



РЕГІОНАЛЬНА ПРОГРАМА
«ПРАВОЗАСТОСУВАННЯ Й
УПРАВЛІННЯ В ЛІСОВОМУ СЕКТОРІ
КРАЇН СХІДНОГО РЕГІОНУ ДІІ
ЄВРОПЕЙСЬКОГО ІНСТРУМЕНТУ
СУСІДСТВА ТА ПАРТНЕРСТВА II»



THE WORLD BANK
IBRD • IDA | WORLD BANK GROUP



Програма фінансується Європейським Союзом і впроваджується
Світовим банком у партнерстві з WWF та МСОП

www.enpi-fleg.org

Оцінка послуг екосистем, забезпечуваних лісами України, та пропозиції щодо меха- нізмів плати за послуги екосистем

Evaluation of forest ecosystem services pro- vided by forests of Ukraine and proposals on PES mechanisms

Igor Soloviy / Ihor Soloviy



Листопад 2016 / November 2016

Ця публікація видана за сприяння Європейського Союзу. Відповідальність за зміст, результати, тлумачення і висновки цієї публікації несе колектив її авторів програми FLEG II (www.enpi-fleg.org), які в жодному разі не можуть трактуватись як такі, що відображають погляди Європейського Союзу. Висловлені тут думки не обов'язково співпадають з точкою зору організацій-виконавців.

Матеріали цієї публікації захищені авторським правом. Копіювання та/або передача частин цієї роботи без дозволу може бути порушенням чинного законодавства

ЗМІСТ

Вступ.....	3
Умовні скорочення	5
Extended summary	7
1. Аналіз екосистемних послуг, які надаються лісами України та їхніх індикаторів.....	11
1.1. Основні забезпечуючі послуги лісових екосистем	12
1.2. Основні підтримуючі та регулюючі послуги лісових екосистем	14
1.3. Основні культурні послуги лісових екосистем	17
1.4. Рекомендації щодо розробки індикаторів послуг лісових екосистем.	18
2. Екологічні і економічні основи оцінювання послуг лісових екосистем	23
2.1. Методичні підходи до економічної оцінки вартості послуг лісових екосистем.....	23
2.2. Методика дослідження готовності платити за послуги екосистем	34
2.3. Порівняльний аналіз ставлення до послуг екосистем на прикладі двох регіонів	36
2.4. Економічна оцінка послуги лісових екосистем щодо продукування питної води.....	60
2.5 Дослідження готовності платити за якісну питну воду очищену лісом.....	63
3. Входження на ринки екосистемних послуг лісів	69
3.1. Сучасний стан розвитку ринків послуг лісових екосистем.....	69
3.2. Перспективи входження на міжнародні ринки екосистемних послуг лісів та їхній розвиток в Україні.....	71
4. Інституційно-організаційний механізм здійснення плати за послуги лісових екосистем	76
4.1. Принципи та етапи процесу впровадження механізму плати за послуги екосистем.....	76
4.1.1. Плата за гідрологічні послуги лісів, які полягають у забезпеченні якісного і кількісного аспектів водопостачання.....	82
4.1.2 Плата за збереження біорізноманіття	83
4.1.3 Плата за послуги, пов'язані з процесом поглинання двоокису вуглецю	86
4.2.Багаторівневий правовий механізм запровадження плати за екосистемні послуги лісів	87
Перелік джерел	92
<u>Про програму ФЛЕГ II</u>	<u>.....</u>

Вступ

У звіті ООН *Millennium Ecosystem Assessment* (2005) обґрунтовано, що за останні сорок років внаслідок антропогенного втручання деградувало 60 відсотків від видів послуг, які надають екосистеми – основа існування і розвитку цивілізації. Понад 2 мільярди гектарів деградованих та знеліснених земель планети втратили спроможність приносити користь людям та іншим видам, а їх відновлення є одним з глобальних пріоритетів (IUCN, 2015; UN, 2014). Відвернення деградації ландшафтів пов'язане з численними послугами екосистем – покращенням запасів води, зв'язуванням вуглецю, культурними цінностями та ін. (Marin-Spiotta et al., 2007; Chazdon, 2008; Dodds et al., 2008). Тому представники науки та практики різних сфер діяльності повинні розробити адекватні концепції та підходи для поглиблення між- і транс-дисциплінарних досліджень, які забезпечать врахування вартості послуг екосистем у всіх сферах економічної діяльності. Роль лісового сектора у цьому контексті особливо важлива.

Добробут людини і стійкість екосистем взаємозалежні. Ця концепція знайшла визнання в національних екологічних політиках і законодавстві багатьох країн, але не в Україні. Одним із пріоритетних стратегічних завдань екологічної політики України було визначено «проведення до 2015 року інформаційно-просвітницької кампанії щодо цінності екосистемних послуг на прикладі екосистем України, формування до 2015 року та подальше застосування вартісної оцінки екосистемних послуг». Варто зазначити, що ефективність цієї кампанії була доволі низькою, свідченням чого є низький рівень обізнаності з концепцією екосистемних послуг як серед науковців так і практиків у сфері охорони довкілля і використання природних ресурсів.

Джерелом аналітичної інформації стосовно механізмів плати за послуги екосистем є опубліковані фундаментальні міжнародні дослідження, присвячені економіці екосистемних послуг (серед них «Оцінка екосистемних послуг на порозі тисячоліття» 2003, 2005; на рівні ЄС впроваджено проект «Економіка екосистем і біорізноманіття» (TEEB, 2008); значними є напрацювання у цій сфері WWF, Світового Банку, МСОП та ін.), публікації у міжнародних наукових журналах та матеріалах конференцій.

Поряд з теоретичними розробками для окремих країн характерні успішні приклади економічної оцінки і компенсації екосистемних послуг в рамках міжнародних та національних економічних механізмів подолання негативних впливів змін клімату. Ідентифікація та оцінювання послуг екосистем, а відповідно і формування економічного та інституційного механізмів плати за ці послуги є надзвичайно важливими у цьому контексті. Оскільки створення ринків екосистемних послуг вирішує не лише екологічні а й соціальні проблеми завдяки створенню нових робочих місць та зменшенню бідності.

Концепція послуг екосистем знайшла визнання в національних екологічних політиках і законодавстві багатьох країн. Активізується діяльність щодо широкого кола питань, пов'язаних з послугами екосистем, включаючи їхню оцінку, визначення потенційних продавців і покупців та механізмів компенсації, формування ринків цих послуг.

Європейська стратегія щодо Біорізноманіття до 2020 року (Ціль 2, Захід 5) передбачає, що країни-члени ЄС повинні скласти карти та оцінити стан екосистем та їхніх послуг до 2014 р., а також здійснити економічну оцінку ПЕ та пропагувати їх інтеграцію в системи моніторингу та звітності на рівні ЄС до 2020 р. Зокрема, це вимагає розробки національних систем моніторингу та конкретних індикаторів (Grunewald et al., 2015; Järppinen and Heliölä, 2015). Такі системи слід пов'язати з моніторингом біорізноманіття, а також визначенням прогресу щодо сталості та добробуту на національному рівні.

Врахування впливів на біорізноманіття та послуги екосистем (БПЕ) стає все суттєвішим для світового бізнесу – зростаючі вимоги різних зацікавлених сторін (особливо в контексті Корпоративної відповідальності, КВ) стимулюють представників бізнесу ідентифікувати, вимірювати, відслідковувати та загалом керувати своїми впливами на послуги екосистем. Катя Ляхтінен та її колеги у 2016 році дослідили шляхи врахування та покращення впливів на БПЕ у світі бізнесу на прикладі лісової промисловості, яка діє в одному з найбільш ризикованих для біорізноманіття секторів (Lähtinen et al., 2016).

В Україні загрозу для підтримання продуктивності і середовище твірних функцій лісів, а відповідно і їхнього потенціалу щодо надання суспільству послуг екосистем, становлять такі чинники як незаконні рубання, фрагментація лісових масивів унаслідок відчуження лісових земель під забудову, будівництво автодоріг, рекреаційно-відпочинкові зони, неконтрольована заготівля населенням недеревної лісової продукції. Неналежним є моніторинг та контроль місцевих органів влади за дотриманням лісокористувачами вимог екологічного законодавства. Перспективи подальшого розгортання нерегульованої тіньової приватизації лісів, посилення конкуренції між різними формами лісокористування та конфлікти інтересів можуть створити додатковий прес на лісові екосистеми.

Існує нагальна необхідність розроблення як теоретичних положень так і практичних рекомендацій спрямованих на поглиблення концептуальних засад економічного оцінювання послуг екосистем та розробка методичного інструментарію формування галузевої політики і системи менеджменту, які покликані забезпечити суспільство умовами існування, критично важливими для його виживання. Результати оцінки екосистемних послуг можуть бути використані як інформаційна основа для планування земле-користування та природоохоронної діяльності, вироблення політики в інтересах сталого розвитку, розрахунку розмірів екологічної компенсації та планування розвитку громад.

У цьому звіті наведено науково-практичні підходи до оцінювання послуг лісових екосистем, здійснено аналіз екосистемних послуг, які надаються лісами України та їхніх індикаторів, запропоновано інституційно-організаційний механізм здійснення плати за послуги лісових екосистем, застосування якого сприятиме виявленню та інтеграції в господарську діяльність недооцінених раніше послуг, покращенню добробуту лісозалежних громад та входженню на міжнародні ринки екосистемних послуг.

Умовні скорочення

ARIES	Використання штучного інтелекту для ПЕ (<i>Artificial Intelligence for Ecosystem Services</i>)
ATKIS	Офіційна топографічна картографічна інформаційна система Німеччини (<i>Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem</i>)
CICES	Common International Classification of Ecosystem Services (<i>Спільна міжнародна класифікація послуг екосистем</i>)
ESR для IA	Огляд послуг екосистем для оцінки впливів (<i>Ecosystem Services Review for Impact Assessment</i>)
EVT	Набір інструментів для оцінки екосистем (<i>Ecosystem Valuation Toolkit</i>)
FEGS	Кінцеві блага (товари?) та послуги екосистем (<i>Final Ecosystem Goods and Services</i>)
InVEST	Інтегрована оцінка послуг та компромісів екосистем (<i>Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs</i>)
IUCN	Міжнародне товариство збереження природи (<i>International Union for Nature Conservation</i>)
LUCI	Індикатор використання та потенціалу земель (<i>Land Utilisation and Capability Indicator</i>)
MA	Оцінка екосистем на порозі тисячоліття (<i>Millennium Ecosystem Assessment</i>)
MAES	Картографування та оцінка послуг екосистем (<i>Mapping and assessment of ecosystem services</i>)
MIMES	Багаторівневі (врахування різних рівнів масштабу) інтегровані моделі послуг екосистем (<i>Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services</i>)
NAIS	Інформаційна система активів природи (<i>Natural Assets Information System</i>)
RESTS	Відбірник інструментів для розрахунку вигід відновлення для послуг екосистем, (<i>Restoration Ecosystem Service Tool Selector</i>)
ROAM	Методологія оцінки можливостей відновлення (<i>Restoration Opportunities Assessment Methodology</i>)
SoIVES	Соціальні цінності для послуг екосистем (<i>Social Values for Ecosystem Services</i>)
TESSA	Набір інструментів для місцевої (на конкретних ділянках) оцінки послуг екосистем (<i>Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment</i>)
ABB	Аналіз вигід і витрат (<i>Cost-benefit Benefit-cost analysis – CBA BCA</i>)
БКПР (MCDM)	Багатокритеріальне прийняття рішень (<i>Multiple Criteria Decision Making</i>)



Д(Н)ЛК	Державний (національний) лісовий кадастр
КВ (CR)	Корпоративна відповідальність (<i>Corporate Responsibility</i>)
КСВ (CSR)	Корпоративна соціальна відповідальність (<i>Corporate Social Responsibility</i>)
МГЕЗК (IPCC)	Міжурядова група експертів з питань змін клімату (<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>)
ОПЛЕ	Оцінка послуг лісових екосистем
ПЕ	Послуга/послуги екосистем
ПЛЕ	Послуга/послуги лісових екосистем
ППЕ	Платежі за послуги екосистем

Скорочення подаються переважно українською та англійською. Коли переклад англійського скорочення був недоцільним – зважаючи на поширену практику його вжитку або кращу читабельність чи упізнаваність, залишено англійський варіант з повним перекладом українською та англійською. У всіх інших випадках здійснено адаптацію скорочень на основі українського варіанту. Для деяких скорочень наведено варіанти водночас англійською та українською задля кращої орієнтації читачів при подальшому ознайомленні з літературою на розглянуту тематику.

