ishchenko, Andrii Verstiak. Hysteresis Phenomenon In The Economy Of Ukraine. *5th International scientific conference «Practice and Public Research in Private and Public Sector – 2015».* Vilnius, Lithuania, 14 – 15 May 2015. Mykolas romeris Univeristy, 2015. P. 29-39. – [Electronic resource]. — Access mode : http:// http://prpps.mruni.eu/wp-content/uploads/2012/11/PRPPS-20156.pdf Назва з екрану (ISSN 2029-7378).

274. Vasyl Hryhorkiv, Andrii Verstiak, Oksana Verstiak, Mariia Hryhorkiv. Regional Economic Growth Disparities in Ukraine: Input-Output Analysis Approach. *Scientific Annals of Economics and Business.* 2017. 64 (4) P. 447-457.

275. Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Olexandr Savko Enterprise application software implementation at the enterprise of wood processing industry: case study. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2018. Вип. I-II (69-70). С. 142-151.

276. Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Olexandr Savko Management software implementing within Ukrainian SMEs: case study. *International conference «Advanced computer information technologies ACIT 2018».* Ceske Budejovice, Czech Republic, 1-3 June 2018. Ceske Budejovice, Czech Republic, 2018. pp. 258-261.

277. Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Oksana Verstiak, Andrii Berdnuk Mining credit interest rate data from multiple data sources. *CEUR Workshop Proceedings. 9th International Conference on Advanced Computer Information Technologies, ACIT 2019.* June 5-7, 2019. Ceske Budejovice; Czech Republic, 2019. Pages 265-268.

278. Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Mariia Hryhorkiv The dynamic model of economy in view of socio-economic clusterization and tax burden. The Economics of the XXI Century: Current State and Development Prospects : Monograph. London, 2018. pp. 217-231.

279. WCED Our common future. [The Brundtland Commission]. – London : Oxford Univ. Press (for The World Commission on Environment and Development). 1987. 383 p.

280. Willen I. A model of Economic System-ecosystem Interaction. *Journal Environment and Planning.* 1973. V.15. P. 35-44.

281. World Happiness Report 2020 : Режим доступу : https://worldhappiness.report/

282. Youguo Zhang Impact of Urban and Rural Household Consumption on Carbon Emissions In China. *Economic Systems Research.* Volume 25. Issue 3. 2013. P. 287-299.

283. Zolotas K. Economic Growth and Declining Social Welfare. New York University Press, 1981. 200 p.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

Список публікацій за темою дисертації

Монографії:

1. Григорків М. В. Динамічні моделі еколого-економічних систем в умовах соціально-економічної кластеризації : монографія. Тернопіль: «Економічна думка ТНЕУ», 2020. С. 415. (24,80 д.а.).

2. Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Mariia Hryhorkiv The dynamic model of economy in view of socio-economic clusterization and tax burden. The Economics of the XXI Century: Current State and Development Prospects : Monograph. London, 2018. pp. 217-231. (0,91 д.а.) Особистий внесок: досліджено можливі рівноважні стани економіки в умовах соціально-економічної кластеризації та податкового навантаження (0,4 д.а.).

Статті у наукових фахових виданнях України та зарубіжних виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз:

3. Григорків М.В. Динамічні моделі двосекторної екологічної економіки з лінійними функціями поведінки її суб’єктів. *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2015. №12(174) С. 390-397. (0,65 д.а.).

4. Григорків М.В. Динамічні односекторні моделі еколого-економічної системи з лінійними функціями економічної поведінки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2015. Вип. I (57). С. 172-180. (0,99 д.а.).

5. Григоркив М.В. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 1 / Григоркив М.В., Григоркив В.С. // *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №2. С. 128-137. (0,88 д.а.) Особистий внесок: запропоновано динамічні моделі еколого-економічної взаємодії в умовах економічно структурованого суспільства (0,65 д.а.).

Vasiliy S. Grygorkiv, Mariya V. Grygorkiv Modeling the Dynamics of Ecological-Economic Systems Based on Economic Structuring a Society. Part I / Vasiliy S. Grygorkiv, Mariya V. Grygorkiv // Journal of Automation and Information Sciences. – Volume 47, Issue 4. – 2015.– P. 18-27.

6. Григоркив М.В. Моделирование динамики эколого-экономических систем с учетом экономической структуризации общества. Часть 2 / Григоркив М.В., Григоркив В.С. // *Международный научно-технический журнал «Проблемы управления и информатики».* Київ, 2015. №3. С. 127-134. (0,7 д.а.) Особистий внесок: проаналізовано прикладне забезпечення моделі динаміки еколого-економічної системи з урахуванням економічної структуризації суспільства (0,5 д.а.).

Vasiliy S. Grygorkiv, Mariya V. Grygorkiv Modeling the Dynamics of Ecological-Economic Systems Based on Economic Structuring a Society. Part II / Vasiliy S. Grygorkiv, Mariya V. Grygorkiv // Journal of Automation and Information Sciences. – Volume 47, Issue 6. – 2015. – P. 33-40.

7. Mariia Grygorkiv. Modelling of interaction of eco-economic processes / Mariia Grygorkiv Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak // *Business Systems and Economic.* Vilnius, 2015 Vol. 5 (1). P. 18-25. (0,74 д.а.) Особистий внесок: запропоновано моделі впливу економічної структури суспільства на процеси еколого-економічної взаємодії (0,48 д.а.).

8. Григорків М.В. Часові лаги у динамічних моделях економіки. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2016. Вип. I (61). С. 242-251. (1,16 д.а.).

9. Hryhorkiv Mariya Modelling of the possible integration consequences of the economy of Ukraine into the economies of the European Union or Russia / Hryhorkiv Mariya, Buyak Lesya // *Baltic Journal of Economic Studies.* Riga, 2016. Vol. 2 (1). P. 18-25. (0,47 д.а.) Особистий внесок: якісний аналіз моделі та обґрунтування її параметрів (0,12 д.а.).

10. Григорків М.В. Моделі еколого-економічної динаміки двосекторної економіки з основним і допоміжним виробництвом / Григорків М.В., Григорків

В.С. // *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №6 (192). С. 214-221. (0,66 д.а.) Особистий внесок: запропоновано моделі двосекторної економіки, один із секторів якої займається випуском основної продукції, а інший – утилізацією забруднення (0,5 д.а.).

11. Григорків М.В. Моделювання еколого-економічної динаміки з урахуванням мінімального рівня соціально-економічної структуризації суспільства / Григорків М.В., Григорків В.С. // *Актуальні проблеми економіки. Науковий економічний журнал.* Київ, 2017. №2 (188). С. 323-332. (0,82 д.а.) Особистий внесок: запропоновано агреговану динамічну модель еколого-економічної взаємодії (0,7 д.а.).

12. Григорків М.В. Моделювання динаміки двосекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією забруднення. *Науково-виробничий журнал. Інноваційна економіка.* Тернопіль, 2017. № 5-6 (69). С. 206-211. (0,5 д.а.).

13. Григорків М.В. Динамічні моделі односекторної економіки з первинною та вторинною утилізацією виробничого забруднення. *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. I-II (65-66). С. 199-207. (1,05 д.а.).

14. Mariia Hryhorkiv. Regional Economic Growth Disparities in Ukraine: Input-Output Analysis Approach / Vasyl Hryhorkiv, Andrii Verstiak, Oksana Verstiak, Mariia Hryhorkiv // *Scientific Annals of Economics and Business.* 2017. 64 (4) P. 447-457. (0,72 д.а.) Особистий внесок: обґрунтовано можливість агрегування балансових моделей для аналізу нерівномірності економічного розвитку регіонів (0,12 д.а.).

15. Mariia Hryhorkiv Modeling of the sectoral ecological economy dynamics in view of different tariffs on primary and secondary disposal of production pollution. *Науковий журнал «Наукові записки Національного університету «Острозька академія» серія «Економіка»».* Острог, 2018. Випуск 9(37). С. 192-196. (0,59 д.а.).

16. Григорків М.В. Формалізація середнього класу та оцінки нерівномірності розподілу суспільного багатства / Григорків М.В., Григорків В.С. // *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць.*

Економіка. Чернівці, 2019. Вип. 809. С. 77-83. (1,19 д.а.) Особистий внесок: Розкрито сутність середнього класу та здійснено його формалізацію (0,94 д.а.).

17. Mariia Grygorkiv Market analysis of enterprise resource planning systems with the focus on Ukraine / Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak, Mariia Grygorkiv // *Management Education Science & Society Technologies Journal.* Belgrade, 2015. Vol 3 (1). P. 87-94. (0,71 д.а.) Особистий внесок: проаналізовано вплив ринку інформаційних технологій на розвиток економіки (0,16 д.а.).

18. Mariia Hryhorkiv Management software implementing within Ukrainian SMEs: case study / Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Olexandr Savko // *International conference «Advanced computer information technologies ACIT 2018».* Ceske Budejovice, Czech Republic, 1-3 June 2018. Ceske Budejovice, Czech Republic, 2018. pp. 258-261. (0,47 д.а.) Особистий внесок: проаналізовано ефективність застосування інформаційних систем в економіці (0,11 д.а.).

19. Mariia Hryhorkiv Enterprise application software implementation at the enterprise of wood processing industry: case study / Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Olexandr Savko // *Вісник Чернівецького торговельно-економічного інституту. Економічні науки.* Чернівці, 2018. Вип. I-II (69-70). С. 142-151. (1,21 д.а.) Особистий внесок: обґрунтовано необхідність автоматизації виробничих процесів за допомогою сучасних інформаційних систем (0,21 д.а.).

20. Mariia Hryhorkiv Mining credit interest rate data from multiple data sources / Vasyl Hryhorkiv, Lesia Buiak, Andrii Verstiak, Mariia Hryhorkiv, Oksana Verstiak, Andrii Berdnuk // *CEUR Workshop Proceedings. 9th International Conference on Advanced Computer Information Technologies, ACIT 2019*. June 5-7, 2019. Ceske Budejovice; Czech Republic, 2019. Pages 265-268. (0,47 д.а.) Особистий внесок: проаналізовано проблему автоматизованої обробки даних в економіці (0,11 д.а.).

Статті у наукових фахових виданнях України:

21. Григорків М.В. Односекторні моделі економічної динаміки з урахуванням процесів еколого-економічної взаємодії. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2015. Вип. 730-731. С. 183-186. (0,47 д.а.).

22. Григорків М.В. Двосекторні моделі еколого-економічногої динаміки з лінійними функціями економічної поведінки. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія «Економіка».* Ужгород, 2015. Випуск 1 (45). Том 1. С. 259-262. (0,47 д.а.).

23. Григорків М.В. Трисекторна модель екологічної економіки. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2015. Вип. 11. С. 46-54. (0,52 д.а.).

24. Hryhorkiv M.V. Some issues of time dimension agreement in economic dynamics models / Hryhorkiv M.V., Hryhorkiv V.S. // *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2016. Вип. 773-774. С. 166-170. (0,58 д.а.) Особистий внесок: обґрунтовано принципи моделювання рівнянь динаміки економічних змінних у випадку різних різних одиниць вимірювання часу (0,43 д.а.).

25. Григорків М.В. Моделювання динаміки односекторної економіки у випадку утилізації виробничих відходів та контролю над забрудненням довкілля. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2017. Вип. 13. С. 96-102. (0,46 д.а.).

26. Hryhorkiv M.V. Modeling of eco-economic dynamics of single sectoral economy in the case of specified share of industrial pollution utilization. *Науковий вісник Чернівецького університету : Збірник наук. праць. Економіка.* Чернівці, 2017. Вип. 789. С. 64-68. (0,59 д.а.).

27. Григорків М.В. Оцінювання рівня та механізми екологізації економіки на сучасному етапі її розвитку. *Збірник наукових праць. Економічні науки.* Чернівці, 2018. Вип. 14. С. 136-144. (0,61 д.а.).

28. Григорків М.В. Моделі динамічних функцій забруднення: концепція побудови. *Збірник наукових праць. Економічні науки*. – Чернівці : Книги – XXI, 2020. – Вип. 16. – С. 70-80. (0,65 д.а.).

Публікації у збірниках матеріалів науково-практичних конференцій, шкіл-семінарів:

29. Grygorkiv Mariia Design of eco-economic systems with linear function of economic behavior. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали IV Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 23-24 квітня 2015 р. Чернівці, 2015. С. 5-6. (0,12 д.а.).

30. Григорків М.В. Моделювання трисекторної економіки з урахуванням еколого-економічної взаємодії. *Регіональні економічні проблеми в умовах сучасних викликів :* збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції, м. Київ, 27-28 лютого 2015 р. Київ, 2015. С. 139-140. (0,12 д.а.).

31. Mariia Grygorkiv Information System Design for Eco-Economic Monitoring / Vasyl Grygorkiv, Andrii Verstiak, Mariia Grygorkiv, Svyatoslav Ishchenko //. *5th International Conference on Application of Information and Communication Technology and Statistics in Economy and Education* (ICAICTSEE – 2015), November 13-14th, 2015, UNWE, Sofia, Bulgaria, 2015. P. 103-107. (0,59 д.а.) Особистий внесок: обґрунтовано методологію еколого-економічного моніторингу (0,11 д.а.).