Extended summary

The concept of ecosystem services (ES) has recently been gaining increasing recognition within national environmental policies and legislation of many countries. The Law of Ukraine “On Main Principles (Strategy) of National Ecological Policy of Ukraine until 2020” (2011) recognized “implementation of informational and educational campaign on the value of ecosystem services exemplified by ecosystems of Ukraine until 2015, elaboration until 2015 and successive use of ecosystem services valuation” as one of the major priorities of the ecological policy. The law has been barely effective, as can be witnessed by low conversance with the ES concept among both scientists and practitioners in the nature protection sphere, as well as by the absence of proliferation of ecosystem services valuation (ESV) into decision-making on economic and nature protection issues.

There is an urgent need in the development and implementation of the forest ecosystem services economic valuation, as elaborative and regulating elements of decision-making process within forestry sector. The ES concept helps to describe the benefits people acquire from nature and natural processes in ways that can influence policy and governance decisions. The ability of trees, forestlands and forests to provide a wide range of ES is greatly dependent on their disposition and the ways forest management is carried out regarding them. The data regarding characterization, analysis and economic valuation can in various ways support forest management. Among major scientific problems regarding research on ES is the investigation of trade-offs within implementation of multi-purpose forestry on the basis of ES bundles. Resolution to this problem is primarily scientific concern, yet exploration of international experience is also of great value.

The EU Biodiversity Strategy to 2020 (Target 2, Action 5) (2011) claims that: “Member States [...] will map and assess the state of ecosystems and their services in their national territory by 2014, assess the economic value of such services, and promote the integration of these values into accounting and reporting systems at EU and national level by 2020”.

In US, along with the already established conservation easements mechanism, direct payments and rapidly developing ES markets have also been coming into use in recent years. Direct payments can be made to the forest owners from the government, introducing a few buyers, e.g. companies that own power stations can buy carbon credits from landowners who practice afforestation. Another option that can be used by large groups of people is the exchange of the ES offsets at the newly created markets. –

Great informational support to the functioning of the forest ecosystem services (FES) market in US comes from the United States Department of Agriculture Forest Service (USDA FS) – it provides description of the major markets, short explanatory brochures, as well as continuously renewed separate lists of links to publications on different ES (carbon sequestration, watershed services, biodiversity) <http://www.fs.fed.us/ecosystems-services/>. The work of the USDA FS in this direction could be an example worth following for the State Forest Resources Agency, since there is no mentioning of the forest ecosystem services at their official website. In 2008 the Office of Environmental Markets (OEM) has been created within the USDA to foster the development of ecosystem services markets.

Not every country has ecosystem services markets, and in those that do, the markets may be limited to regional or provincial level programs. The experience of British Columbia, Canada gives an effective example of carbon markets functioning at the regional level. The Australian legal system has been one of the first to recognize within its Forest legislation the right for carbon within forest stands as separate property. Right after registration by the respective authorities the right for carbon becomes a separate share within the property of land. The holder of the right for carbon is granted legal and commercial benefits as well as takes risks related to the carbon sequestration within particular land site.

For many decades Great Britain has been using grant schemes to reward landowner for achievement in nature protection, which creates highly favorable conditions for introducing ES payment schemes (also – payments for ecosystem services, PES). One of the greatest examples of the manuals created to facilitate introduction of the PES schemes is “Payments for Ecosystem Services: A Best Practice Guide” (<https://www.gov.uk/government/publications/payments-for-ecosystem-services-pes-best-practice-guide>) developed by the UK Department for Environment, Food & Rural Affairs.

Research conducted for Great Britain (Louise et al., 2015) allowed viewing forests within the ES concept, including the issues of listing, characterizing, and evaluating ES, as well as combining the concept with sustainable forest management based on the UK Forestry Standard.

Considering resemblance of natural conditions and socio-economic peculiarities of post-socialist economy particularly worth attention are projects regarding valuation and integration of ES into decision making implemented WWF in Bulgaria and Romania. The project *Development and model implementation of sectoral policies focused on ecosystem services*, (“PolicIES”), currently running in Bulgaria will integrate the forest ecosystem services and biodiversity information in a company's own software solution, providing the opportunity to assess the impact of forestry management on ecosystem services and the biodiversity. “*Demonstrating and promoting natural values to support decision-making in Romania*” project expects the is aimed at following results: national mapping and biophysical assessment of priority ecosystems and ecosystem services in accordance with the Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) process ongoing at the level of the European Union.

Based on the initiative of the Belarusian Ministry on Natural Resources and Nature Protection, Belarusian scientific and research center “Ecologia” together with other scientific organizations have developed the “Procedures on economic evaluation of ecosystem services” (2012) – a technical code of established practice, specifying the methods for ES and biodiversity economic valuation in support of decision-making within environmental sphere to support paid use of natural resources.

Every ES can be assessed in one or several ways, which is dependent on the direct use value, indirect use value or non-use value. ES can be assessed in quantitative terms using economic methods (e.g. direct market valuation, travel cost, contingent valuation). Each method has its advantages and disadvantages, explored in the report. The choice regarding assessment method has to well considered, based on the research objectives and characteristics of its object.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB) «Ecological and Economic Foundations» report (TEEB, 2010) provides a review of FES and economic valuation methods most appropriate for different ES (see table. A2.1b Conceptual matrix based on forest ecosystem services, benefits/value types and valuation approaches). Among documents containing useful information on economic valuation of ES is the report of the Collaborative Partnership on Forests Advisory group on Finance (2012). Approaches to the selection of most appropriate tools have been elaborated in scientific publications – e.g. the Restoration Ecosystem Service Tool Selector (RESTS) offers an adaptive framework for assessment of forest restoration benefits for ecosystem services, allowing making better decisions in selecting tools (among 13 selected ones) to fit for different types and stages of assessments (Christin et al., 2016).

The main principles for developing a procedure on PES are continuity and flexibility of payment system, targeted financing, avoidance of the pervasive stimuli, which sometimes play an unexpected negative role. The sphere includes four major types of financial relationships: national (state), private, public-private, and conservation banking / remuneration schemes. Effective functioning of the market requires development of the institutional framework for its support. Institutional basis for the introduction of PES will depend on the scale of the project (temporal and spatial) as well as on the type of particular service provided.

The most common international ES markets are: carbon markets, wetland mitigation banks, water quality markets, biodiversity markets. Their differences and current trends of development (including numerous case studies) analyzed. The process of ES market development includes three stages: conception, growth and functioning.

The report provides general characteristics for the major provisioning, supporting, regulating and cultural ecosystem services (ES) and their respective indicators in Ukraine. It describes their structure, functions, economic benefits and essence of the value. It also suggests practical guidance on developing indicators for ecosystem services valuation.

The methods for assessing economic values of ES are diverse and depend on the type of the service in question, peculiarities and goals of the particular inquiry. Suggested selection of resources provides guidance on ES identification, collection of data, mapping, modeling and evaluation – based on the platforms build through international collaboration projects.

A social-economic research has been conducted on the territories of two regions – Dnipropetrovsk and Lviv oblasts. Within each region 150 people have been interviewed. Questionnaires developed for each of the inquires included the list of major services and functions provided by the forest ecosystems, including regulation of the composition of atmosphere, regulation of climate and regional hydrological balance, water supply, erosion prevention, formation of soil, nutrient circulation, absorptive capacity, pollination, support of biodiversity, and sources of wood and food. The research was based on the contingent valuation method. Willingness to pay (WTP) for support and improvement of the hydrological ecosystem services was determined based on the independent factors such as respondents' age, sex, marital status, presence of children, level of education, employment, place of residence and individual income. In Dnipropetrovsk region WTP was influenced by the level of education and employment, while in Lviv region – sex and place of residence. In both regions residents would accept the introduction of mandatory special payments, in Lviv region this indicator scored 6% higher than in Dnipropetrovsk. Willingness to voluntarily work for support and improvement of forest hydrological services has been stated by 18.7% of respondents in Lviv region and 16% in Dnipropetrovsk region. In regards to payments – most people both in Dnipropetrovsk (33.3%) and in Lviv (28%) regions were willing to pay 100 UAH/year. In Lviv region more respondents expressed support to establishment of a special authority, which would work on supporting and improving of forest ecosystem services nationally.

Economic valuation of the ecological and social forest ecosystem functions characterizes social benefits provided by forests or costs (loses) due to decrease in forest cover. Economic valuation is concerned not with the specific manifestation of interdependence between elements of the biogeocenosis, but specific change in social well-being, that can result from various factors determined by forests. Thus, forest ecosystem is viewed as an asset, providing a range of economic benefits throughout the year. Current economic value of the ecological and social functions of forest ecosystem is determined by the value of the annual flow of services that it provides. We have conducted such assessment for the watershed within National Nature Park “Pivnichne Podillia” that is situated on the territory of Brody, Buz'k and Zolochiv districts of Lviv region.

With the problem of high quality water provision for population Ukraine faces, the use of forest resources to secure drinking water offers a prospective approach. Forest watersheds provide water of better quality, compared to watersheds with alternative land uses, since almost all the alternatives – agriculture, industry and settlements contribute to increases in polluting substances coming from upstream.

Hydrological services of forests thus include support of the high quality of water, minimization of soil erosion, decrease of the amount of deposits within water bodies (mires, ponds, lakes, rivers, streams and rivers), detention and filtration of other polluting substances during circulation of water through forest bedding. The limitations include absence of the legislative and regulatory framework for the use of forest resources as well as targeted national programs for afforestation of the watersheds to secure drinking

water provision services. Abovementioned research on WTP shows that majority of population is ready to pay for the forest ecosystem service of drinking water provision.

The major stakeholder on the issue is usually local population, since it showed greater WTP for the forest ES of drinking water provision. WTP is greatly influenced by the level of education – respondents who completed higher education are better acquainted with the process of water filtration, the importance and relevance of this service. Purified drinking water may be provided to population in two ways: bottled and through central water supply systems.

Provision of drinking water purified by forest may function through ecosystem service market. The scheme ought to function as follows: forestry enterprise is considered the producer, urban water supply authority is the provider and local population acts as buyer. Additional fee for the water that would be paid by population should go to the water authority which further pays for the water to the producer.