32. Mariia Grygorkiv Hysteresis Phenomenon In The Economy Of Ukraine / Vasyl Grygorkiv, Mariia Grygorkiv, Svyatoslav Ishchenko, Andrii Verstiak // *5th International scientific conference «Practice and Public Research in Private and Public Sector – 2015».* Vilnius, Lithuania, 14 – 15 May 2015. Mykolas romeris Univeristy, 2015. P. 29-39. – [Electronic resource]. Access mode : http:// http://prpps.mruni.eu/wp-content/uploads/2012/11/PRPPS-20156.pdf Назва з екрану (ISSN 2029-7378). (1,28 д.а.) Особистий внесок: розкрито зміст особливих станів траєкторій еколого-економічної динаміки (0,28 д.а.).

33. Григорків М.В. Аналіз та моделювання часових лагів в економіці. *Економічні проблеми сучасності та стратегії інноваційного розвитку економіки :* матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. У 2-х частинах. м. Львів, 18-19 березня 2016 р. Львів, 2016. С. 135-137. (0,17 д.а.).

34. Григорків М.В. Про вибір та узгодження часового виміру в динамічних моделях економіки / Григорків В.С., Григорків М.В. // *Економіко-математичне моделювання :* зб. мат. Першої нац. наук.-метод. конф., м. Київ, 30 вересня – 1 жовтня 2016 р. Київ, 2016. С. 99-101. (0,17 д.а.) Особистий внесок: обґрунтовано проблему узгодження часового виміру при формалізації та експериментальних дослідженнях динамічних моделей економіки (0,11 д.а.).

35. Григорків М.В. Моделювання динамічних функцій економічної поведінки. *Праці VIII міжнародної школи-семінару «Теорія прийняття рішень»*, м. Ужгород, 26 вересня - 1 жовтня 2016 р. Ужгород, 2016. С. 97. (0,06 д.а.).

36. Григорків М.В. Моделювання рівноважних станів еколого-економічних систем. *Наукова спадщина Йозефа Алоїза Шумпетера і сучасність : погляд із минулого в майбутнє.* Матеріали III Міжнародної Шумпетерівської конференції, м. Чернівці, 21-22 жовтня 2016 р. Чернівці, 2016. С. 233-234. (0,12 д.а.).

37. Григорків М.В. Динамічні моделі двосекторної екологічно збалансованої економіки. *Актуальні проблеми ефективності використання потенціалу економіки країни:* матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, м. Дніпро, 20-21 січня, 2017 р. Дніпро, 2017. С. 150-152. (0,14 д.а.).

38. Григорків М.В. Інформаційна економіка: аналіз і перспективи розвитку. *Сучасні інформаційні технології у бізнесі та досвід їх використання :* матеріали Всеукраїнської школи-семінару. м. Чернівці, 23-24 жовтня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 26-27. (0,11 д.а.).

39. Григорків М.В. Моделювання економічної динаміки з урахуванням процесів утилізації виробничого забруднення: деякі прикладні аспекти. *International Scientific-Practical Conference. Integration of Business Structures: Strategies and Technologies, Part II*. Tbilisi, Georgia, February 24, 2017. Tbilisi, 2017. P. 198-200. (0,15 д.а.).

40. Hryhorkiv Mariia Conceptual and mathematical models of dynamics of single sectoral economy with primary utilization of industrial pollution. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали V Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 травня 2017 р. Чернівці, 2017. С. 3-4. (0,12 д.а.).

41. Григорків М.В. Моделювання розподілів елементів суспільства за показниками добробуту. *Математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці :* матеріали VI Міжнародної науково-методичної конференції, м. Чернівці, 18-19 квітня 2019 р. Чернівці, 2019. С. 78-79. (0,12 д.а.).

42. Григорків М.В. Аналіз екологічності економіки регіонів України. *Сталий розвиток соціально-економічних систем в умовах глобалізаційних процесів [електронний збірник]* : матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. (30 березня 2020 р., м. Київ). – С. 104-107. (0,3 д.а.).

43. Розширене засідання кафедри економічної кібернетики та інформатики Тернопільського національного економічного університету (м. Тернопіль, 23.06.2020 р., Протокол № 12).

ДОДАТОК Б. МОДЕЛЬ M^*

Б1. ПРИКЛАДИ СПЕЦИФІКАЦІЙ ФУНКЦІЙ ПОПИТУ ТА ПРОПОЗИЦІЇ

Функції попиту на основну продукцію:

$$q^{(1)}(s) = k_1\sqrt{s},$$

$$q^{(2)}(s) = \begin{cases} k_1\sqrt{s}, & 0 \le s \le \bar{s}, \\ (s-\bar{s})^{k_2} + k_1\sqrt{\bar{s}}, & s \ge \bar{s}, \end{cases}$$

де $k_1, \bar{s}, k_2$ – сталі величини $(1 < k_2 < 2)$.

Функції випуску основної продукції:

$$f^{(1)}(s) = k_3 s,$$

$$f^{(2)}(s) = \begin{cases} k_3 s, & 0 \le s \le \tilde{s}, \\ k_3\tilde{s}, & s \ge \tilde{s}, \end{cases}$$

де $k_3, \tilde{s}$ – сталі величини.

Графіки конкретних функцій q і f:

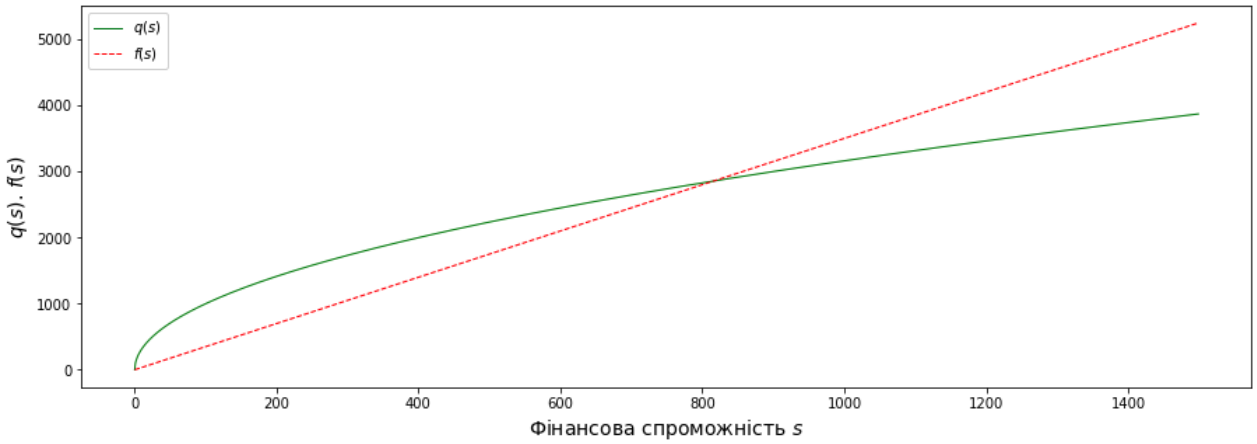


Рис. Б1. Графіки функцій $q(s) = q^{(1)}(s)$ $(k_1 = 100)$; $f(s) = f^{(1)}(s)$ $(k_3 = 3.5)$

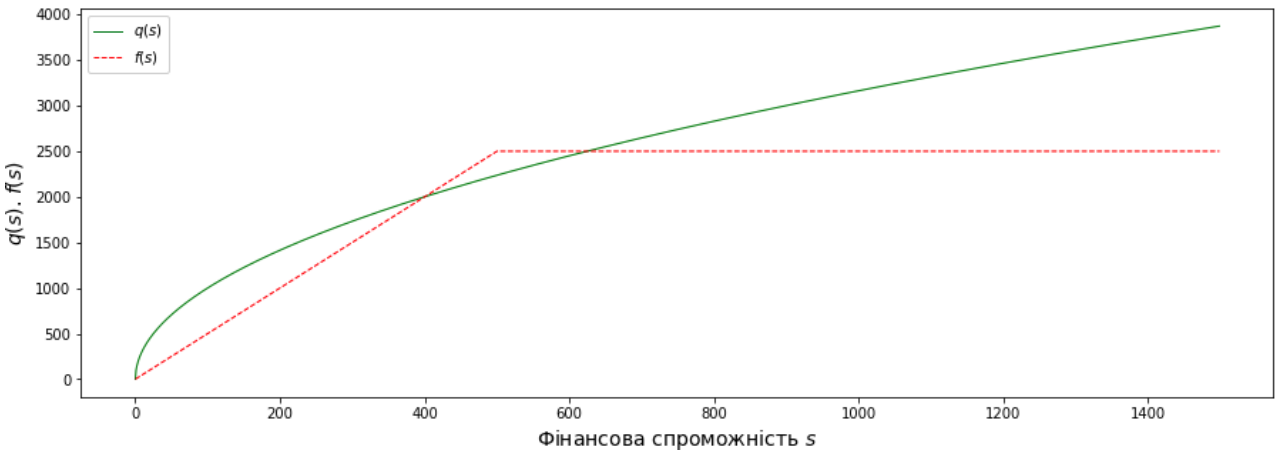


Рис. Б2. Графіки функцій $q(s) = q^{(1)}(s)$ $(k_1 = 100)$;

$f(s) = f^{(2)}(s)$ $(k_3 = 5,\ \tilde{s} = 500)$

Б2. ІНФОРМАЦІЙНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ МОДЕЛІ (НА ОСНОВІ ДАНИХ ПО РЕГІОНУ С* за 2009-2018 роки)

Валовий регіональний продукт (ВРП)[1](табл. Б2.1)

Таблиця Б2.1

Рік	*ВРП (млн. грн.)*
2009	8484
2010	9892
2011	11969
2012	13166
2013	13757
2014	15049
2015	18506
2016	21239
2017	28591
2018	33903

Середній розмір прожиткового мінімуму в Україні[2] (табл. Б2.2, рис. Б2.1)

Таблиця Б2.2

Рік	*Розмір прожиткового мінімуму (грн.)*
2009	663,5
2010	848,6
2011	923
2012	1050,6
2013	1142
2014	1176
2015	1253
2016	1424,3
2017	1622,7
2018	1776,7
2019	1938,7

***** Регіон С – Чернівецька область

[1] http://www.cv.ukrstat.gov.ua/ статистична інформація – національні рахунки – валовий регіональний продукт

[2] https://bankchart.com.ua/spravochniki/indikatory_rynka/living_wage

Рис. Б2.1

Заробітна плата (ЗП) штатних працівників у сфері економічної діяльності[3] (табл. Б2.3, рис. Б2.2)

Таблиця Б2.3

Рік	*Середньомісячна ЗП (грн.)*	*Річний дохід (грн.)*
2009	1523	18276
2010	1772	21264
2011	1985	23820
2012	2329	27948
2013	2484	29808
2014	2578	30936
2015	3050	36600
2016	3828	45936
2017	5621	67452
2018	6991	83892
2019	8066	96792

[3] http://www.cv.ukrstat.gov.ua/statinf/dohnas/sern_zar_2002_2017.htm статистична інформація – демографічна та соціальна статистика – ринок праці – середньомісячна заробітна плата штатних працівників за видами економічної діяльності (2010-2019)

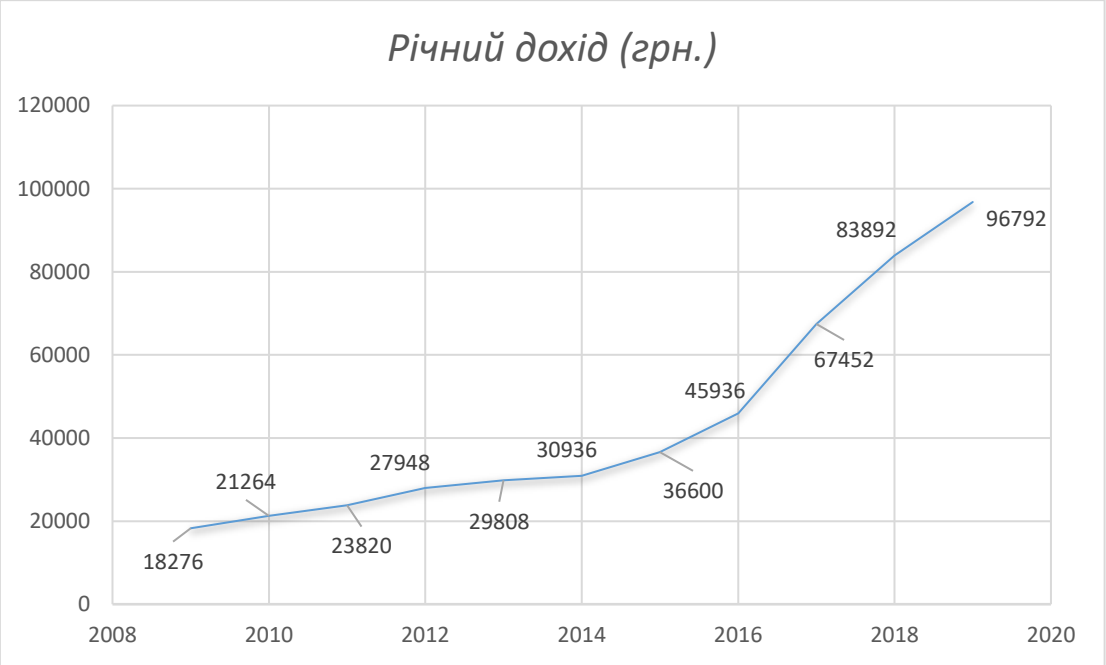


Рис. Б2.2

Річні доходи виробників (рис. Б2.3.1, Б2.3.2)**

Рис. Б2.3.1

** – експертні дані

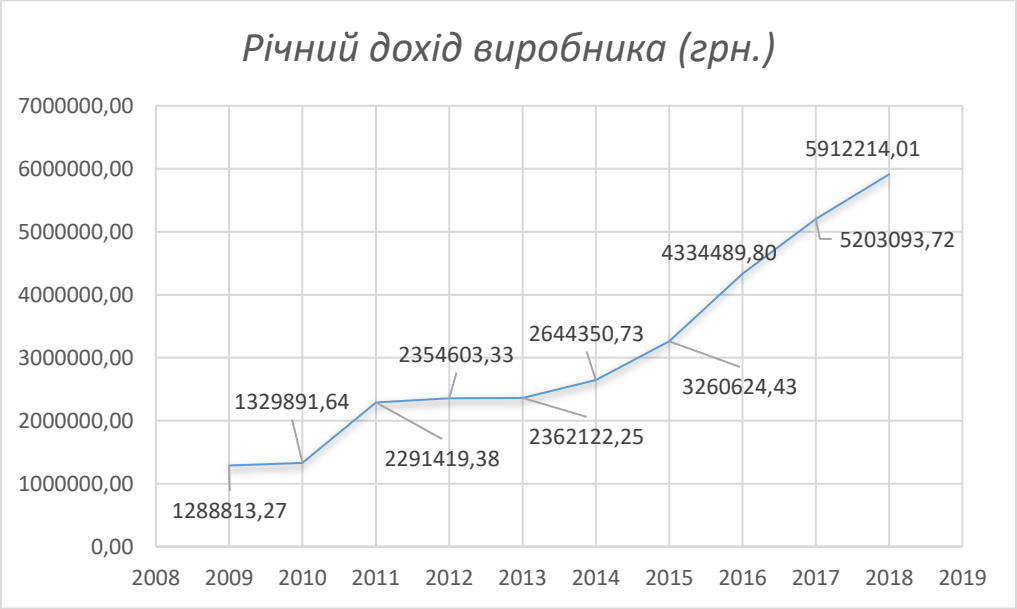


Рис. Б2.3.2

Викиди відходів (ВВ) від економічної діяльності підприємств та організацій[4][5][6][7][8][9](табл. Б2.4)

Таблиця Б2.4

Рік	*Викиди відходів (тис. т)*
2009	[110–316,4]
2010	[140,4–312,4]
2011	325,1
2012	270,8
2013	274,7
2014	256,8
2015	277,3
2016	298,6
2017	243,5
2018	[199,8–271,1]

[4] https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/2017/Reg_Dop_%20%D0%A7%D0%B5%D1%80%D0%BD%D1%96%D0%B2%D0%B5%D1%86%D1%8C%D0%BA%D0%B0_2017.pdf

[5] https://menr.gov.ua/files/docs/Reg.report/Reg_Dop_%20Chernivci_2016.pdf

[6] https://menr.gov.ua/files/docs/%D0%A7%D0%95%D0%A0%D0%9D%D0%86%D0%92%D0%95%D0%A6%D0%AC%D0%9A%D0%90%20%D0%9E%D0%91%D0%9B%D0%90%D0%A1%D0%A2%D0%AC.pdf

[7] http://www.cv.ukrstat.gov.ua/publiy/2014/navk_s/dop/305_1.pdf

[8] http://www.eco-bukovina.com.ua/files/Reg_Dop_%20Chernivci_2012.pdf

[9] http://www.eco-bukovina.com.ua/activity/environmental-state-region.html

Поточні витрати (ПВ) на охорону навколишнього природного середовища[10] (табл. Б2.5, рис. Б2.4)

Таблиця Б2.5

Рік	*Поточні витрати (тис. грн.)*
2009	37963,6
2010	42518,7
2011	47031,2
2012	51698,4
2013	56033,7
2014	60116,4
2015	68818,8
2016	70163,8
2017	86939,4
2018	101366,2
2019	122075,9

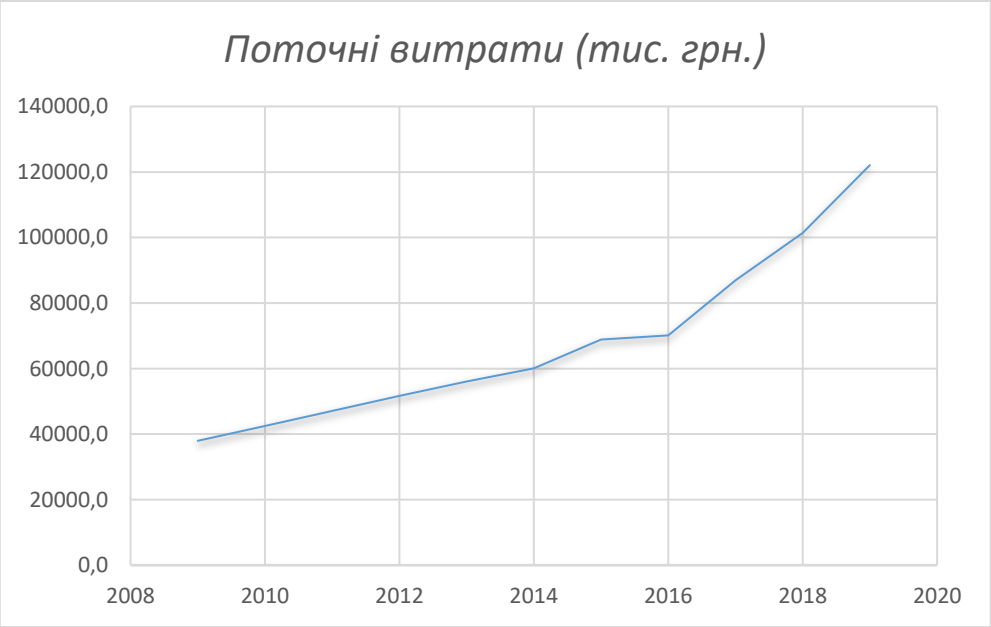


Рис. Б2.4

[10] http://www.cv.ukrstat.gov.ua/statinf/navks/eco_potoch.htm статистична інформація – економічна діяльність – навколишнє середовище – Поточні витрати на охорону навколишнього природного середовища за видами природоохоронних заходів (2006–2019 роки)

Капітальні інвестиції (КІ) на охорону навколишнього природного середовища[11] (табл. Б2.6, рис. Б2.5)

Таблиця Б2.6

Рік	*Капітальні інвестиції (тис. грн.)*
2009	32766,7
2010	8447,9
2011	17581,9
2012	7774,7
2013	3859,0
2014	3594,5
2015	18739,6
2016	13799,6
2017	23759,6
2018	21410,0
2019	30112,9

Рис. Б2.5

[11] http://www.cv.ukrstat.gov.ua/statinf/navks/eco_kap.htm статистична інформація – економічна діяльність – навколишнє середовище – капітальні інвестиції на охорону навколишнього природного середовища за видами природоохоронних заходів (2006–2019 роки)

Загальні витрати (ЗВ) на охорону навколишнього природного середовища (табл. Б2.7, рис. Б2.6)

Таблиця Б2.7

Рік	*Загальні витрати (тис. грн.)*
2009	70730,3
2010	50966,6
2011	64613,1
2012	59473,1
2013	59892,7
2014	63710,9
2015	87558,4
2016	83963,4
2017	110699
2018	122776,2
2019	152188,8

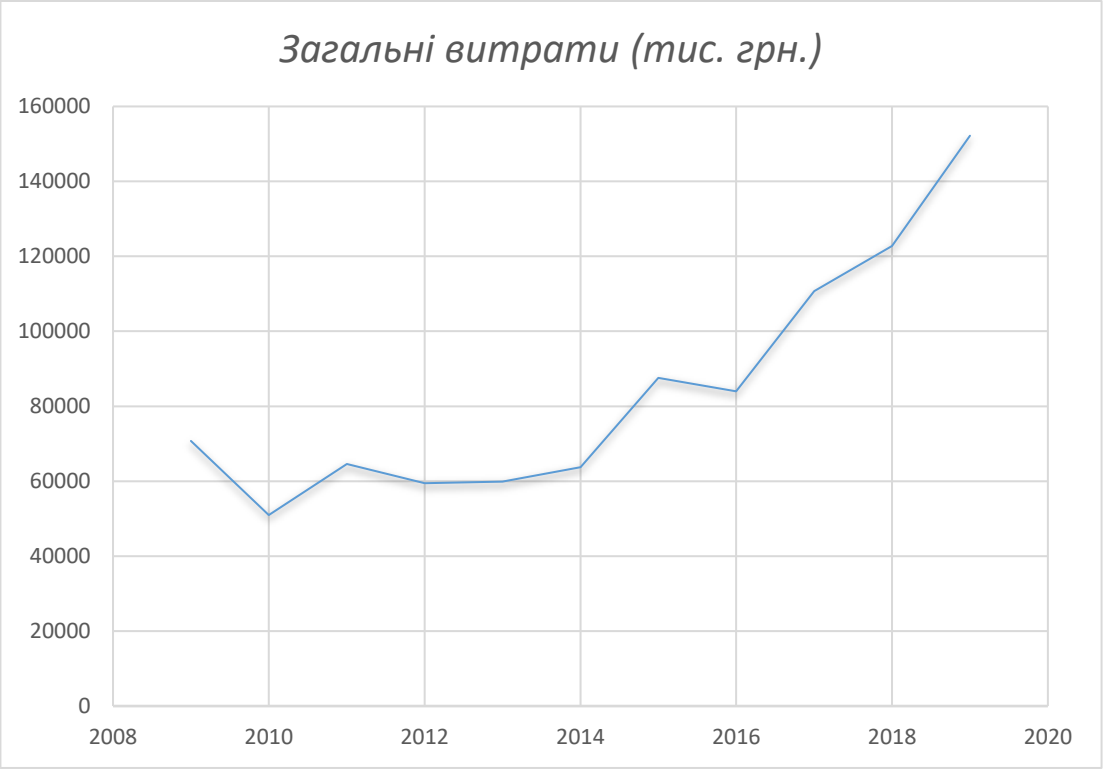


Рис. Б2.6

Поточні витрати на одиницю утилізованих ВВ (ППВ)***

(рис. Б2.7.1, Б2.7.2)