Institutional analysis of the ES market should include the following components:

- Institutes that establish the market: politicians involved into organization of the market, population, communities, forest users and government authorities;
- Market participants: potential sellers and buyers, landowners, managers and other stakeholders;
- Providers of the market services: investors, charities and trade organizations, landowners, beneficiaries, consulting companies.

Forest ecosystem certification may be considered as a logical step up from the traditional forest certification. Both approaches have much in common, yet substantial differences arise in particular regarding the process of informing. Potential limitations and barriers as well as uncertainty regarding the effectiveness of forest ecosystem certification for the development of sustainable forestry remain. The process for forest ecosystem services certification is being developed, yet not complete so far. The strategic aim is to develop novel instruments for the certificate holders that would allow them to access emerging ecosystem service markets, serving as stimuli for responsible forest use, maintenance and strengthening of ecosystem services.

Laws and regulations concerning payment for ecosystem services schemes should facilitate (IUCN, 2010):

- Comprehensive integration into diverse planning processes;
- Effective bridging of ecosystem services and scheme participants;
- Improvement of institutional setting for the functioning of ES at the intersection of various participants and sectors;
- Integration and improvement of other benefits with the help of international financing possibilities.

While payments for ecosystem services this far concern mostly private lands, vast opportunities remain for a better allocation of costs and benefits, that may also be based on the already existing partnerships at multiple levels.

1. Аналіз екосистемних послуг, які надаються лісами України та їхніх індикаторів

Послуги екосистем (або екосистемні послуги) можуть бути визначені як "набір функцій екосистем, які є корисними для людини" (Kremen 2005). Вони є наслідком допоміжних процесів, які діють в різних часових і просторових масштабах (Farber 2006). Ці загальні визначення знайшли широке використання, проте класифікації послуг та застосування цієї системи для прийняття рішень є свідченням низки невизначеностей. Зокрема, існують різні семантичні значення терміну екосистемних послуг, залежно від конкретної мети (Fisher, 2009). За словами Р.Костанза і Фольке екосистемні послуги "репрезентують отримання людських переваг від екосистемних функцій, прямо чи опосередковано" (Costanza et al 1997). За визначенням Г. Дейлі (1997) екосистемні послуги (на означення яких він використовує термін "послуги природи") це - "умови і процеси", а також "життєзабезпечуючі функції". У визначенні документу ООН *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA 2003), яке широко використовувалось у міжнародних наукових дослідженнях, підкреслюється тісний зв'язок екосистемних послуг та вигід, які створюються прямо чи опосередковано екологічними системами для людини. На основі підходу MEA у рамках міжнародного проекту «Економіка екосистем та біорізноманіття» (ЕЕБ) екосистемні послуги визначають як прямий і непрямий внесок екосистем у добробут людини (TEEB 2010).

Бойд і Банзаф (Boyd and Banzhaf 2007) застосовують альтернативний підхід. За їхнім визначенням, екосистемні послуги - це екологічні компоненти (у тому числі екологічна структура), які безпосередньо споживаються, або використовуються для створення людського благополуччя. Таким чином, непрямі процеси і функції не вважаються екосистемними послугами, а проміжними екологічними компонентами. На відміну від визначення вищезгаданого, Фішер і співавтори (2009) припускають, що екосистемні послуги це "певне використання екосистем (активне чи пасивне) для створення благополуччя людини" (Fisher 2009). Тому послуги охоплюють організацію, структуру екосистем, а також процеси та/або функції, якщо вони прямо або опосередковано споживаються людиною.

Механізм екосистемних послуг лісових екосистем полягає у взаємодії лісу з атмосферою, водою, ґрунтом та в підтримці їхніх якісних і кількісних параметрів на оптимальному екологічному рівні. Під послугами лісових екосистем розуміють рекреаційну (оздоровчу) цінність лісових масивів, захист ґрунтів від ерозії, підвищення урожайності сільськогосподарських культур, збереження біорізноманіття, регулювання водостоку, продукування кисню, поглинання двоокису вуглецю та ін. Лісові біогеоценози впливають на оточуюче середовище як біологічна система, виділяючи в зовнішнє середовище речовину та енергію в процесі фотосинтезу, дихання, транспірації та ін. Крім того, лісові фітоценози - це фізичні тіла, які займають певне місце і мають масу із специфічними для неї властивостями. Вони відбивають і поглинають сонячну радіацію, затримують частину атмосферних опадів, конденсують водяну пару, затримують пил, переводять поверхневий стік у внутріґрунтовий та ін. Можна зробити висновок, що такі екосистемні послуги лісів, як гідрологічні та поглинання двоокису вуглецю є регулюючими послугами, тоді як екологічна послуга лісів зі збереження біорізноманіття належить до забезпечуючих послуг. Особливу увагу привертають такі послуги лісових екосистем як гідрологічні послуги (водоохоронні та водорегулюючі), послуги зі збереження біорізноманіття та послуги, пов'язані з поглинанням двоокису вуглецю, оскільки ці послуги можуть знижуватися, а то й взагалі можуть бути втраченими (у випадку вирубування чи деградації лісів), що своєю чергою призведе до екологічних небезпек і додаткових витрат для суспільства на місцевому рівні, наприклад, зумовить повені та зсуви, та на глобальному рівні – кліматичні зміни.

1.1. Основні забезпечуючі послуги лісових екосистем

На погляд Є.В. Мішеніна, Н.В. Олійника екосистемні послуги доцільно визначати як економічні вигоди, які отримують економічні суб'єкти від використання існуючих функцій екосистем, а також таких, що утворюються в результаті генерування, відновлення, підтримки, регулювання екосистемних процесів, які формуються в результаті цілеспрямованої діяльності тих або інших суб'єктів господарювання різних форм власності та рівнів ієрархічного управління (Мішенін, Олійник 2010). Поряд з цим, згадані автори зазначають, що більшість визначень екосистемних послуг потребують проведення економічної (вартісної) ідентифікації екосистемних послуг.

Потоки екосистемних послуг можуть бути визначені як похідні першого порядку від природного капіталу окремої екосистеми, території, країни та похідні другого порядку від екосистемних функцій, властивостей та структурних компонент:

$$EP = f'(PK) = f''(EF, Sk.ek., Eвл.), \quad (1)$$

де EP – екосистемні послуги; PK – природний капітал; EF – екосистемні функції; $Sk.ek.$ – структурні компоненти екосистем; $Eвл.$ – властивості екосистем. Запас природного капіталу визначає кількість екосистемних послуг, які може отримати країна, регіон, підприємство та інші зацікавлені сторони (Мішенін, Дегтяр 2015).

У цьому дослідженні ми беремо за основу класифікацію послуг екосистем, запропоновану у звіті “*Millennium Ecosystem Assessment*” (MEA), підготованому під егідою ООН міжнародним науковим колективом класифікацію послуг екосистем, згідно якої ідентифікують їх чотири групи:

- забезпечувальні (*provisioning services*) – послуги від продукції, яку надають екосистеми: продовольство, вода, деревина, волокно, паливо, генетичні ресурси, питна вода;
- регулювальні (*regulating services*) – послуги регулюючих екосистемних процесів: формування клімату, захист від повеней та інших стихійних лих, контроль захворювань, поглинання відходів людської життєдіяльності, очищення води і повітря, боротьба зі шкідниками;
- культурні (*cultural services*) – вклад екосистем у збагачення культурних, духовних та естетичних аспектів людського добробуту: емоції від спілкування з природою, відчуття місцевості, середовище для формування способу життя, звичаїв і традицій;
- підтримувальні (*supporting services*) – послуги, які забезпечують основні екосистемні процеси: формування ґрунту, первинна продуктивність, базові біогеохімічні процеси (кругообіг поживних речовин, фотосинтез), середовище перебування.

В доповіді *TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity)*, для прикладу виділяється 22 типи екосистемних послуг, які згруповані в чотири категорії: постачання, регулювання, середовище проживання та культурні і побутові послуги.

Основні забезпечуючі послуги лісових екосистем (продукти, отримувані від екосистем) України та відповідні їм індикатори узагальнено в таблиці 1.1.

Таблиця 1.1.

Основні забезпечуючі послуги лісових екосистем та відповідні їм індикатори

	1. Структура	2. Функція	3. Вигода	4. Вартість
Деревина	Насадження у яких проводяться рубки головного і проміжного користування	Приріст запасів, наслідки ведення господарства	Вивіз круглої деревини	Економічна вартість торгівлі круглою деревиною, зайнятість в лісовому господарстві
Ягоди та гриби	Оселища ягід та грибів (ліси, болота)	Середній річний урожай (загалом кг/га)	Заготовлений урожай (комерційний + для власного вжитку)	Продаж ягід та грибів, вартість власного використання, вплив на здоров'я від використання ягід та грибів
Дичина	Оселища дичини (ліси, болота, ферми, високогір'я)	Популяція дичини, відтворюваність популяції, багатство дикої природи,	Полювання на дичину	Економічна вартість полювання на дичину, цінність для здоров'я та суспільства, а також культурні цінності пов'язані з полюванням
Чиста вода	Водні горизонти, прісні болота та інші водно-болотні угіддя, не порушені ґрунти лісового фонду	Стан поверхневих та ґрунтових вод, запаси чистої води, спроможність до очищення води	Використання прісної води	Економічна вартість господарського та побутового використання, вплив чистої води на здоров'я, соціальні цінності пов'язані з наявністю чистої води
Біоенергетична сировина	Ділянки лісів що використовуються для біоенергетики	Річний приріст біомаси, сталість заготівель біомаси (пеньки, залишки рубань)	Заготівля, вміст енергії	Вартість виробленої енергії, зайнятість
Сільськогосподарські культури	Площі на яких культивуються зернові культури сільськогосподарські угіддя), які є під захистом лісів і полезахисних смуг	Динаміка поживних речовин, урожай на га, необхідність у використанні добрив та пестицидів.	Збір врожаю	Прибуток від отримання додаткового врожаю внаслідок сприятливого мікроклімату, цінності пов'язані з агролісовими ландшаф-

				тами (збільшений врожай на га та ін.)
Генетичний матеріал	Кількість сортів	Генетичне різноманіття, еволюція	Потенціал для лісорозведення, вигода від використання генетичного різноманіття до цього часу (збільшений врожай на га та ін.)	Внутрішня цінність генетичного різноманіття та еволюції

Зазначимо, що більшість забезпечувальних послуг мають ринкову оцінку, хоч і не всі. Решта ж послуг здебільшого не оцінена ринком.

1.2. Основні підтримуючі та регулюючі послуги лісових екосистем

Екосистемні послуги підтримки – послуги необхідні для підтримки інших екосистемних послуг. До підтримуючих належать запобігання опустеленню, ґрунтозахисні функції, збереження біорізноманіття, ґрунтоутворення, фотосинтез. Такі послуги впливають на добробут людей опосередковано, уможливаючи формування потоків забезпечувальних, регулювальних і культурних послуг. Значна частина послуг екосистем не є продуктами споживання чи предметами використання, вони споживаються людьми опосередковано, непрямо, але якість життя людей фундаментально залежить від потоку цих послуг. Основні підтримуючі послуги лісових екосистем України та відповідні їм індикатори вміщено в табл. 1.2.

Таблиця 1.2.