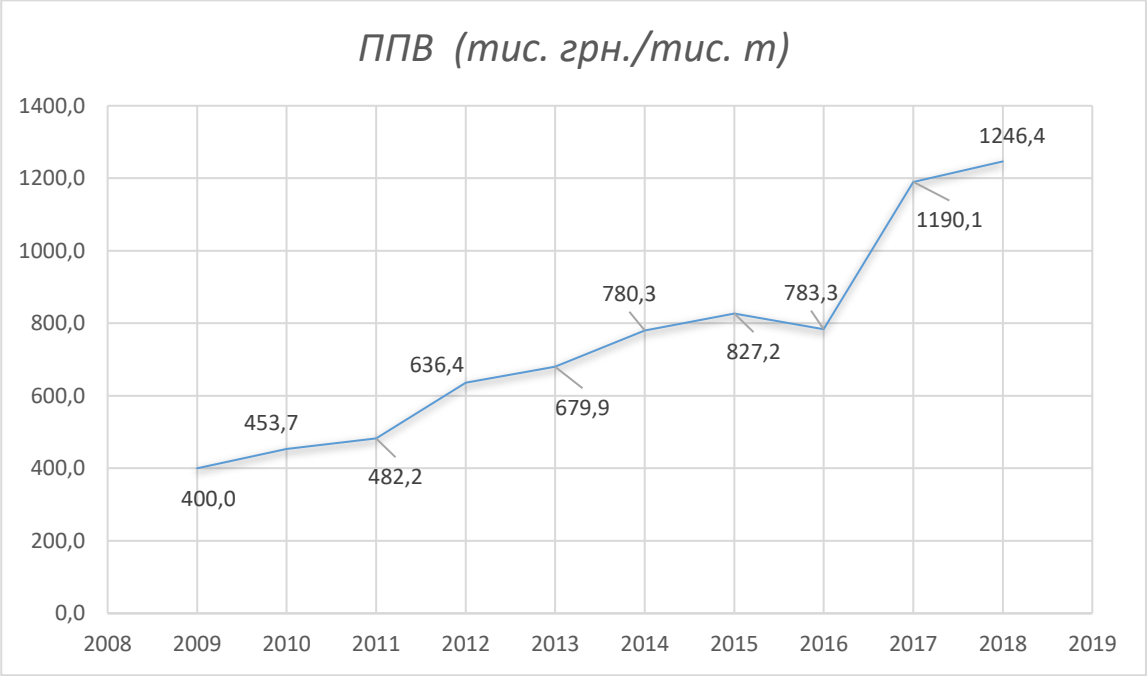


Рис. Б2.7.1

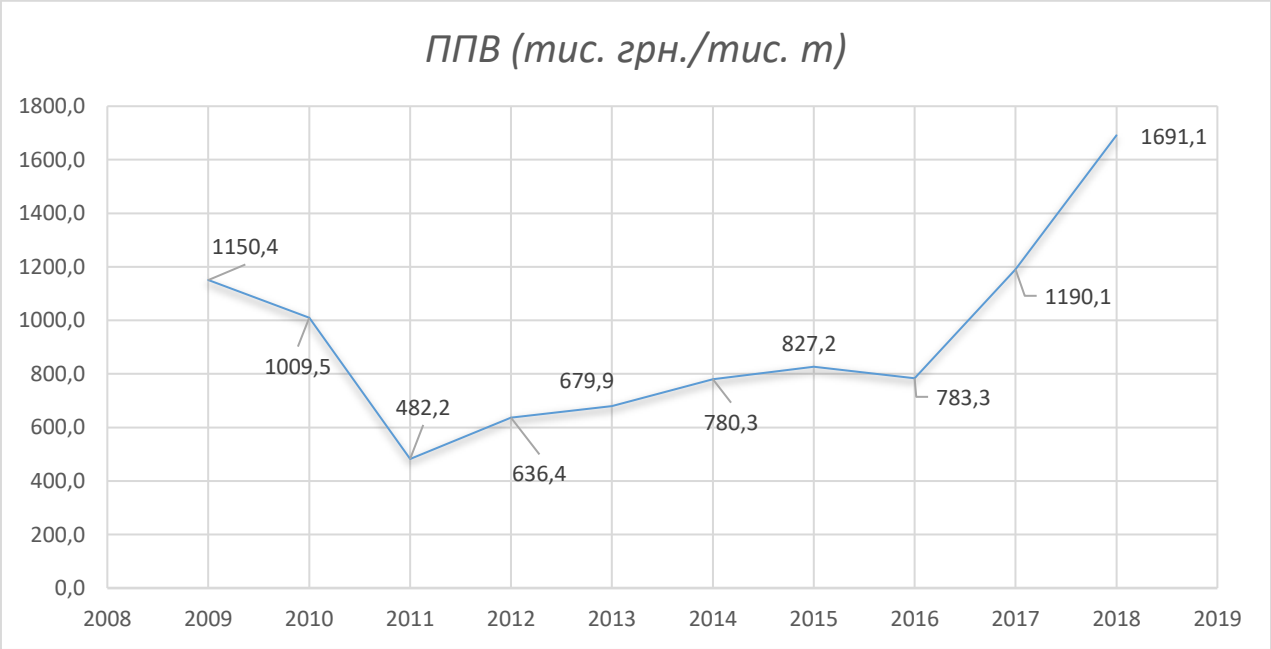


Рис. Б2.7.2

Кількість ВВ у одиницях ОП з урахуванням ППВ (рис. Б2.8.1, Б2.8.2)

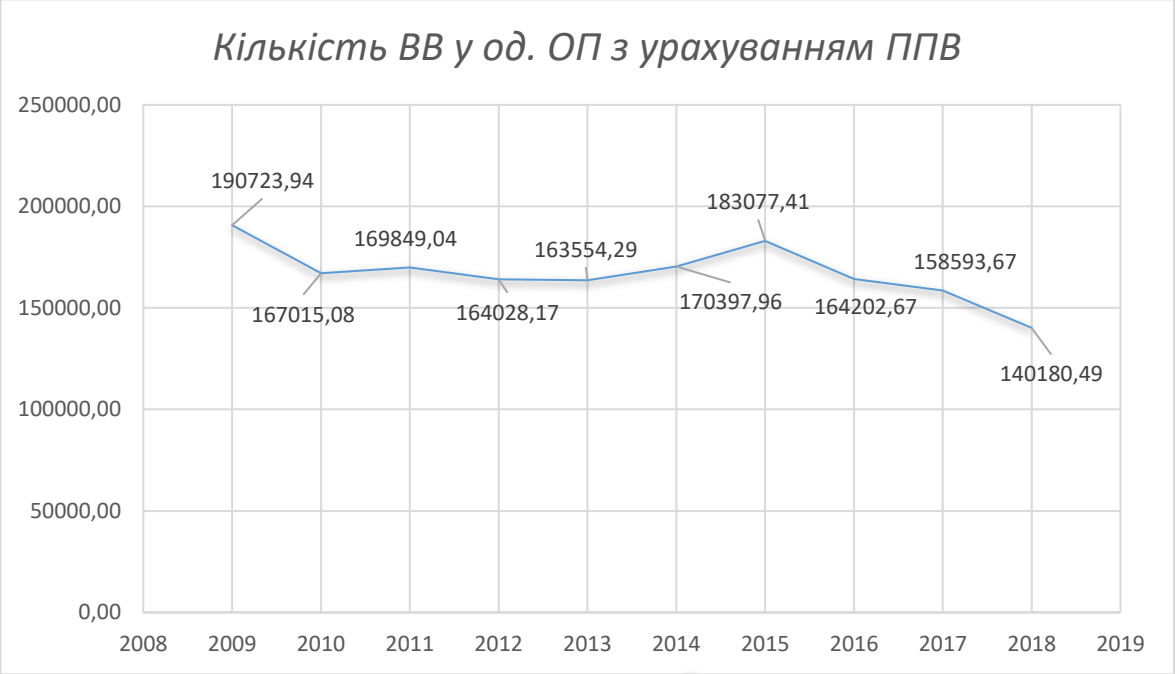


Рис. Б2.8.1

Рис. Б2.8.2

Загальні витрати на одиницю утилізованих ВВ (ПЗВ)* (рис. Б2.9)**

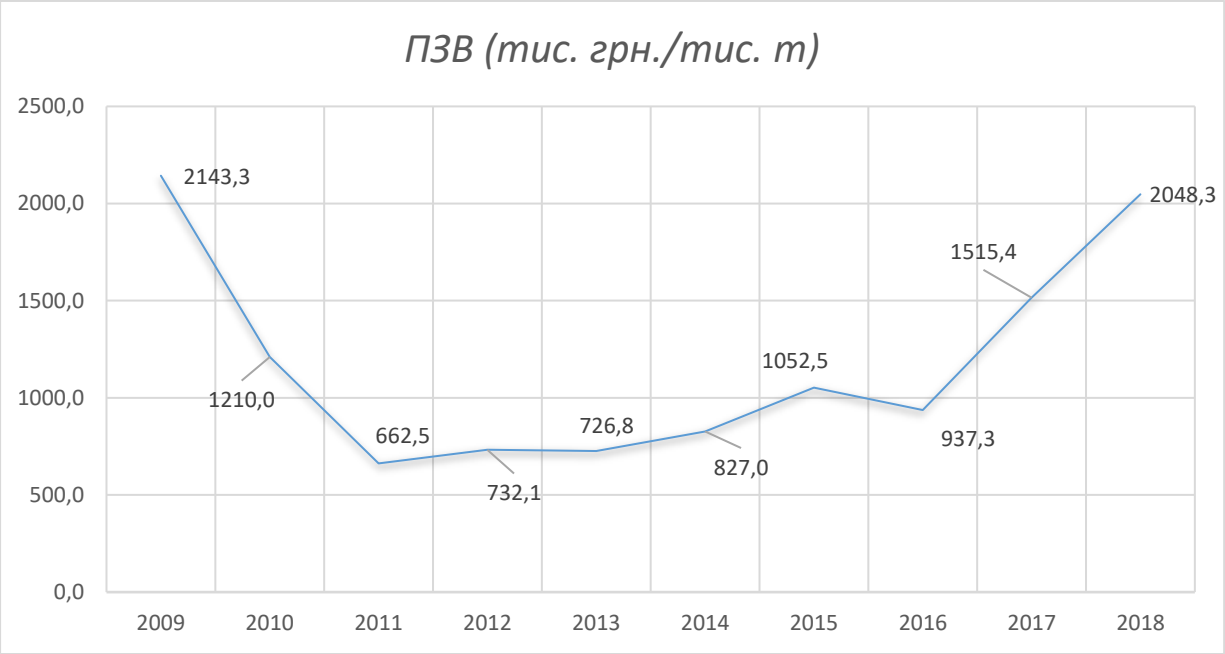


Рис. Б2.9

Кількість ВВ у одиницях ОП з урахуванням ПЗВ (рис. Б2.10)

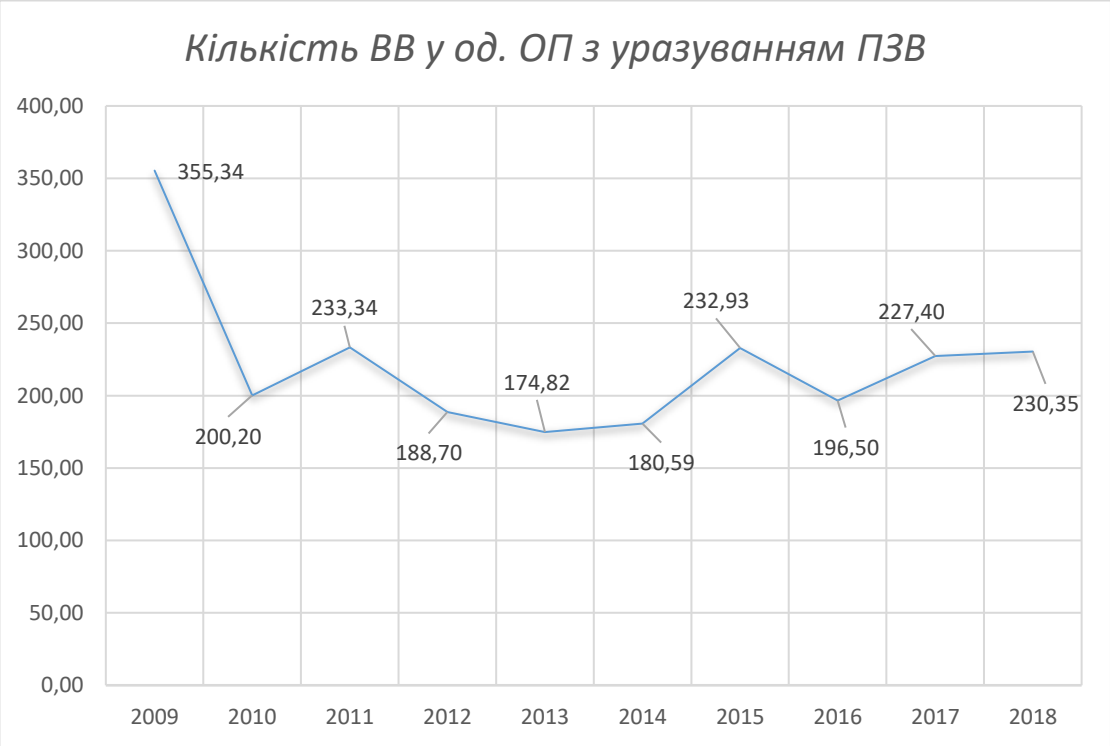


Рис. Б2.10

*** – експертні дані для обсягів утилізації

Тарифи на утилізацію ВВ (рис. Б2.11)**

Рис. Б2.11

Кількість ВВ у одиницях ОП (рис. Б2.12)

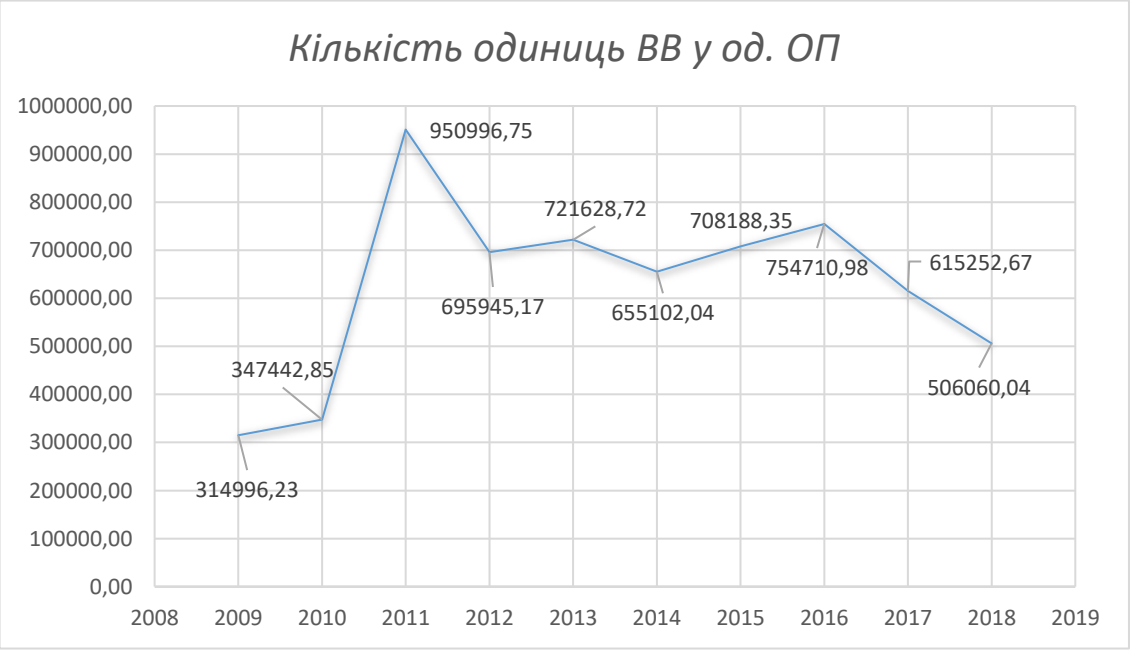


Рис. Б2.12

Б3. ОПИС ГЕНЕТИЧНОГО АЛГОРИТМУ ОПТИМАЛЬНОЇ ПАРАМЕТРИЗАЦІЇ МОДЕЛІ

Для знаходження оптимальних значень імітаційних параметрів моделі було використано генетичний алгоритм, оскільки цей алгоритм не потребує знаходження похідних (якобіану), що є суттєвою вимогою для більшості класичних алгоритмів (метод Ньютона – Рапсона, метод стохастичного градієнта тощо). Крім того, класичні градієнтні алгоритми із урахуванням додаткових обмежень на параметри вимагають підбору кроку моделювання розв'язку, що породжує допоміжні підзадачі у моделюванні. Генетичний алгоритм був вибраний з огляду на те, що він дозволяє знаходити оптимальні значення параметрів, обчислюючи лише значення цільової функції, яка у випадку моделі M^* буде мати вигляд

$$F(par) = K_1 \sum_{i=1}^{N} \left(z_M(t_i) - z_M^{est}(t_i; par)\right)^2 + K_2 \sum_{i=1}^{N} \left(z_N(t_i) - z_N^{est}(t_i; par)\right)^2 +$$

$$+K_3 \sum_{i=1}^{N} \left(p(t_i) - p^{est}(t_i; par)\right)^2 + K_4 \sum_{i=1}^{N} \left(\tilde{p}(t_i) - \tilde{p}^{est}(t_i; par)\right)^2 +$$

$$+K_5 \sum_{i=1}^{N} \left(\zeta(t_i) - \zeta^{est}(t_i; par)\right)^2,$$

де

- $z_M, z_N, p, \tilde{p}, \zeta$ – базові функції, які відображають реальні або прогнозовані тренди динаміки еколого-економічної системи;
- $z_M^{est}(*; par), z_N^{est}(*; par), p^{est}(*; par), \tilde{p}^{est}(*; par), \zeta^{est}(*; par)$ – наближені розв'язки системи диференціальних рівнянь, що залежать від параметрів par.
- $t_i, i = 1, \dots, N$ – контрольні точки, у яких відбувається перевірка рівності базових функцій та наближених розв'язків.
- $K_i, i = 1, \dots, 5$ – вагові коефіцієнти, що враховують розмірності змодельованих функцій (мається на увазі, що кожний із доданків у цільовій функції повинен мати приблизно однакову розмірність).

Для моделювання наближених розв'язків використовується метод Рунге-Кутта 4-го порядку або явний метод Ейлера, який володіє достатньо високою точністю при обчисленнях.

Основними функціями при застосуванні генетичного алгоритму є функції ***мутації*** та ***схрещування***. Коротко уточнимо ці два типи функцій, які використовуються при моделюванні оптимальних значень параметрів:

- ***Мутація***. Для спрощення обчислень припускається, що мутація параметрів не залежить від значень параметрів на попередньому кроці та розподіл нового значення параметра вибирається випадково із заданого діапазону зміни параметрів, тобто

$$p_i \sim Unif(LB_i, UB_i),$$

де через $Unif(a, b)$ позначено рівномірний розподіл на (a, b), $p = (p_1, \dots, p_k)$ – значення параметрів, k – кількість невідомих параметрів, LB та UB – нижня та верхня межі для множини параметрів.

- ***Схрещування***. Оскільки оптимізація полягає в умовній мінімізації цільової функції $F(par)$, то схрещування для двох наборів параметрів par^1 та par^2 будемо визначається як

$$par^{new} = \frac{par^1\big(1 + F(par^2)\big) + par^2\big(1 + F(par^1)\big)}{2 + F(par^1) + F(par^2)}.$$

Даний метод будується на пропорційному виборі нових значень параметрів par^{new} за значеннями функцій $F(par^1)$ та $F(par^2)$ з відрізка par^1 та par^2.

Для пошуку оптимальних значень параметрів використовуються такі додаткові параметри генетичного алгоритму:

- – кількість частинок при моделюванні;
- – кількість ітерацій;
- – кількість схрещувань на одній ітерації.

Псевдо-код генетичного алгоритму пошуку оптимальних параметрів такий:

1. Задання основних параметрів генетичного алгоритму LB, $UB, N_{part}, Iter, M_{cross}$;

2. Визначення початкового набору частинок:

$$par^i \sim Unif(LB, UB);$$

3. Обчислення значень цільової функції для вибраних частинок:

$$F^i = F(par^i);$$

4. **FOR** $iter \in \{1, \dots, Iter\}$:

4.1. Впорядкування значень вектора $(F^1, \dots, F^{N_{part}})$ за зростанням ($ORDER$ – позначення порядку впорядкування);

4.2. Впорядкування набору частинок за $ORDER$ – від найбільш оптимальних до найменш оптимальних;

4.3. Вибір випадковим чином M_{cross} чисел $(cros_1, \dots, cros_{M_{cross}})$ із множини $\{M_{cross} + 1, M_{cross} + 2, \dots, N_{part}\}$;

4.4. **FOR** $i \in \{1, \dots, M_{cross}\}$:

4.4.1. Обчислення нових значень параметрів на основі схрещування частинок par^i та par^{cros_i}, тобто

$$par^i \coloneqq Crossover(par^i, par^{cros_i});$$

4.4.2. End FOR

4.5. Визначення множини частинок для мутації:

$$Set_{Mutation} = \{1, \dots, N_{part}\} - \{1, \dots, M_{cross}\} - \{cros_1, \dots, cros_{M_{cross}}\};$$

4.6. **FOR** $i \in Set_{Mutation}$:

4.6.1. Проведення мутації частинки i

$$par^i \coloneqq Mutation(par^i);$$

4.6.2. **End FOR**

4.7. Обчислення (переобчислення) значень цільової функції для вибраних частинок:

$$F^i = F(par^i);$$

4.8. **End FOR**

Б4. РЕЗУЛЬТАТИ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ З МОДЕЛЛЮ

Б4.1. Базові криві для ідентифікації (рис. Б2.1, Б2.2, Б2.3.1, Б2.7.1, Б2.8.1)

1. Таблиця значень параметрів

Таблиця Б4.1.1****

№ з.п.	Параметр	Значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
1	2	3	4	5
1.	$z_N^{(0)}$	18276	$18\cdot10^3$	$84\cdot10^3$
2.	$z_M^{(0)}$	639660	$0.6\cdot10^6$	$3.5\cdot10^6$
3.	$p^{(0)}$	663.5	660	1777
4.	$\tilde{p}^{(0)}$	400000	$39\cdot10^4$	$125\cdot10^4$
5.	$\zeta^{(0)}$	190723.94	$15.8\cdot10^4$	$19.1\cdot10^4$
6.	$\tilde{\alpha}$	1	0.5	1
7.	α	0.3	0.2	0.4
8.	β	0.7	0.5	0.8
9.	θ_γ	$8.78\cdot10^{-5}$	$8.6\cdot10^{-5}$	$9\cdot10^{-5}$
10.	θ_β	$3.22\cdot10^{-5}$	$3\cdot10^{-5}$	$4\cdot10^{-5}$
11.	M	$4.2\cdot10^3$	$3.5\cdot10^3$	$5.3\cdot10^3$
12.	N	$55.5\cdot10^3$	$48.6\cdot10^3$	$66.5\cdot10^3$
13.	λ	0.013	0.01	0.015
14.	λ^*	0.3	0.1	0.8
15.	k_Q^*	4.4712	1	8
16.	π_0	0.18	0.17	0.2
17.	π_1	0.195	0.18	0.2
18.	π_2	0.2	0.18	0.22
19.	π_3	0.2	0.18	0.22
20.	$\tilde{k}_q$	1	0.5	1
21.	λ_β	0.15	0.1	0.18
22.	λ_γ	0.15	0.1	0.18
23.	μ_β	0.3	0.15	0.8
24.	μ_γ	0.3	0.15	0.8
25.	μ	0.25	0.1	0.7
26.	$\bar{s}$	690.2653	1	1000
27.	k_1	267.0675	1	300
28.	k_2	1.3322	1	2
29.	$\tilde{s}$	229.5188	1	2000
30.	k_3	43.6979	1	200

2. Графіки функцій

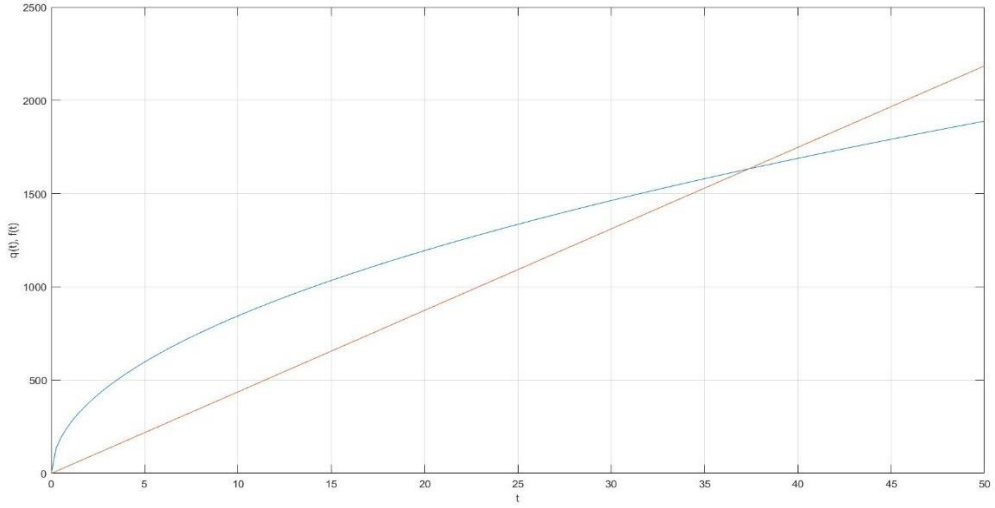


Рис. Б4.1.1. Графіки функцій $q(s) = q^{(2)}(s)$, $f(s) = f^{(2)}(s)$

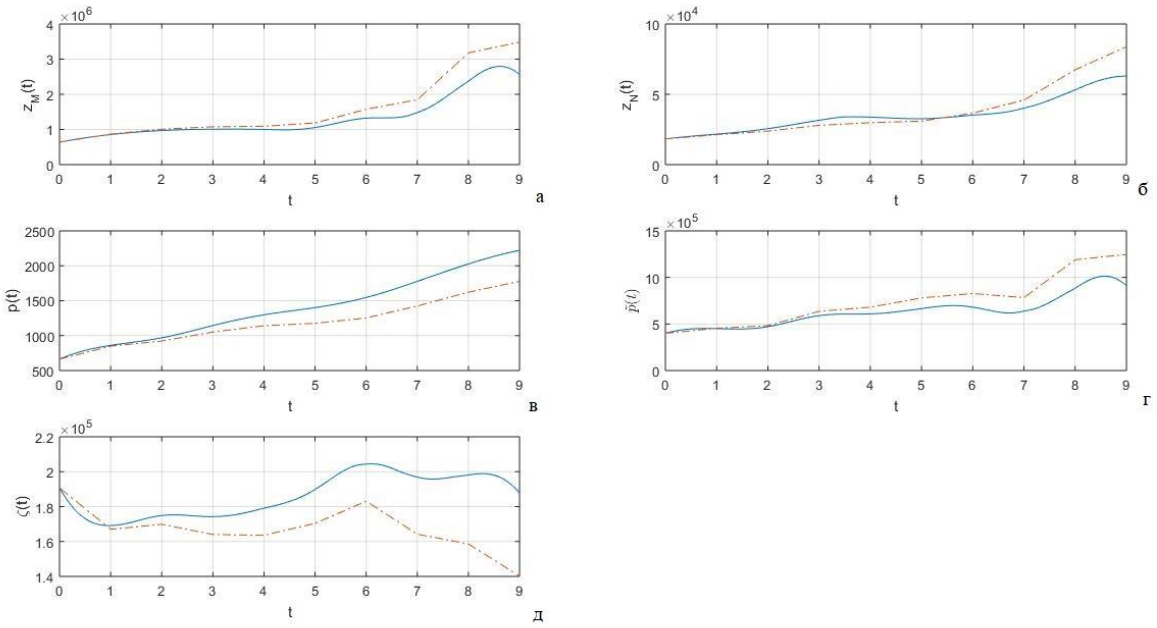


Рис. Б4.1.2. Графіки розв'язків (суцільні лінії) та відповідних базових кривих (пунктирні лінії) $z_M(t)$ (а), $z_N(t)$ (б), $p(t)$ (в), $\tilde{p}(t)$ (г), $\zeta(t)$ (д)

**** Значення параметрів $z_N^{(0)}$, $p_N^{(0)}$, π_0, π_1, π_2, π_3 встановлено за статистичними даними, параметрів $\zeta^{(0)}$, M, N – на основі статистичних і експертних даних, параметрів $z_M^{(0)}$, $\tilde{p}^{(0)}$, $\tilde{\alpha}$, α, β, λ, λ^*, $\tilde{k}_q^*$, λ_β, λ_γ, μ_β, μ_γ, μ – на основі експертних даних, параметрів θ_β, θ_γ, k_Q^*, $\bar{s}$, k_1, k_2, $\tilde{s}$, k_3 – за допомогою алгоритму оптимальної параметризації моделі.