Основні підтримуючі послуги лісових екосистем та відповідні їм індикатори

	1. Структура	2. Функція	3. Вигода	4. Вартість
Утримування води	Неосушені оселища, тип та площа рослинного покриву (ліси, болота, внутрішні води, сільськогосподарські угіддя, території міст)	Час затримки (для кожного типу оселищ, природні проти модифікованих)	Контроль потоків (природне врівноваження потоку)	Уникнення витрат на запобігання повеней та відновлення завданої шкоди
Очищення води	Незаймані оселища, тип та площа рослинного покриву (ліси, болота, внутрішні води, сільськогосподарські угіддя)	Продуктування ґрунтових вод (коефіцієнт поновлення, мм/га/Акр)	Якість ґрунтових та поверхневих вод	Вплив на здоров'я, вартість запасів ґрунтових та високої якості поверхневих вод
Регулювання клімату	Оселища що зберігають вуглець (ліси, болота, внутрішні)	Вуглецевий баланс, коефіцієнт захоплення вуг-	Регулювання клімату, стабі-	Уникнення витрат від негативних кліматичних нас-

	води, Балтійське море)	лецю	льний клімат	лідків, внутрішня цінність стабільного клімату
Поглинання азоту	Рослини що фіксують азот (ліси, сільськогосподарські угіддя в структурі лісфонду)	Коефіцієнт фіксації азоту	Покращення балансу поживних речовин та якості ґрунтів	Уникнення витрат на використання добрив
Боротьба з ерозією	Тип та площа рослинного покриву (сільськогосподарські угіддя на яких не застосовувалась оранка, неосушені оселища, лісові ґрунти що не піддавались обробітку (ліси, болота, сільськогосподарські угіддя)	Коефіцієнт утримання часток	Запобігання ерозії, покращена якість вод	Уникнення витрат на використання добрив, вартість високої якості поверхневих вод
Якість ґрунтів	Функціональне різноманіття організмів у ґрунтах	Обіг речовин	Якість ґрунтів	Уникнення витрат на покращення стану ґрунтів, вартість підвищення врожайності
Утримання поживних речовин	Тип та площа рослинного покриву (сільськогосподарські угіддя на яких не застосовувалась оранка, буферні смуги, неосушені оселища, лісові ґрунти що не піддавались обробітку (ліси, болота, сільськогосподарські угіддя)	Коефіцієнт утримання поживних речовин	Покращена якість вод та ґрунтів	Вартість та цінність чистої води з точки зору суспільства та здоров'я, а також її внутрішня цінність; уникнення витрат на використання добрив та заходи захисту водних угідь
Адсорбція відходів та токсинів	Екосистема, ґрунтові організми	Розкладання, Вплив на відходи чи їх зберігання завдяки біологічним, біохімічним або біофізичним процесам	Покращена якість вод та ґрунтів	Вартість та цінність чистої води та ґрунтів з точки зору суспільства та здоров'я, а також внутрішня їх цінність; уникнення витрат на менеджмент відходів
Оселища для	Площа та стан осе-	Прихисток та	Життєздатні	Уникнення витрат

розведення	лищ розплідників (спільноти морських водоростей, межові території боліт)	харчування (виміряно репродуктивним успіхом)	популяції	на поновлення популяції та іншу господарську діяльність
Запилення	Оселища гніздування та зборів запилювачів (площа + якість)	Запилення	Збільшення врожаю	Вартість покращення врожайності
Якість повітря	Зелена інфраструктура міст і сіл	Утримування малих часток	Покращений стан повітря	Цінність чистого повітря для здоров'я, уникнення медичних витрат
Зменшення шуму	Рослинність територій міст	Поглинання звуків	Знижені рівні шуму	Цінність менш шумного середовища для здоров'я, уникнення медичних витрат

Деякі з послуг є більш пов'язаними з структурою екосистем (наприклад очищення води водноболотними угіддями), інші – з функціями екосистем (наприклад запилення). Загалом вони є часто непомітними процесами, на які не звертають уваги до моменту коли щось з ними починає йти не так як має бути. Наприклад запобігання ерозії зазвичай стає актуальним після того як знищення рослинного покриву призвело до певних негативних наслідків. Багато фундаментальних функцій екосистем, які забезпечують регулюючі та підтримуючі послуги здійснюються мікроорганізмами та рослинністю. Рослинність в свою чергу відіграє ключову роль у багатьох процесах пов'язаних з колообігом води (утримання та фільтрування води, боротьба з ерозією).

Залежно від особливостей процесу споживання, всі послуги екосистем можна поділити за ознакою обмеження доступу до ресурсу – на конкурентні та неконкурентні, а за ознакою усунення від споживання ресурсу – на виключні і невиключні у споживанні (Daly 2005). Найважливішою особливістю процесу споживання ПЛЕ є те, що, за винятком забезпечувальних (деревина, гриби, ягоди, лікарські рослини й т. ін.), усі інші послуги є невиключними і неконкурентними у споживанні. Конкурентними у споживанні можуть бути за певних умов рекреаційні ресурси та здатність лісових екосистем поглинати відходи. А саме, за умов приватної власності, власник може не допустити інших, перебувати на своїй території і відповідно використовувати такі блага, як гриби, ягоди, лікарські рослини. Що стосується поглинання відходів, то у випадку забруднення, розміщення відходів, іншим дістається послаблена екосистема, яка не зможе поглинути бажаної кількості відходів.

Невід'ємною характеристикою конкурентних послуг є те, що за умови їх споживання однією людиною, всі інші не мають можливості споживати ці послуги]. Якщо послуга виключна у споживанні, то його власник може усунути інших осіб від отримання вигоди з цього ресурсу. Невиключними у споживанні є такі ресурси, для яких не існує технологій або інституцій, котрі дають змогу одній людині споживати корисні властивості цього ресурсу, усуваючи при цьому від споживання цих властивостей усіма іншими (клімат, захист від ультрафіолетового випромінювання). Якщо одна людина отримує таку послугу лісових екосистем, як запобігання повеням чи регулювання вмісту парникових газів у повітрі, то це не впливатиме на кількість та якість цих послуг, які можуть отримувати інші люди.

Таким чином, більшість ПЛЕ є невиключні та неконкурентні за своєю природою. Але з іншого боку, якщо людина вирубає певну ділянку лісу, тобто зруйнує конкретну лісову екосистему, вона усуває від споживання цих послуг не лише себе (хоча має на це право), а й інших від отримання всіх послуг, які надавала ця система. На відміну від індивідуальних послуг (медичні, косметологічні), ПЛЕ мають глобальний характер, є дуже складними і переплетеними водночас із іншими природними процесами. Тому для значення таких ресурсів питання права власності має бути особливо чітко врегульованим (Жила 2013).

1.3. Основні культурні послуги лісових екосистем

Соціокультурні екосистемні послуги - нематеріальні послуги, які люди отримують від екосистем і які є важливими для розвитку процесу пізнання, естетичного розвитку та духовного здоров'я. Основні культурні послуги лісових екосистем України та відповідні їм індикатори подано в таблиці 1.3.

Таблиця 1.3

Основні культурні послуги лісових екосистем та відповідні їм індикатори

	1. Структура	2. Функція	3. Вигода	4. Вартість
Відпочинок	Природні території яким надається перевага, доступність	Природні явища, фенологія	Відпочинок, досвід	Здоров'я (включаючи уникнення медичних витрат, вартість (затрачений час), суспільні цінності
Екотуризм	Природні території яким надається перевага, доступність	Природні явища, фенологія	Зайнятість, відпочинок, досвід	Прибуток від туризму, зайнятість
Культурна природна спадщина	Культурна спадщина природних ландшафтів	Природні явища, фенологія	Культурна спадкоємність	Суспільні цінності, внутрішня цінність
Ландшафти	Цінні ландшафти або такі, яким надається перевага	Природні явища, фенологія	Естетичний досвід,	Суспільна цінність (ідентичність, естетика), вартість (вартість маркетингу), внутрішня цінність
Мистецтва та популярна культура	Символічні види та ландшафти	Природні явища, фенологія	Естетичний досвід, відпочинок	Суспільна цінність (ідентичність, естетика), вартість (вартість маркетингу), внутрішня цінність

Наука та освіта	Особливо цікаві з певної погляду зору території	Природні явища, фенологія	Джерела знань	Суспільна цінність (ідентичність, естетика), вартість (інновації), внутрішня цінність
-----------------	---	---------------------------	---------------	---

Особливо високо ціняться естетичні та культурні аспекти природних екосистем – мальовничі ландшафти, рекреаційні можливості та ін. Культурні послуги екосистем є тими нематеріальними вигодами, які люди отримують від природи. Їх роль стає все важливішою зважаючи на різні соціальні фактори, такі як урбанізація та зростання матеріального добробуту. Місцеві жителі чекають від природи покращення свого добробуту та відпочинку. В деяких випадках культурна значущість використання певної забезпечувальної послуги може вийти на перший план та затьмарити її базову цінність. Наприклад у випадках полювання, непрофесійного рибальства, а також збирання ягід та грибів вигоди здоров'я та відпочинку що стосуються цих видів діяльності є часто важливішими ніж можлива економічна вигода від результатів полювання, улову чи зібраних плодів.

Як чинник, що сприяє введенню плати за екосистемні послуги в рекреаційно-туристичної сфери, слід зазначити факт збільшення потоку іноземних туристів в Україну. Як зазначає Андреева Н.Н. (2013) рекреаційно-туристична сфера господарювання в Україні є однією найперспективнішою для впровадження інструменту екологічних послуг, що, однак, потребує: систематизованих зусиль щодо усунення існуючих економічних колізій; розробки нової і приведення у відповідність існуючої нормативної бази; якісного формування державної оферти і політичної індикації; формування режиму інвестиційної привабливості та гарантій бізнесу; додаткової інституційної трансформації та розробки механізму справляння плати за екологічні послуги.

1.4. Рекомендації щодо розробки індикаторів послуг лісових екосистем.

Дослідження лісового менеджменту часто звертають увагу на визначення та вимірювання індикаторів сталості, залишаючи поза увагою їх агрегування. Це втім не дає відповіді на ключове питання – «чи є лісовий менеджмент сталим?» (Díaz-Balteiro et al., 2016). Одним з шляхів його вирішення є застосування методів багатокритеріального прийняття рішень (БКПР) (Díaz-Balteiro and Romero, 2008), що дозволяють формувати комплексні індекси інтегруючи декілька критеріїв та індикаторів (Giménez et al., 2013; Aldea et al., 2014). У поєднанні з іншими методами та інструментами БКПР можуть бути корисними для прийняття рішень щодо ПЕ (Uhde et al., 2015). Такі методи не обов'язково і на завжди спрямовані на оптимальні рішення з точки зору сталості, а можуть по різному інтегрувати перспективи та інтереси різних зацікавлених сторін.

Вивчаючи гірські ліси сосни звичайної Сьєра-де-Гуадаррами (центральна Іспанія), Луїс Діаз-Балтейро разом з своїми колегами (Díaz-Balteiro et al., 2017) використали змішану модель *PICUS* в. 1.6 (e.g., Seidl et al., 2005) для аналізу забезпечення чисельних ПЕ в симуляції сценарію на 100 років. Зважаючи на неоднозначний вплив різних факторів та можливих змін, автори дослідження за допомогою моделі *PICUS* оцінили різні варіанти змін клімату та альтернативи менеджменту, вивчаючи агрегування індикаторів впродовж усього періоду планування для пошуку найбільш бажаного варіанту лісового менеджменту за розглянутих з можливих кліматичних сценаріїв. Щоб врахувати погляди різних зацікавлених сторін було застосовано преференційні вагові коефіцієнти, можливий вплив варіативності яких на результати рішень було також досліджено. Таким чином, важливою особливістю дослідження, що відрізняє його від більшості інших що застосовували подібні методології (Le et al., 2010; and Butler et al., 2012, Briceño-Elizondo et al., 2008), є поєднання

динамічного моделювання різних сценаріїв клімату з різними перевагами зацікавлених сторін у контексті прийняття рішень щодо менеджменту.