Б4.2. Базові криві для ідентифікації (рис. Б2.1, Б2.2, Б2.3.1, Б2.7.2, Б2.8.2)

1. Таблиця значень параметрів

Таблиця Б4.2.1****

№ з.п.	Параметр	Значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
1	2	3	4	5
1.	$z_N^{(0)}$	18276	$18\cdot10^3$	$84\cdot10^3$
2.	$z_M^{(0)}$	639660	$0.6\cdot10^6$	$3.5\cdot10^6$
3.	$p^{(0)}$	663.5	660	1777
4.	$\tilde{p}^{(0)}$	1150400	$48\cdot10^4$	$170\cdot10^4$
5.	$\zeta^{(0)}$	190723.94	$16.3\cdot10^4$	$19.1\cdot10^4$
6.	$\tilde{\alpha}$	1	0.5	1
7.	α	0.3	0.2	0.4
8.	β	0.7	0.5	0.8
9.	θ_γ	$5.87\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-5}$	$6\cdot10^{-5}$
10.	θ_β	$4.01\cdot10^{-5}$	$4\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-5}$
11.	M	$4.2\cdot10^3$	$3.5\cdot10^3$	$5.3\cdot10^3$
12.	N	$55.5\cdot10^3$	$48.6\cdot10^3$	$66.5\cdot10^3$
13.	λ	0.013	0.01	0.015
14.	λ^*	0.3	0.1	0.8
15.	k_Q^*	1.8655	1	8
16.	π_0	0.18	0.17	0.2
17.	π_1	0.195	0.18	0.2
18.	π_2	0.2	0.18	0.22
19.	π_3	0.2	0.18	0.22
20.	$\tilde{k}_q$	1	0.5	1
21.	λ_β	0.15	0.1	0.18
22.	λ_γ	0.15	0.1	0.18
23.	μ_β	0.3	0.15	0.8
24.	μ_γ	0.3	0.15	0.8
25.	μ	0.25	0.1	0.7
26.	$\bar{s}$	958.6561	1	1000
27.	k_1	50.1424	1	300
28.	k_2	1.9394	1	2
29.	$\tilde{s}$	1909.40	1	2000
30.	k_3	7.8185	1	200

2. Графіки функцій та розв'язків моделі

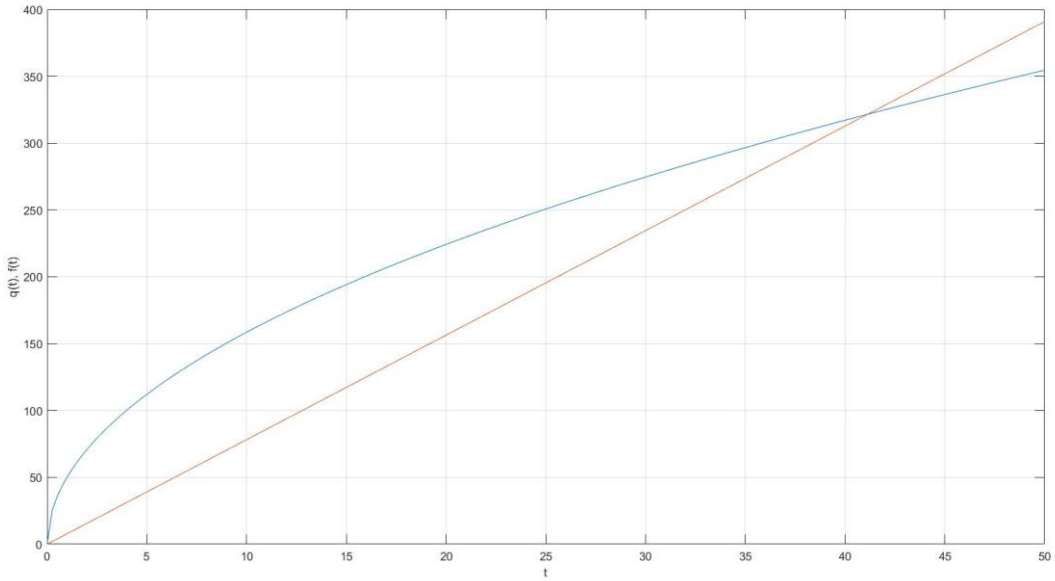


Рис. Б4.2.1. Графіки функцій $q(s) = q^{(2)}(s)$, $f(s) = f^{(2)}(s)$

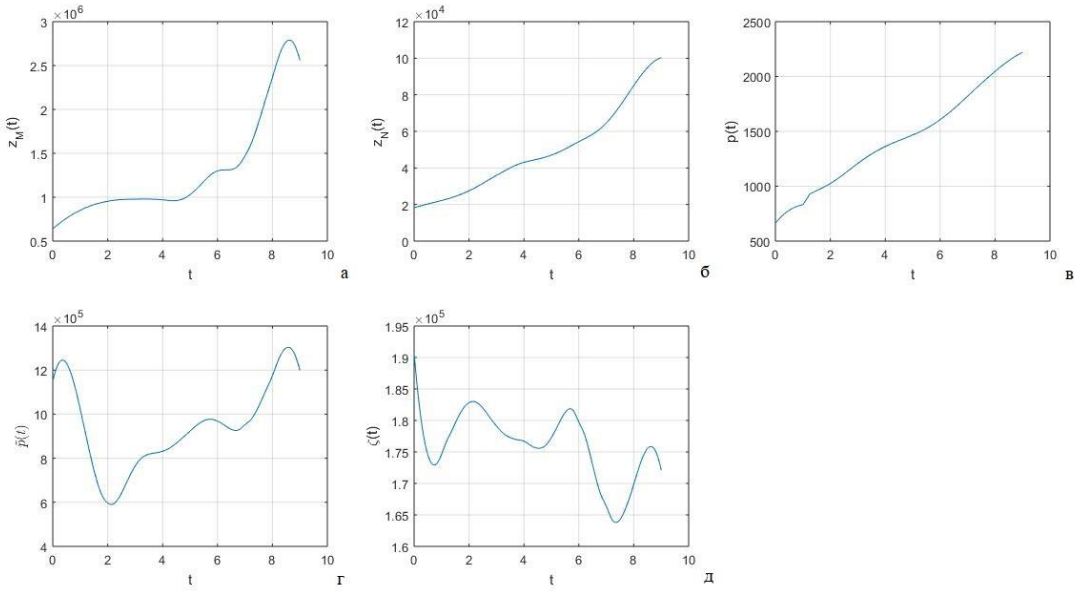


Рис. Б4.2.2. Графіки розв'язків моделі $z_M(t)$ (а), $z_N(t)$ (б), $p(t)$ (в), $\tilde{p}(t)$ (г), $\zeta(t)$ (д)

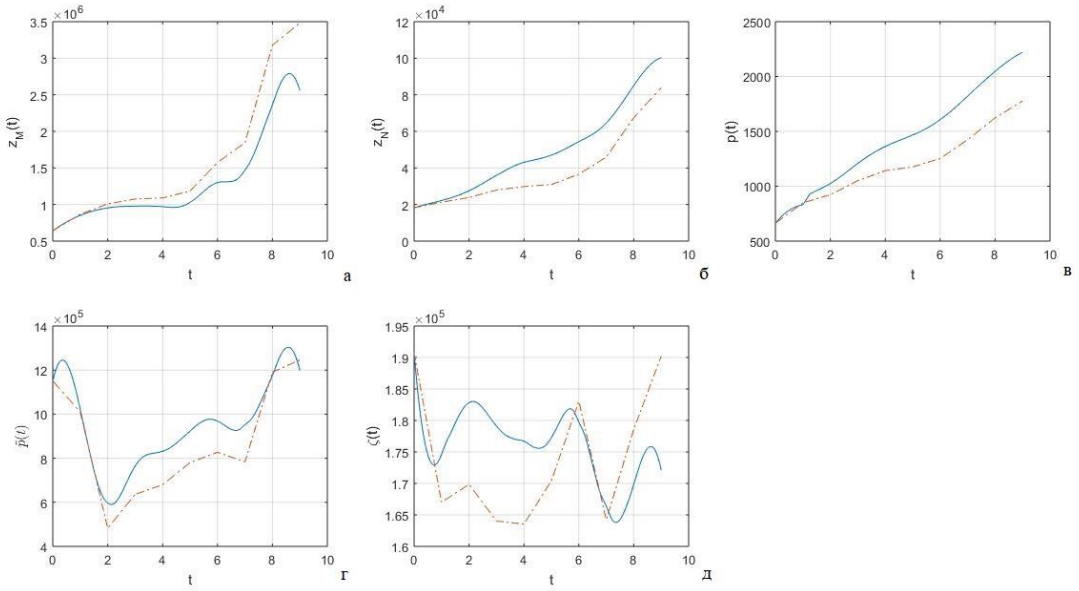
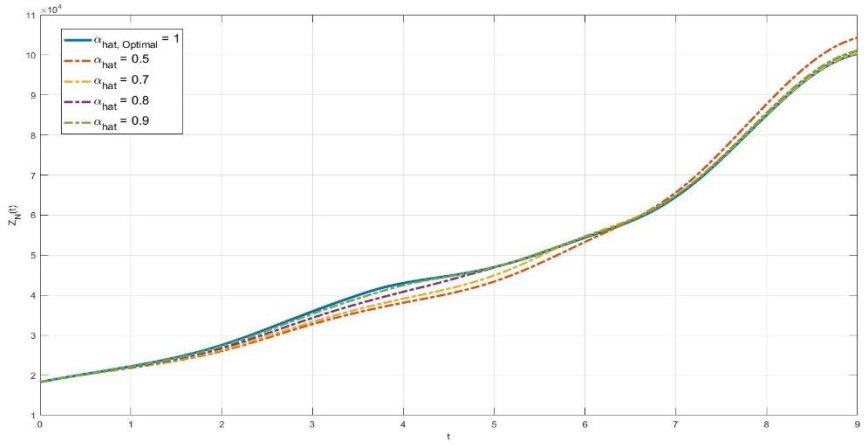
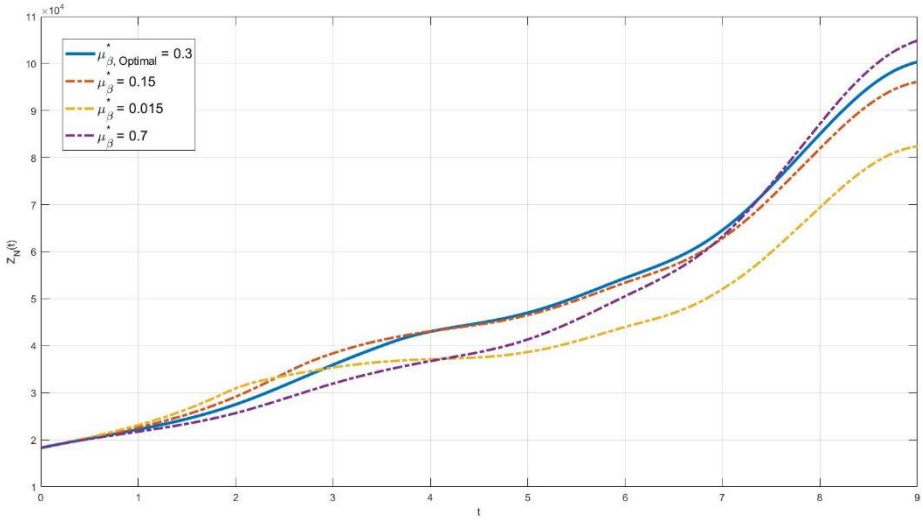


Рис. Б4.2.3. Графіки розв’язків (суцільні лінії) та відповідних базових кривих (пунктирні лінії) $z_M(t)$ (а), $z_N(t)$ (б), $p(t)$ (в), $\tilde{p}(t)$ (г), $\zeta(t)$ (д)

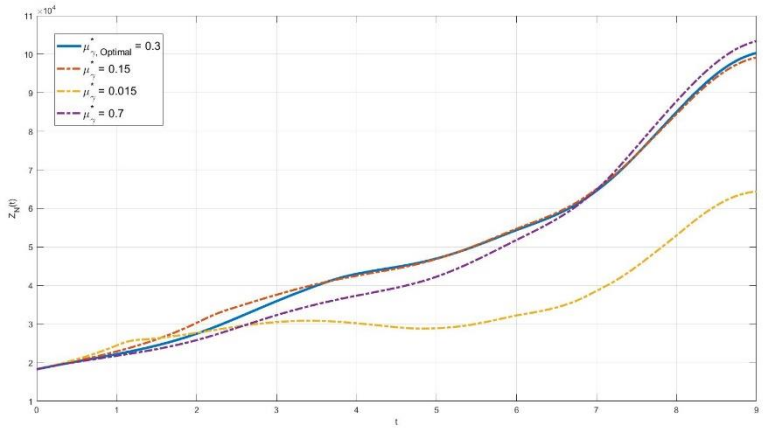
3. Залежність розв'язків моделі від параметрів



а



б



в

Рис. Б4.2.4. Ілюстрація залежності розв'язку $z_N(t)$ від $\tilde{\alpha}$ (а), μ_β (б), μ_γ (в)