Для моделювання кліматичних сценаріїв було використано один 1 базовий сценарій та 5 проміжних сценаріїв на 100 років що включали щоденну інформацію щодо температури, опадів, радіації, випаровування та дефіциту вологості. Симуляції сценаріїв клімату було виконано за допомогою регіональних кліматичних стимуляційних моделей проекту *ENSEMBLES* (Hewitt and Griggs, 2004; www.ensemble.eu.org). Альтернативи менеджменту фокусувались лише на сосні звичайній (як у чистих так і змішаних деревостанах). Було розглянуто можливості звичайного сценарію, альтернативного сценарію, а також відсутності менеджменту. Оцінено 5 основних на думку авторів ПЕ: продукування деревини, поглинання вуглецю, збереження біорізноманіття та оселищ, відпочинок та якість оселищ дичини, для яких в свою чергу були розроблені конкретні індикатори. Погляди та пріоритети зацікавлених сторін було враховано шляхом розсилання опитувань, застосовувалось шкала парних порівнянь Т. Сааті (Saaty, 1977) а також опитування щодо цільових параметрів (за шкалою від 10% до 100% для кожного параметру). Всі відповіді були агреговані як усереднені оцінки, і, на відміну від більшості інших досліджень – це був єдиний спосіб агрегування поглядів зацікавлених сторін.

Загалом було обрано l альтернатив лісового менеджменту, кожна з яких оцінена за m індикаторів сталості та впродовж k ключових точок (20, 40, 60, 80, 100 років) для отримання рейтингу різних альтернатив лісового менеджменту з точки зору сталості. Оскільки фокус був на 100-літньому періоді, можливості змінювати альтернативи менеджменту кожні 20-років не розглядались. Після отримання всіх потрібних значень за всіх можливих альтернатив та для всіх ключових точок індикатори були агреговані у комплексний індекс з використанням бінарної моделі програмування цілей (Romero, 2001, 2004). Різноманітні індикатори що вимірювались у різних одиницях були нормалізовані згідно раніше розробленої одним з авторів в рамках іншої співпраці процедури (Diaz-Balteiro and Romero, 2004). Ціллю сталості для моделі були конкретні відсоткові значення для індикаторів (порівняно з ідеальними), згідно переваг різних зацікавлених сторін. Далі показано основні компоненти моделі.

Розширена цільова функція цільового програмування для моделювання різних варіантів розвитку подій (на основі Romero (2001, 2004)):

$$\text{Min}(1 - \lambda) * D + \lambda \sum_{j=1}^m \sum_{k=1}^n (a_{ij} n_{jk} + \beta_{jk} p_{jk})$$

n_{jk}, p_{jk} позначають відхилення (негативні та позитивні відповідно), які дозволяють розрахувати недосягнення чи перевиконання індикатора j у відношенні до його цільового значення; a_{ij}, β_{jk} є ваговими коефіцієнтами що стосуються вищезгаданих відхилень. λ є контрольним параметром, при $\lambda = 1$, отримане рішення є найбільш ефективним, таким що оптимізує середнє рішення. З іншого боку, $\lambda = 0$, коли визначається найбільш збалансоване рішення. Також можливі компромісні варіанти між 0 та 1 з інтервалом в 0,1. Змінна D позначає максимальне відхилення між значеннями індикатора та його відповідним цільовим показником. У цій бінарній моделі цільового програмування, змінні X_{ik} що позначають прийняття рішень є бінарними, тобто $X = 1$ означає що певний варіант лісового менеджменту приймається, а у всіх інших випадках $X = 0$.

Цілі та обмеження:

$$(a_{ij} n_{jk} + \beta_{jk} p_{jk}) - D \leq 0$$

$$\sum_{i=1}^l \bar{R}_{ijk} X_{ik} + n_{jk} - p_{jk} = \bar{t}_j \quad j \in \{1, \dots, m\} \quad k \in \{1, \dots, n\}$$

$\bar{R}_{ijk}$ є нормалізованим значенням, яке досягається при i -тому варіанті лісового менеджменту коли той оцінюється у відповідності до певного індикатора j та впродовж ключових часових точок k . Необхідним було також визначення «достатніх» та нормалізованих цілей $\bar{t}_j$, які б супроводжували кожен індикатор та які формувались з результатів опитування зацікавлених сторін.

$$\sum_{i=1}^1 X_{ik} = 1 \quad k \in \{1, \dots, n\}$$

$$X_{ikj} \in \{0,1\}$$

$$\prod_{k=1}^n X_{jk} = q_i \quad i \in \{1, \dots, l\}$$

$$q_i \in \{0,1\} \quad i \in \{1, l\}$$

Два вищенаведені рівняння дозволяють забезпечити вибір лише однієї стратегії лісового менеджменту на період у 100 років.

$$\sum_{i=1}^l q_i = 1$$

$$n \geq 0 \quad p \geq 0$$

Шляхом вирішення розглянутої моделі були визначені найбільш близькі до сталості альтернативи лісового менеджменту на 100-літній період в рамках різних кліматичних сценаріїв.

Серед ключових висновків дослідження – яким би не був сценарій, найбільш сталою альтернативою на наступні 100 років виявилась відсутність лісового менеджменту (як у випадках незмінності обраного варіанту, так і при зміні кожні 20 років), в той час як діючий варіант менеджменту не виявився сталим за жодним зі сценаріїв – спостереження також притаманне кільком іншим дослідженням що стосувались аналізу лісового менеджменту та послуг екосистем за допомогою багатокритеріальних методів (Cordingley et al., 2016). Такий результат на думку авторів може бути пояснений тим, що суспільство «в рамках договорів та норм адаптує постачання ПЕ до усталених відносин між людьми та природою» (Diaz-Balteiro, 2017, с. 326; також див. Janssen et al., 2007). Водночас, не слід забувати що за будь якого варіанту менеджменту, самі кліматичні сценарії передбачають різноманітні впливи на ПЕ. Хоча дослідники також здійснили економічні оцінки різних варіантів лісового менеджменту, вони не були наведені у самому дослідженні, оскільки з точки зору грошових потоків варіант відсутності менеджменту буде завжди негативним.

Щодо майбутніх досліджень автори зауважили потенційну користь від врахування групового прийняття рішень, також слід зважити що взаємодія з зацікавленими сторонами насправді не може стосуватись тільки вагових коефіцієнтів та цільових показників, до того ж зміни в пріоритетах відбуваються значно частіше ніж раз у 100 років– див. Ambjörnsson et al.(2016).

Формуючи перелік індикаторів послуг екосистем, пропонуємо дотримуватись таких рекомендацій:

1. Потрібно забезпечити чіткість поставлених завдань у відповідності до суспільних очікувань і запитів

Процес визначення та розробки індикаторів вимагає керівного плану або основ (рамкових умов). Індикатори повинні відповідати на конкретні запитання або оцінювати завдання державної політики, а розробляти їх можна виключно у контексті цих питань / політики. Чіткі завдання і цільові по-

казники допомагають у визначенні і встановленні індикаторів настільки конкретно, наскільки це можливо, що необхідно для уникнення помилкового їх тлумачення.

2. Потрібно схвалити низку конкретних, актуальних для державної політики індикаторів

Ресурси повинні використовуватися для роботи над ключовими елементами (тобто над тим, які є актуальними для державної політики) і прогалинами в інформації. У міру можливості, включають доречні індикатори, що охоплюють якомога більше аспектів оцінки послуг екосистеми (соціально-економічної системи), тобто стан і тенденції, рушійні сили, ефективність державної політики

3. Потрібно охоплювати не тільки постачальницькі послуги.

У міру можливості, створюють індикатори для різних типів екосистемних послуг. В даний час фахівці надто сильно покладаються на індикатори, які фіксують цінність певних видів і послуг, актуальних для виробництва харчових продуктів і волокна, які не охоплюють непрямі індикатори щодо інших видів послуг і тому є неточними показниками сталості.

4. Потрібно використовувати наявні дані і непрямі (проксі) індикатори (проте, при цьому, потрібно визнавати їх обмеження)

Розробку індикаторів екосистемних послуг найкраще розглядати як процес, що повторюється. Розпочинати доцільно з того, що «лежить на поверхні» (тобто з того, що вимагає мінімальних зусиль), а вже згодом переходити до складніших питань. Наявні знання і індикатори використовують за відповідний пункт. У випадках, коли прямі заходи ще не розроблені, або коли дані відсутні, можна використовувати відповідні непрямі (проксі) індикатори. Слід брати до уваги, що не всі екосистемні послуги легко уявити в кількісному вираженні. Система якісних показників і вимірювань може виявитися настільки ж корисною, як і кількісна.

5. Потрібно розглядати індикатори екосистемних послуг як форму внеску у сталість розвитку - тобто включати індикатори щодо як екосистем, так і вигід від них.

Об'єктом вимірювання стає як пропозиція послуги (включаючи стан / умови функціонування екосистеми або її актуальних компонентів), а також вигоди від послуг і їх впливу на добробут.

6. Потрібно включати аспекти пов'язані з збереженням біорізноманіття

Оскільки індикатори біорізноманіття є більш усталеним критерієм, а біорізноманіття лежить в основі забезпечення екосистемних послуг, їх іноді використовують як непрямі (проксі) індикатори екосистемних послуг. Проте, не дивлячись на те, що в деяких системах категоризації біорізноманіття класифікується як екосистемна послуга, вони не є взаємозамінними поняттями. Важливо, зосереджуючись лише на вигодах екосистемних послуг, не випускати з поля зору важливість біорізноманіття.

7. Потрібно бути чутливими до масштабу

Міра / масштаб, в якому вимірюються і подаються в звітності екосистемні послуги, повинні відповідати контексту прийняття рішень. Деякі речі більше підходять тій чи іншій конкретній мірі / масштабу, а не іншій. Не все можна масштабувати (довести до всеохоплюючої міри) до максимально можливого рівня.

8. Потрібно оцінювати тенденції і приймати до уваги синергізм і компроміси

Деякі індикатори являють собою своєрідні «моментальні знімки» або базові значення, однак неповторювані вимірювання також важливі для відстеження вимірювань і моніторингу прогресу. Моніторинг безлічі послуг протягом певного часу дозволяє краще зрозуміти синергізм і компроміси

9. Чи потрібно залучати зацікавлені сторони до роботи з самого початку?

Визначення та розробка індикаторів повинна передбачати залучення всіх актуальних зацікавлених сторін з самого початку. Індикатори екосистемних послуг повинні відбиратися таким чином, щоб вони відповідали вимогам конкретних користувачів. Встановлення діалогу з особами та організаціями, що забезпечують дані, і кінцевими користувачами цих даних є неймовірно важливим аспектом.

Широке залучення зацікавлених сторін також допоможе у визначенні індикаторів настільки конкретним чином, наскільки це можливо для уникнення помилкового тлумачення. Крім цього, процес розробки індикаторів вимагає співпраці з іншими секторами. Це - ключовий компонент розробки індикаторів. Важливо визначити вихідні області для включення індикаторів екосистемних послуг в оцінювання. Корисним є пов'язування індикаторів з національними планами розвитку.