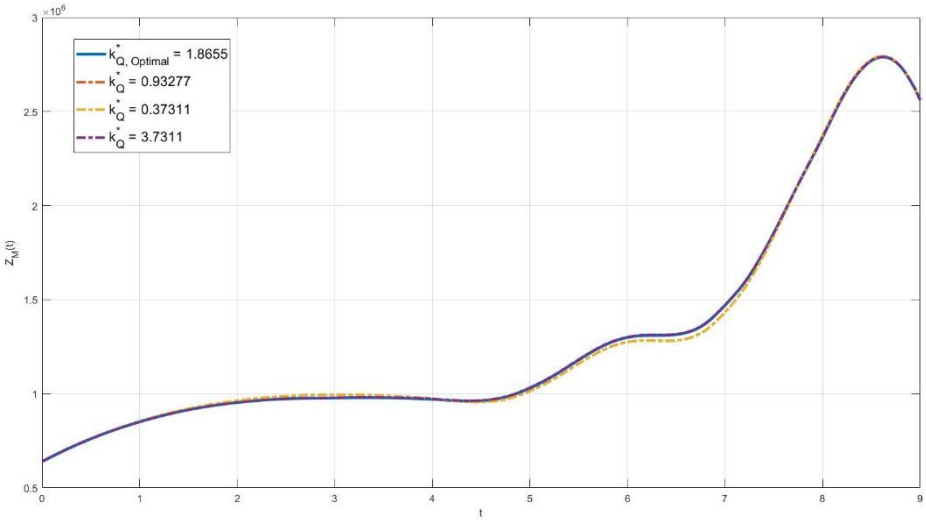


Рис. Б4.2.5. Ілюстрація залежності розв'язку $z_M(t)$ від k_Q^*

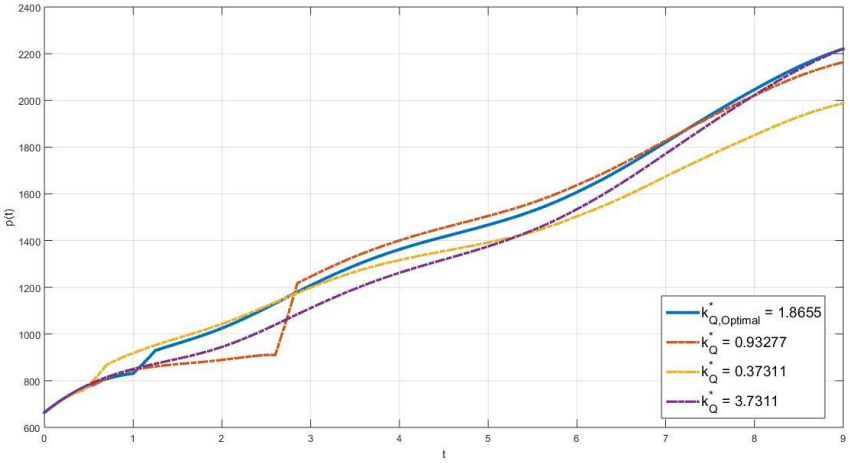


Рис. Б4.2.6. Ілюстрація залежності розв'язку $p(t)$ від k_Q^*

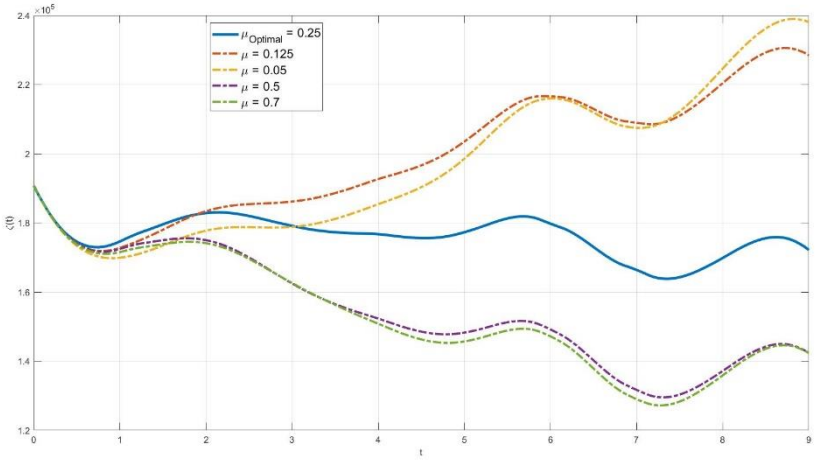


Рис. Б4.2.7. Ілюстрація залежності розв'язку $\zeta(t)$ від μ

Б4.3. Базові криві для ідентифікації (рис. Б2.1, Б2.2, Б2.3.2, Б2.11, Б2.12)

1. Таблиця значень параметрів

Таблиця Б4.3.1****

№ з.п.	Параметр	Значення	Мінімальне значення	Максимальне значення
1	2	3	4	5
1.	$z_N^{(0)}$	18276	$18\cdot10^3$	$84\cdot10^3$
2.	$z_M^{(0)}$	1288813.27	$1.2\cdot10^6$	$6\cdot10^6$
3.	$p^{(0)}$	663.5	660	1777
4.	$\tilde{p}^{(0)}$	1900000	$190\cdot10^4$	$410\cdot10^4$
5.	$\zeta^{(0)}$	314996.23	$31\cdot10^4$	$51\cdot10^4$
6.	$\tilde{\alpha}$	1	0.5	1
7.	α	0.3	0.2	0.4
8.	β	0.7	0.5	0.8
9.	θ_γ	$5.09\cdot10^{-5}$	$5\cdot10^{-5}$	$6\cdot10^{-5}$
10.	θ_β	$8.04\cdot10^{-5}$	$8\cdot10^{-5}$	$9\cdot10^{-5}$
11.	M	$4.2\cdot10^3$	$3.5\cdot10^3$	$5.3\cdot10^3$
12.	N	$55.5\cdot10^3$	$48.6\cdot10^3$	$66.5\cdot10^3$
13.	λ	0.013	0.01	0.015
14.	λ^*	0.3	0.1	0.8
15.	k_Q^*	2.7583	1	8
16.	π_0	0.18	0.17	0.2
17.	π_1	0.195	0.18	0.2
18.	π_2	0.2	0.18	0.22
19.	π_3	0.2	0.18	0.22
20.	$\tilde{k}_q$	1	0.5	1
21.	λ_β	0.15	0.1	0.18
22.	λ_γ	0.15	0.1	0.18
23.	μ_β	0.3	0.15	0.8
24.	μ_γ	0.3	0.15	0.8
25.	μ	0.25	0.1	0.7
26.	$\overline{s}$	262.3434	1	1000
27.	k_1	112.1186	1	300
28.	k_2	1.0011	1	2
29.	$\tilde{s}$	1989.7117	1	2000
30.	k_3	10.8255	1	200

2. Графіки функцій та розв'язків моделі

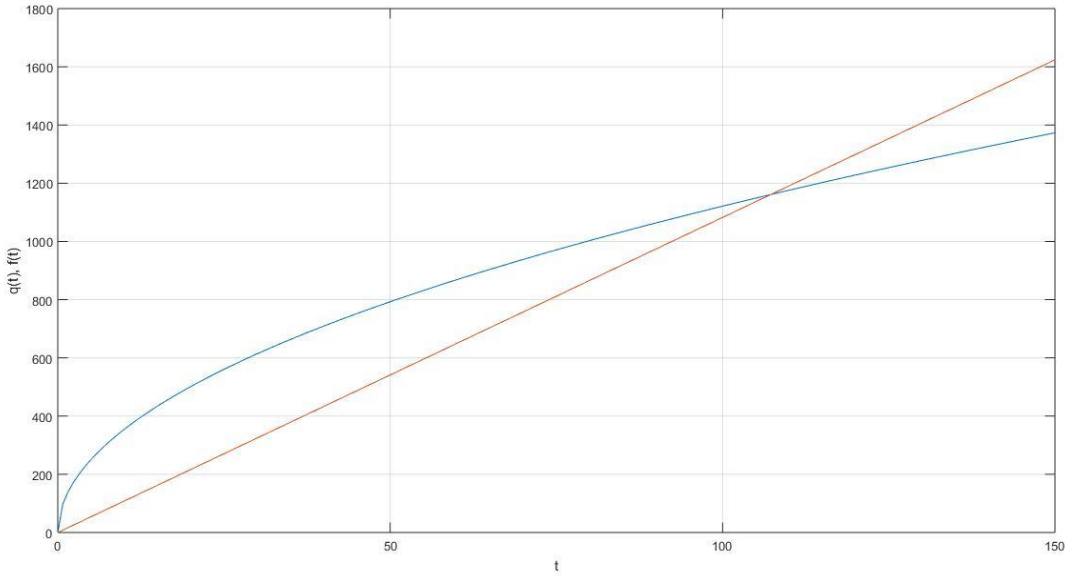


Рис. Б4.3.1. Графіки функцій $q(s) = q^{(2)}(s)$, $f(s) = f^{(2)}(s)$

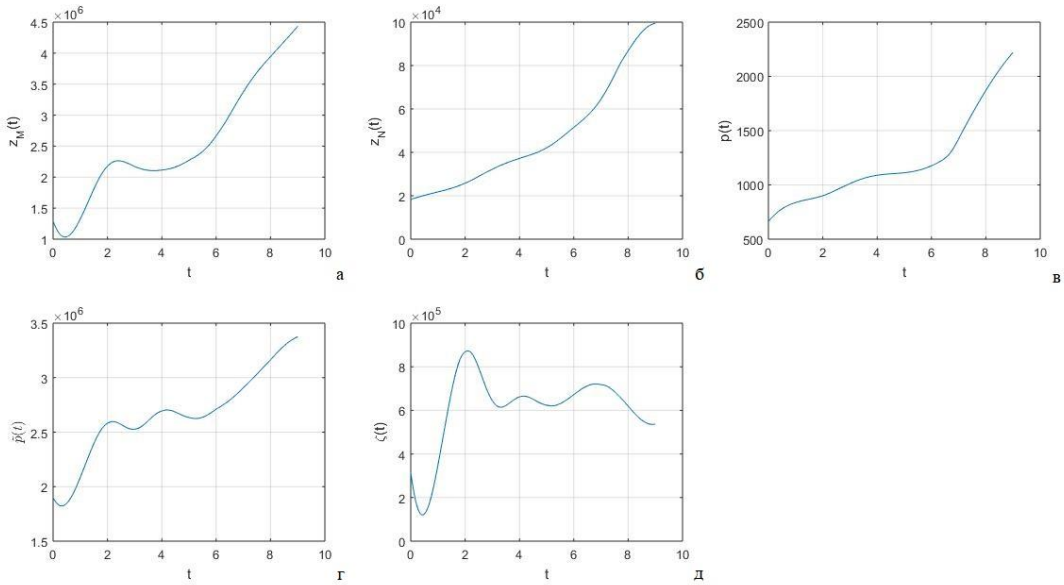


Рис. Б4.3.2. Графіки розв'язків моделі $z_M(t)$ (а), $z_N(t)$ (б), $p(t)$ (в), $\tilde{p}(t)$ (г), $\zeta(t)$ (д)

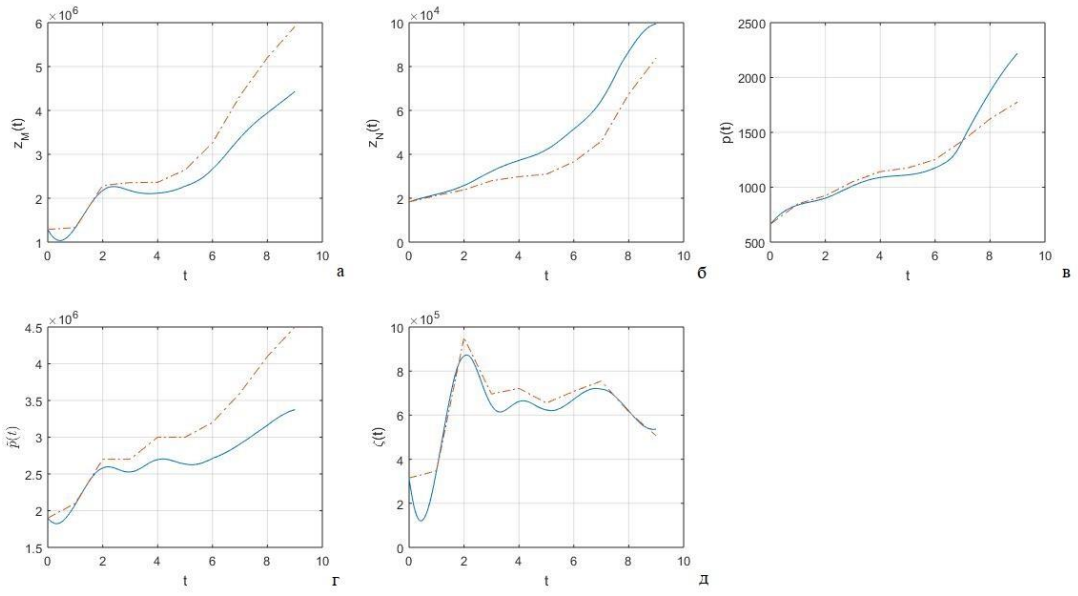
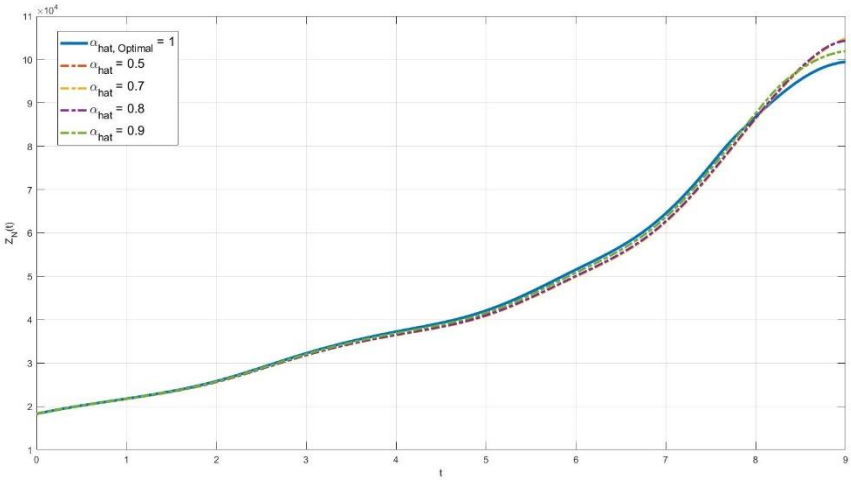
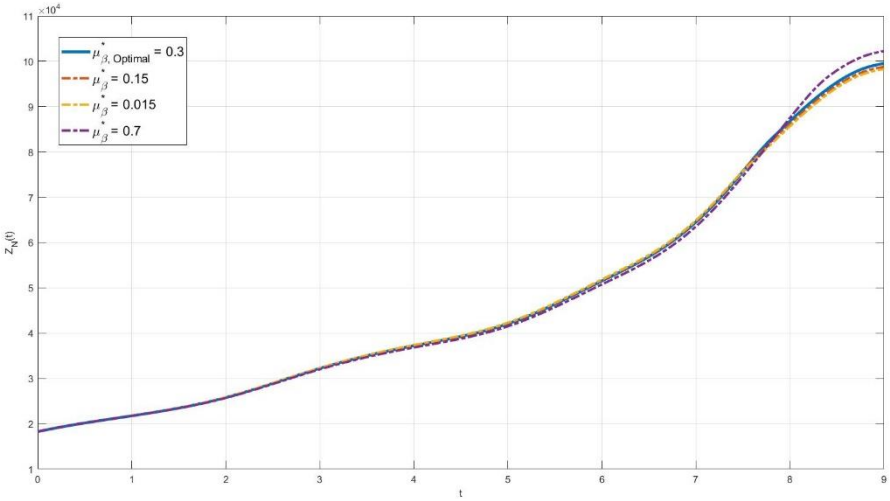


Рис. Б4.3.3. Графіки розв’язків (суцільні лінії) та відповідних базових кривих (пунктирні лінії) $z_M(t)$ (а), $z_N(t)$ (б), $p(t)$ (в), $\tilde{p}(t)$ (г), $\zeta(t)$ (д)

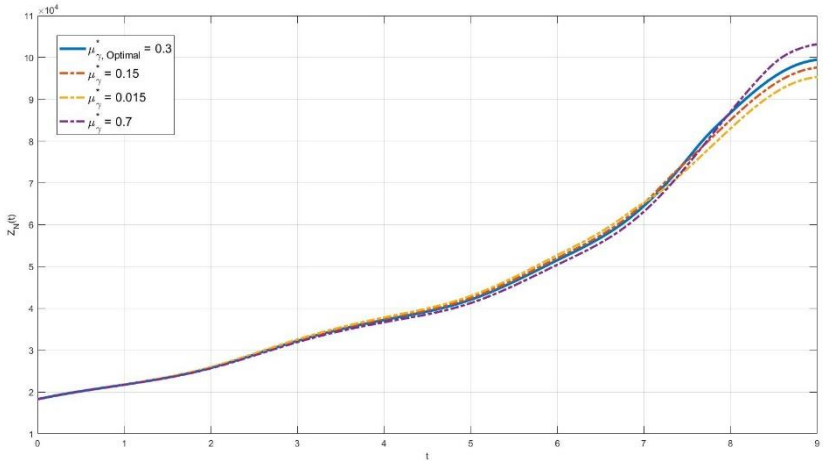
3. Залежність розв'язків моделі від параметрів



а



б



в

Рис. Б4.3.4. Ілюстрація залежності розв'язку $z_N(t)$ від $\tilde{\alpha}$ (а), μ_β (б), μ_γ (в)

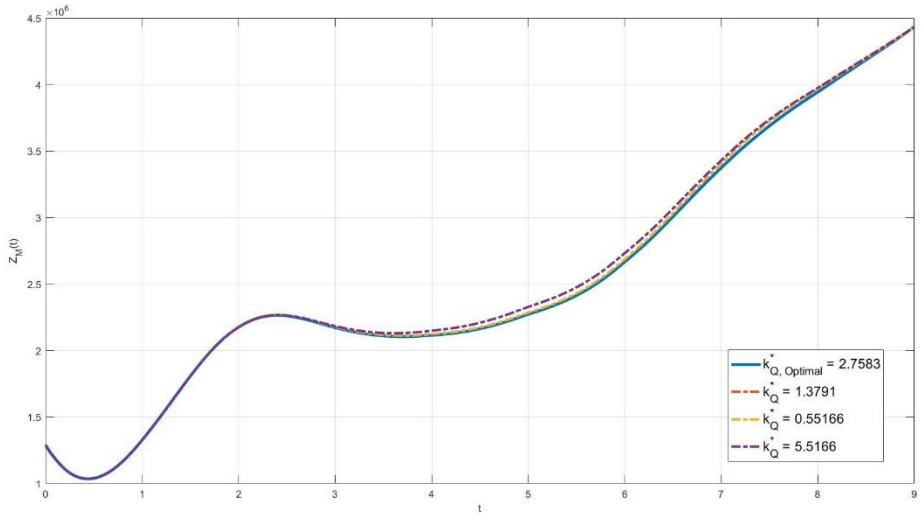


Рис. Б4.3.5. Ілюстрація залежності розв'язку $z_M(t)$ від k_Q^*

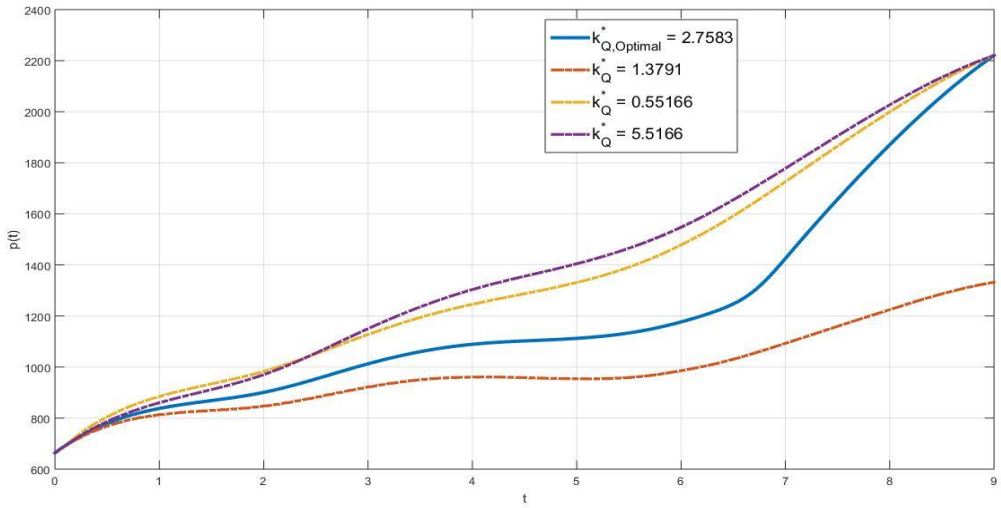


Рис. Б4.3.6. Ілюстрація залежності розв'язку $p(t)$ від k_Q^*

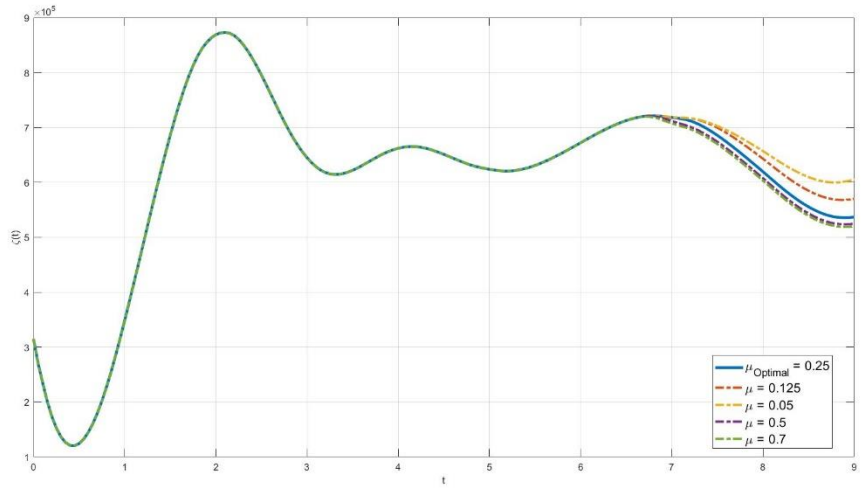


Рис. Б4.3.7. Ілюстрація залежності розв'язку $\zeta(t)$ від μ

ДОДАТОК В

В1

УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА

58012. м. Чернівці, вул. Коцюбинського,2, тел. (0372)526235, факс (0372)552914. e.mail:rector@chnu.cv.ua

11.06.2020 № 15/17-1141

на № _____

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційної роботи
доцента кафедри економіко-математичного моделювання
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича
Григорків Марії Василівни
у навчальний процес Чернівецького національного університету
імені Юрія Федьковича

Основні результати дисертаційного дослідження «Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем», яке представлене на здобуття наукового ступеня доктора економічних наук за спеціальністю 08.00.11 – математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці, використовуються у навчальному процесі Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича при викладанні курсів «Моделювання економіки», «Економічна кібернетика», «Моделі еколого-економічної взаємодії».

Довідка видана для представлення у спеціалізовану вчену раду.

Проректор з наукової роботи
Чернівецького національного університету
імені Юрія Федьковича,
д.х.н., професор **П.М. Фочук**

УКРАЇНА
ЧЕРНІВЕЦЬКА ОБЛАСНА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ
УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
вул. Маяковського, 35, м. Чернівці,58003, тел./факс:(0372) 52-22-23
E-mail: ecology@bukoda.gov.ua, WEB: http://www.eco-bukovina.com.ua,код ЄДРПОУ 40618131

05.06.2020р №445 На №_____від_____

ДОВІДКА
про впровадження результатів дисертаційної роботи
доцента кафедри економіко-математичного моделювання
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича
Григорків Марії Василівни
«Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем»

Управління екології та природних ресурсів Чернівецької обласної державної адміністрації підтверджує факт використання результатів дисертаційної роботи Григорків М.В. у вигляді практичних рекомендацій щодо екологізації соціально-економічних процесів у регіоні та створення передумов переходу регіону до сталого розвитку при виконанні Комплексної програми з охорони навколишнього природного середовища «Екологія» у Чернівецькій області на 2019-2021 роки (затвердженої рішенням 42-30/19 XXX сесії Чернівецької обласної ради VII скликання від 27 березня 2019 року).

Начальник управління **Микола БІЛОКОНЬ**

ЗАТВЕРДЖЕНО

Перший проректор Тернопільського національного економічного університету

_____ Микола Шинкарик

ДОВІДКА
про впровадження результатів дисертаційної роботи

Григорків Марії Василівни
на тему «**Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем**»
на здобуття наукового ступеня доктора економічних наук за спеціальністю 08.00.11 - математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці
у навчальний процес

Розроблені в дисертаційній роботі Григорків М.В. науково-теоретичні положення та практичні рекомендації впроваджені кафедрою економічної кібернетики та інформатики в робочі програми і навчально-методичні комплекси таких дисциплін: «Моделювання економіки»; «Моделі ринкової економіки»; «Моделі економічної динаміки»; «Моделі та технології прийняття управлінських рішень» та при виконанні курсових та дипломних робіт для студентів за спеціальністю «Економічна кібернетика».

Застосування матеріалів дисертаційного дослідження Григорків М.В. в навчальному процесі дало змогу адаптувати перелічені вище дисципліни до сучасних тенденцій розвитку економіки, поглибити їх теоретико-методичні основи та в кінцевому підсумку - підвищити якість підготовки фахівців.

Заст. зав. каф. економічної
кібернетики та інформатики,
к.е.н., доцент Оксана Башуцька

ТЕРНОПІЛЬСЬКА ОБЛАСНА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ
УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
вул. Шашкевича, 3, м. Тернопіль, 46008, тел./факс: (0352) 25-95-93
E-mail: eco_ter@eco.te.gov.ua Web: http://www.ecoternopil.gov.ua Код згідно з ЄДРПОУ 38739739

15.06.2020 № 436 На № _____ від _____

ДОВІДКА
про впровадження результатів дисертаційної роботи
Григорків Марії Василівни
«Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем»

Підготовлені для захисту результати наукового дослідження «Моделі еколого-економічної динаміки у просторі соціально-економічних систем» на здобуття ступеня доктора економічних наук за спеціальністю 08.00.11 – математичні методи, моделі та інформаційні технології в економіці використано під час розробки заходів, спрямованих на стабілізацію та поліпшення стану навколишнього середовища, розбудову відповідної інфраструктури та покращення екологічної ситуації для забезпечення сталого економічного розвитку території при виконанні Програми охорони навколишнього природного середовища у Тернопільській області на 2014-2020 роки (затвердженої рішенням Тернопільської обласної ради від 18 вересня 2014 року № 1778).

Заступник начальника управління –
начальник відділу екологічної безпеки **Олександр ПАНЧУК**

УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСНОЇ ДЕРЖАВНОЇ АДМІНІСТРАЦІЇ * 38739739 *