10. Потрібно зосереджуватися на комунікації

Індикатори комунікації важливі, проте, часто не беруться до уваги. Сюди може входити підвищення інформованості суспільства та залучення до роботи розробників державної політики. Важливо використовувати ті індикатори, в яких розробники державної політики будуть, найімовірніше, зацікавлені, при цьому представляючи політичні теми і посилюючи найбільш актуальним для державної політики чином. Екосистемні послуги охоплюють і проходять через найрізноманітніші верстви суспільства і сектори економіки, тому все це зажадає вельми адаптованої комунікації.

Нижче представлені деякі найбільш важливі посилювачі:

- Доцільно чітко визначити те, про що повинні говорити індикатори. Доречно попрацювати над визначеннями ключових термінів для більш ефективного повідомлення ідей, які передають відібрані індикатори.
- Необхідно відкрито повідомити про ймовірну невизначеність окремих індикаторів та їх обмеження. Це важливо, щоб забезпечити точне тлумачення основного посилювача.
- У міру можливості, використовуйте карти (просторові відкрито виражені дані): Там де це можливо і актуально, ці карти можуть стати корисними допоміжними візуальними інструментами комунікації і аналізу. Переконайтеся, що ви уявляєте їх результати в ступеня та масштабі, найбільш актуальних для осіб, які приймають рішення.
- Потрібно уникати надмірного спрощення: Екосистемні послуги необов'язково паралельно варіативні (необов'язково змінюються одночасно і пропорційно), в зв'язку з цим агрегування є складною задачею і вимагає додаткової роботи. Зв'язування індикаторів до відповідних пакетів може допомогти в більш ефективній комунікації.
- Система економічних показників та вимірювань корисна, однак не доречно ігнорувати негрошові значення. Не всі індикатори придатні для їх вираження і визначення в грошових значеннях, проте це не знижує їх корисність і цінність. У ситуаціях, коли це можливо, використання систем економічних показників і вимірювань допомагає в їх включенні в інші сектори (UNEP-WCMC, 2011).

Додаткова інформація про моніторинг біорізноманіття та екосистемних послуг, дослідницькі приклади і приклади індикаторів доступні на веб-сайті Партнерства за індикаторами біорізноманіття за адресою: www.bipindicators.net

2. Екологічні і економічні основи оцінювання послуг лісових екосистем

У багатьох країнах (як промислово розвинених, так і країнах, що розвиваються), за останні роки все активніше виконуються проекти, спрямовані на оцінювання екосистемних послуг певних територій, заповідних екосистем, ландшафтів, зокрема лісових та аграрних ландшафтів. Реалізації таких проектів свою чергою сприяє удосконалення теорії і методології оцінювання екосистемних послуг та удосконаленню механізмів плати за такі послуги. Як приклад можна навести проект "ARIES" (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services* – Штучний інтелект для послуг екосистем), виконаний університетом Вермонта (США) у 2007-2010 рр. з метою створити "інтелектуальні" бази даних про просторову структуру ландшафту, як основу оцінювання екосистемних послуг із застосуванням цих підходів на практиці в місцевості П'юджет-Саунд, штат Вашингтон, на Мадагаскарі та у Мексиці. У Східній Європі за сприяння WWF такі проекти за останні роки почали виконуватись у Болгарії і Румунії.

2.1. Методичні підходи до економічної оцінки вартості послуг лісових екосистем

Оцінка економічної вартості екосистемних послуг лісів є попередньою умовою для вибору оптимального рішення щодо раціонального лісокористування а також збереження лісів. Вона забезпечує набір інструментів для прийняття рішення на основі отриманої інформації. Оцінка економічної вартості екосистемних послуг лісів дає інформацію про те, наскільки лісові екосистеми впливають на економічну діяльність і суспільство загалом. Вона допомагає зрозуміти вигоди і наслідки втручання, яке впливає на лісові екосистеми. Вона також допомагає досягнути порівнянності послуг лісових екосистем із запланованими результатами інвестиційних проектів і тому дозволяє належним чином включити в економічні розрахунки вартість довкілля.

Оцінка економічної вартості екосистемних послуг лісів повинна також показати, як будуть розподілені затрати та вигоди від зміни лісових екосистем, хто отримає вигоди, а хто буде мати витрати. Зокрема необхідно прийняти до уваги такі факти:

- важливу роль має масштаб впливу. Оцінки невеликих ділянок лісу часто не враховують цінність лісових екосистем в масштабах значних лісових площ. Однак, чим більший масштаб дослідження, тим важче визначити економічну вартість екосистемних послуг лісів;
- результати оцінки економічної вартості екосистемних послуг лісів дійсні лише для одного конкретного району і не можуть бути поширені на інші;
- цінність економічної вартості екосистемних послуг лісів може з часом змінюватися, тому періодично необхідно проводити їх перегляд і оцінку;
- результати оцінки повинні бути широко розповсюдженими.

Оцінку економічної вартості послуг екосистем визначають за допомогою методів оцінки. Поширення набули чотири підходи до оцінки економічної вартості екосистемних послуг:

- 1) метод прямого ринкового оцінювання;
- 2) методи непрямого ринкового оцінювання;

3) метод умовного оцінювання;

4) метод групової оцінки.

Метод прямого ринкового оцінювання – це визначення вартості екосистемних послуг (товарів) на основі реальної ціни на ринку. В основному застосовують для оцінки товарів (тобто забезпечуючи послуг екосистем) та культурних послуг (наприклад, рекреація). Методи непрямого ринкового оцінювання застосовуються в умовах відсутності ринків на певні товари та послуги екосистем.

В економіці екосистемні послуги лісів мають вартість, якщо вони покращують добробут суспільства. Це свідчить, що послуги самі по собі цінності не мають, точніше, їхня вартість визначається лише в контексті покращення добробуту суспільства. Економічна концепція вартості, однак, не передбачає, що здатність екосистем додавати багатство в грошовому виразі є лише показником того, наскільки використовуються послуги лісових екосистем. Багато людей отримують задоволення лише від існування послуг, а не від їхнього споживання, мовиться, наприклад, про туризм та рекреацію. Інші люди оцінюють екосистемні послуги навіть тоді, коли вони не користуються ними і можуть ніколи навіть не планувати їх використовувати прямо. Отже, не грошова оцінка послуг є частиною економічної вартості екосистемних послуг лісових екосистем.

Економісти класифікують вартості, пов'язані з використанням послуг лісових екосистем, за двома категоріями – використання і пасивного використання, пізніше відоме як вартість невикористання (Freeman 1979). Вартість використання походить від прямого використання екосистемних послуг лісів. Вартість прямого використання поділяють на вартість виснажливого використання (напр., заготівля продуктів харчування, заготівля деревини, медичних продуктів і полювання на тварин та споживання їх) та вартість невиснажливого використання (напр., туризм, рекреація, можливість насолоджуватися лісовими пейзажами) (Pagiola 2004). Іншим видом вартості використання є непряме використання послуг, наприклад, здатність лісових екосистем поглинати двоокис вуглецю і тим самим контролювати кліматичні зміни (Pearce and Warford 1993).

Вартість пасивного використання не пов'язана з фізичними впливами екосистемних послуг лісів на добробут окремих людей. Існує багато доказів того, що люди оцінюють окремі екосистемні послуги лісів навіть тоді, коли ніколи не планують використати або відчувати їх (Randall, 1991). Люди можуть оцінювати природні екосистеми навіть у тому випадку, коли їх робить щасливими лише їх існування. Вони можуть цінити види, які знаходяться під загрозою зникнення, тому що вірять, що ці види мають право на існування, незалежно від того, чи використовує їх суспільство. Ця вартість пасивного використання називається вартістю існування. Вартість спадщини є також вартістю пасивного використання. Вона виникає з розуміння цінності лісових екосистем, внутрішньо притаманної їм, і зобов'язань суспільства зберегти для наступних поколінь те, що воно саме отримало в спадок (Загвойська 2006). Вартість можливого використання, пов'язане з підтриманням можливостей використання теперішнім або майбутнім поколіннями. Наприклад, вартість біорізноманіття тропічних лісів, які знаходяться під охороною, можливість використання окремих генетичних видів для майбутніх сільськогосподарських та фармацевтичних товарів. Виділяють ще вартість споживання іншими, яка відображає те, що окремі люди цінують суспільні блага за те, що вони надають послуги іншим людям, тобто окремі члени суспільства отримують вигоду від самого лише знання про те, що суспільне благо може приносити задоволення іншим членам суспільства (Callan and Thomas, 1996).

Незважаючи на те, що концепція економічної вартості не обов'язково базується на грошовому виразі, економісти часто оцінюють грошову вартість екосистемних послуг лісів. Деякі науковці стверджують, що цього не можна зробити, оскільки екосистеми і види мають право на існування незалежно від того, чи використовуються вони суспільством (Goulder and Kennedy 1997).

Протилежним аргументом є те, що неможливість оцінити грошову вартість екосистемних послуг лісів може в результаті бути причиною їхнього виснаження або навіть втрати (Costanza et al 1997). Наприклад, результатом неможливості визначення економічної вартості середовища існування дикої природи, вартості гідрологічних та інших послуг лісових екосистем може призвести до «акценту» на лісозаготівлі – з чітко вираженою економічною вартістю – на шкоду неоціненим екосистемним послугам лісів.

Оцінку економічної вартості послуг екосистем визначають за допомогою методів оцінки. Існує чотири підходи до оцінки економічної вартості екосистемних послуг: 1) метод прямого ринкового оцінювання; 2) методи непрямого ринкового оцінювання; 3) метод умовного оцінювання; 4) метод групової оцінки.

Метод прямого ринкового оцінювання – це визначення вартості екосистемних послуг (товарів) на основі реальної ціни на ринку. В основному застосовують для оцінки товарів (тобто забезпечуючи послуги екосистем) та культурні послуги (наприклад, рекреація).

Методи непрямого ринкового оцінювання застосовуються в умовах відсутності ринків на певні товари та послуги екосистем. Існують такі методи оцінки, які застосовуються для визначення готовності платити чи готовності прийняти компенсацію за отримання чи втрату даної послуги:

- **Метод запобіжних витрат** (*Avoided Cost (AC)*): деякі послуги екосистем допомагають суспільству уникнути витрат, які б воно могло понести у випадку відсутності даних послуг. Наприклад, боротьба з повеннями.
- **Метод альтернативної вартості чи вартості заміни** (*Replacement Cost (RC)*): деякі послуги екосистем можуть бути замінені системами, штучно створеними людиною. Наприклад, природна переробка відходів болотистими місцевостями, яка може бути (частково) замінена дорогими штучними системами очищення.
- **Метод факторного доходу** (*Factor Income (FI)*): багато послуг екосистем збільшують доходи. Наприклад, природне покращення якості води збільшує комерційну вигоду рибальства водночас збільшуючи доходи рибалок.
- **Метод витрат на подорож** (*Travel Cost (TC)*): використання деяких послуг екосистем потребує подорожування. Затрати на подорож можуть відображати вартість даної послуги. Наприклад, вартість території відпочинку, яка приваблює окремих відвідувачів, може бути відображеною в коштах, які вони готові витратити на подорож до цієї території.
- **Метод гедоністичного ціноутворення** (*Hedonic Pricing (HP)*): вартість послуг екосистем може бути відображена в ціні, яку індивідууми готові заплатити за пов'язані з ними блага. Наприклад, вартість на житло біля парку зазвичай є більшою, ніж за ідентичне житло біля менш привабливих пейзажів.
- **Метод умовного оцінювання** (*Contingent Valuation (CV)*). Вартість послуг екосистем може бути визначеною за допомогою побудови гіпотетичного сценарію на основі результатів анкетного опитування респондентів. Наприклад, можна попросити респондентів виразити свою готовність заплатити за покращення якості води в річці чи озері для того, щоб вони могли насолоджуватися плаванням чи рибальством.

- **Метод групового оцінювання** (*Group Valuation (GV)*). Останній підхід до оцінки економічної вартості екосистемних послуг передбачає створення експертної групи (Wilson, Howarth 2002).

Методи оцінки економічної вартості використовуються залежно від виду екосистемної послуги, яка досліджується. Однак різні методи можуть використовуватися в різних дослідженнях, а окремий метод вже обирається залежно від особливостей та цілей дослідження (табл. 2.1) (De Groot et al 2002).

Таблиця 2.1

Взаємозв'язок між послугами, вартістю та методами оцінки економічної вартості

Послуги екосистем	Вартість використання	Загально-прийняті методи	Методи, які можливо використувати
Регульовальні послуги			
Регулювання якості повітря	Вартість непрямого використання	AC	RC, FI, CV, GV
Регулювання клімату	Вартість непрямого використання	AC	RC, FI, CV, GV
Попередження стихійного лиха	Вартість непрямого використання	AC, RC, CV	FI, HP, GV
Регулювання водного потоку	Вартість непрямого використання	FI, AC, DM	RC, HP, GV
Регулювання якості води	Вартість непрямого використання	DM, RC	AC, FI, TC, HP, CV, GV
Утримання ґрунтів	Вартість непрямого використання	AC, RC	FI, HP, CV, GV
Формування ґрунтів	Вартість непрямого використання	AC	RC, FI, CV, GV
Переробка відходів	Вартість непрямого використання	RC, CV	AC, FI, HP, GV
Біологічний контроль	Вартість непрямого використання	RC, FI, DM	AC, CV, GV
Забезпечуючі послуги			
Продукти харчування	Вартість прямого виснажливого використання, вартість можливого використання	DM, FI, CV	RC, GV

Сировина	Вартість прямого виснажливого використання, вартість можливого використання	DM, FI, CV	RC, GV
Генетичні ресурси	Вартість прямого виснажливого використання, вартість можливого використання	DM, FI	AC, RC, CV, GV
Медичні ресурси	Вартість прямого виснажливого використання, вартість можливого використання	DM, FI	AC, RC, CV, GV
Культурні послуги			
Естетичні цінності	Вартість прямого невиснажливого використання, вартість існування	HP	RC, TC, CV, GV
Рекреація	Вартість прямого невиснажливого використання, вартість існування	DM, CV, FI, TC, HP	RC
Культурні цінності	Вартість прямого невиснажливого використання	CV	DM, FI, TC, HP, GV
Духовні та історичні цінності	Вартість прямого невиснажливого використання, вартість існування	CV	TC, HP, GV
Наукові та освітні послуги	Вартість прямого невиснажливого використання	DM	FI, TC, CV, GV

Примітка: Загальноприйняті методи – це методи, які часто використовуються в літературі. Методи можливого використання – це методи, які не часто використовуються, але потенційно могли б.

Позначення:

DM - direct market – метод прямого ринкового оцінювання;

AC - avoided cost – метод запобіжних затрат;

RC - replacement cost – метод альтернативної вартості;

FI - factor income – метод факторного доходу;

TC - travel cost – метод витрат на подорож;

HP - hedonic pricing – метод гедонічного ціноутворення;

CV - *contingent valuation* – метод умовного оцінювання;

GV - *group valuation* – метод групової оцінки.

Оцінка економічної вартості екосистемних послуг залежить від повноти розуміння цих послуг, хоч дуже складно знати і дослідити всі послуги екосистем, а також передбачити, як саме ці послуги можуть змінитися внаслідок впливу діяльності людини. Брак цієї інформації часто призводить до недооцінки цих благ.

Кожну послугу екосистем можна оцінити одним чи декількома способами залежно від вартості прямого використання, вартості непрямого використання чи вартості невикористання. Послуги екосистем своєю чергою можуть бути оцінені кількісно, використовуючи економічні методи, такі як метод прямого ринкового оцінювання, метод затрат на подорож чи метод умовного оцінювання. Кожен метод має свої переваги та недоліки. Вибір методу для дослідження має бути ретельно обміркованим, базуючись на цілях дослідження та характеристиці його об'єкта.

Наприклад, Марія Аная-Ромеро та її колеги (Anaya-Romero et al., 2016) провели дослідження репрезентативних ПЛЕ в Середземномор'ї (Андалузія, Південна Іспанія) за період з 1956 по 2007 роки, застосовуючи та водночас аналізуючи різноманітні інструменти оцінки. Регіон є вартим уваги, зважаючи на багатство ПЕ, які втім стикаються з численними загрозами та впливами – знеліснення, пожежі, інтенсифікація сільського господарства та промисловий розвиток. Для дослідження впливу змін в землекористуванні науковці проаналізували три основні на їхню думку ПЛЕ: збирання вуглецю, захист від ерозії ґрунтів та забезпечення коркового дуба на основі інтеграції численних поширених та нових методологій та підходів – наприклад, підхід соціально-екологічних систем було використано для концептуалізації об'єктів дослідження (Glaser, 2008), для оцінки рослинності застосовано метод МГЕЗК (Muñoz-Rojas et al., 2011; IPCC, 2014).

У доповіді «Екологічні та економічні основоположні показники» («Ecological and Economic Foundations» (TEEB, 2010) представлений огляд послуг лісу і методів вартісної оцінки, найбільш придатних для різних екосистемних послуг (таблиця A2.1b *Conceptual matrix based on forest ecosystem services, benefits/value types and valuation approaches*). Одним із документів, що містять корисну інформацію про вартісне оцінювання послуг лісових екосистем, є опублікована в 2012 році доповідь Консультативної групи з питань фінансування Спільного партнерства щодо лісів. Інформація про прийнятні підходи, особливо в контексті умов, сформованих в Європі, також міститься в звіті «Стартові наради» Групи експертів процесу «Ліси Європи», яке відбулося у червні 2012 року. Хоча оцінка є корисною для того, щоб сторони могли надати пропозиції, для успішного функціонування механізму ППЕ досконалий метод вартісної оцінки не є обов'язковою передумовою.

Вартісна оцінка може використовуватися для визначення того, скільки готовий платити покупець, а також для розробки механізму платежу, але головне, щоб усі сторони погодилися з розмірами плати, а не з тим, що її можна повністю обґрунтувати науковим методом. Наприклад, в лісогосподарському секторі розміри плати іноді встановлюються, виходячи з прибутку, втраченого внаслідок відміни певних рубок і продажів деревини, тобто на основі методу, який може бути ефективним, навіть якщо визначити «справжню» вартість дуже складно. В кінцевому рахунку, не настільки важливо, з яких цифр почнуть перемовини учасники різних схем ППЕ, їм необхідно досягти компромісу, прийнявши до уваги такі фактори, як вплив, який чиниться на інші екосистеми та їхню стійкість.

Захарій Крістін та співавтори розробили адаптивні рамкові умови RESTS (*Restoration Ecosystem Service Tool Selector*), тобто відбірник інструментів для розрахунку вигід відновлення для послуг екосистем), що дозволяють приймати кращі рішення у відборі інструментів при роботі з лісовідно-

вленням та послугами екосистем (Christin et al., 2016).. У відбірнику проаналізовано тринадцять інструментів оцінки екосистем (табл. 2.2).

Відбірник дозволяє фільтрувати та демонструвати інструменти за п'ятьма критеріями оцінки (рис. 2.1):

- Масштаб (відповідність)
- Вартість
- Затрати часу
- Робота з невизначеністю
- Придатність для АВВ

На момент публікації відбірник був доступний лише у паперовому варіанті, заплановано також втілити його у веб-інтерфейсі.

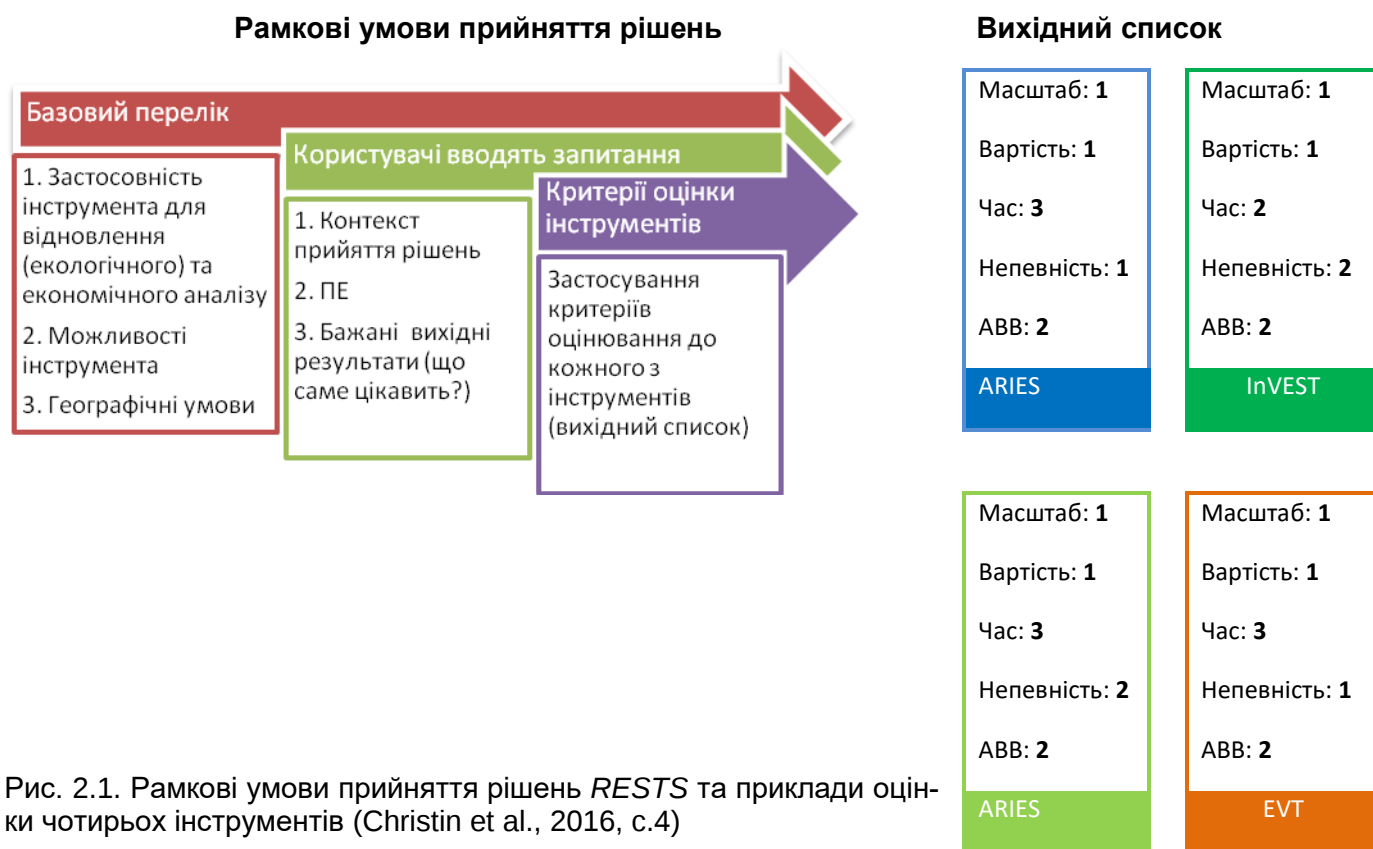


Рис. 2.1. Рамкові умови прийняття рішень *RESTS* та приклади оцінки чотирьох інструментів (Christin et al., 2016, с.4)

Незважаючи на труднощі, обмеження і проблеми оцінки економічної вартості екосистемних послуг, реальна вартість екосистемних послуг часто перевищує економічну оцінку при використанні, через це захист цих послуг повинен бути однією з найважливіших обов'язків політичних діячів і суспільства в цілому.

Класифікація методів оцінки екосистемних послуг може сильно варіюватися залежно від пріоритетності онтологічних чи епістемологічних поглядів (ТЕЕВ 2010). Тут ми дотримуємось принципу «плюралізму цінностей», який стверджує, що оцінка процесів в соціально-екологічних системах має справу з численними і часто суперечливими умовами оцінки, при цьому значення можуть бути об'єднані для обґрунтування рішень, але неможливим є зменшення результатів оцінювання до

однієї метрики (Martínez-Alier 1998, Chan 2012) . Отже, ми аналізуємо економічні методи оцінки міських екосистемних послуг, враховуючи різні виміри та значення. Визначення умов і контекстів, в яких різні значення можуть (або не можуть) бути стиснені до певних одиниць, та визначення епістемологічної межі, в яких різні підходи до оцінювання можуть бути послідовно об'єднані, має вирішальне значення для вирішення задач програми досліджень екологічної економіки (Douai 2009) .

Вартісна оцінка може використовуватися для визначення того, скільки готовий платити покупець, а також для розробки механізму платежу, але головне, щоб усі сторони погодилися з розмірами плати, а не з тим, що її можна повністю обґрунтувати науковим методом. В лісовому секторі розміри плати іноді встановлюються виходячи з прибутку, втраченого внаслідок відміни певних рубок і продажів деревини, тобто на основі методу, який може бути ефективним, навіть якщо визначити «справжню» вартість дуже складно. В кінцевому рахунку не настільки важливо, з яких цифр почнуть перемовини учасники різних схем ППЕ , їм необхідно досягти компромісу, прийнявши до уваги такі фактори, як вплив, який чиниться на інші екосистеми та їхню стійкість.

Таблиця. 2.2. Перелік та описи інструментів оцінювання ПЕ (адаптовано за Christin et al. 2016, с.6)

Скорочення	Назва інструменту (або пояснення – за наявності)	Розробник	Опис та посилання
ARIES	Використання штучного інтелекту для ПЕ (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)	Баскський центр зі змін клімату	Рамкові умови для інтеграції багатьох парадигм моделювання в контексті просторового моделювання та оцінки ПЕ. Підтримує інформацію засновану на штучному інтелекті та вибір моделей шляхом семантичного моделювання для розрахунку потоків ПЕ від екосистем до користувачів. Villa et al. 2014, http://aries.integratedmodelling.org/).
Co\$ting Nature	Розраховуючи природу (Co\$ting Nature)	Королівський коледж Лондона та AmbioTEK	Інструмент картографування та моделювання багатьох ПЕ з використанням глобальних даних. Розраховує ПЕ як альтернативні вартості (наприклад витрати які були б можна уникнути якби послуги постачались з неприродних замінників). Mulligan 2015, http://www.policysupport.org/costingnature).
EcoMetrix	EcoMetrix	Група пошуку рішень Ecometrix та Parametrix	Польовий інструмент розроблений для використання на конкретних територіях. В основному призначений для того аби показувати вплив діяльності людей (наприклад розробка сценаріїв відновлення) на ПЕ (Ecometrix Solutions Group 2013, http://www.ecometrixsolutions.com/ecometrix.html).
EnSym	Платформа моделювання систем довкілля (Environmental Systems Modelling Platform)	Штат Вікторія, Австралія	Платформа для моделювання систем довкілля для дослідників що прагнуть використовувати процесуальні моделі. Розроблена аби надавати інформацію про як та куди інвестувати для досягнення максимальних екологічних результатів Ha et al. 2010, https://ensym.dse.vic.gov.au/cms/).
Envision	Envision	Університет штату Орегон (Oregon State University)	Інформаційний інструмент що використовує ГІС. Застосовується для планування та оцінок на основі сценаріїв. Дозволяє моделювати участь багатьох сторін для представлення рішень людей в симуляціях щодо ландшафтів (Guzy et al. 2008, http://envision.bioe.orst.edu/).
ESR for IA	Огляд послуг екосистем для оцінки впливів (Eco-	World Resources	Метод для вивчення впливів на та залежностей від ПЕ проектів в рамках процесів оцінки суспільних та довкільних впливів. Пропонує заходи

	system Services Review for Impact Assessment)	Institute	для зменшення впливів проекту на вигоди від ПЕ та для керування операційними залежностями від екосистем (Landsberg et al. 2011, http://www.wri.org/publication/ecosystem-services-review-impact-assessment).
EVT	Набір інструментів для оцінки екосистем (Ecosystem Valuation Toolkit)	Earth Economics	Забезпечує грошові оцінки для природних активів в рамках різноманітних модулів. Містить дослідницьку бібліотеку, пошукову базу даних вартостей ПЕ та веб-інструмент <i>SERVES</i> для оцінки вартостей ПЕ. Earth Economics, 2015, http://esvaluation.org/
InVEST	Інтегрована оцінка послуг та компромісів екосистем (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs)	Natural Capital Project	Просторове картографування та моделювання багатьох ПЕ. Містить розмаїтий набір забезпечуючих, регулятивних та культурних послуг земельних та водних середовищ. Моделі переважно надають результати в біофізичних величинах, до яких вже можна застосувати оцінювання (Sharp et al. 2014, http://www.naturalcapitalproject.org/).
LUCI	Індикатор використання та потенціалу (спроможності) земель (Land Utilisation and Capability Indicator)	Університет Вікторії Веллінгтону	Дозволяє досліджувати спроможність ландшафту забезпечувати різноманітність ПЕ. Порівнює ПЕ що забезпечуються існуючими користуванням ландшафту з його потенційною спроможністю. У моделі ця інформація використовується для визначення площ де зміни чи підтримка існуючих умов може бути найбільш корисною (Jackson et al. 2013, http://www.lucitools.org/).
MIMES	Багаторівневі (врахування різних рівнів масштабу) інтегровані моделі послуг екосистем (Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services)	Affordable Futures	Платформа моделювання причинно-наслідкових взаємозв'язків між екосистемами та економікою. Дозволяє створювати карти рішень/політик та спостерігати як ці рішення впливають на економіку та екосистеми (Boumans et al. 2015, http://www.affordablefutures.com/orientation-to-what-we-do/services/mimes).
NAIS	Інформаційна система активів природи	Група просторової інформатики (Spatial Infor-	Інтегрована база оцінювання та формування звітності. База даних інтегрована з інструментами просторового моделювання для характеристики екосистем та потоків послуг на певному ландшафті (Troy and

	Natural Assets Information System	mation Group)	Wilson 2006, http://www.sig-gis.com/services/ecosystem-services/).
SOLVES	Соціальні цінності для послуг екосистем (Social Values for Ecosystem Services)	Геологічна служба США (US Geological Survey)	Інструмент просторового картографування та моделювання переважно спрямований на оцінку культурних ПЕ через використання публічного ГІС із залученням зацікавлених сторін (Sherrouse et al. 2011, http://solves.cr.usgs.gov/).
Ok TESSA	Інструмент місцевої оцінки екосистем (Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment)	Bird.life International	Процес що використовує технологічні схеми для опису користі від ПЕ для суспільства в рамках дійсних умов, а також альтернативних сценаріїв (Peh et al. 2013, http://tessa.tools/).

2.2. Методика дослідження готовності платити за послуги екосистем

Найбільш поширеним методом вивчення соціальних вигід є метод умовного оцінювання. Для того, щоб оцінити покращення суспільного добробуту, спершу оцінюють зміни індивідуального добробуту, а пізніше підсумовують їх для всього суспільства.

Метод умовного оцінювання визначає вартість довкілля та інших неринкових товарів і послуг шляхом досліджень відповідей індивідумів на запитання, в яких йдеться про цю вартість. В основі умовного оцінювання лежить сценарій. Сценарій описує атрибути товарів чи послуг які повинні бути оцінені, та умови, за яких респонденти повинні вирішити скільки, на їхню думку, вони готові заплатити за описані товари, чи послуги. Отже метод умовного оцінювання дає змогу респондентам визначити вартість цих товарів та послуг умовно за сценарієм.

Метод умовного оцінювання належить до методів висловленої переваги, він потенційно корисний при визначенні вартості таких товарів і благ, як:

- якість повітря чи води;
- водопостачання, поліпшення санітарних умов і каналізація;
- ризики для життя і здоров'я;
- відпочинок (включаючи рибальство, полювання, відвідання парку, лісу);
- збереження природних благ, що важко оцінити, таких як ліси і незаймані території;
- вартість існування біорізноманіття чи збереження лісів.

Метод умовного оцінювання був запропонований і спочатку використовувався у розвинених країнах для оцінки таких суспільних благ, як можливість користуватися парками, чистим повітрям чи водою тощо. Істотною особливістю суспільних благ є те, що споживання товару однією людиною не впливає на кількість товару, яка може бути спожита іншими людьми. Чисте повітря чи національний захист — класичні приклади суспільних благ. Граничні витрати додаткової людини, що використовує суспільні блага, дорівнюють нулю. Тому готовність платити усіх респондентів може бути підсумована, щоб забезпечити оцінку її загального значення.

Підготовка:

а) встановлюється гіпотетичний ринок; індивідууми повинні бути ознайомлені з двома базовими варіантами:

- скільки вони готові платити за вигоди добробуту?
- скільки вони готові прийняти в компенсацію за збитки (втрати) добробуту?

б) забезпечення інформацією респондентів про всі аспекти гіпотетичного ринку:

- кількість чи якість товару буде змінюватись;
- хто буде платити за товар;
- хто буде використовувати товар.

в) визначення засобів плати, наприклад:

- вищі податки;

- майнові податки;
- вхідна плата

Найпростішим видом процедури отримання відповіді методу умовного оцінювання (перший рівень) є відкрите питання про готовність платити. Для кожного значення плати за допомогою підсумовування визначається загальний розмір готовності платити, і на основі цих даних може бути побудована крива попиту. Вона показує, яким чином попит, на екологічну зміну, або готовність платити, змінюється залежно від його "ціни". Другий рівень аналізу даних потрібно використати як корисний засіб перевірки правдоподібності відповідей.

Оскільки метод умовного оцінювання аналізує не справжній, а гіпотетичний ринок, то у відповідях респондентів є відхилення у визначенні вартості. Ці відхилення мають різний характер і можуть виникати з різних причин. Розглянемо основні типи відхилень вартості.

Гіпотетичні відхилення (помилка гіпотетичного ринку). Гіпотетичний ринок робить відповіді респондентів відмінними від правдивої вартості товарів, які запропоновані на цьому ринку. Це відбувається тому, що люди не мають стимулу відповідати правильно на запитання, які потребують роздумів і часу. Взагалі вважається, що проблеми гіпотетичної природи запитань умовного оцінювання виникають частіше та є більш серйозними у випадку вибору між товарами, з якими люди не ознайомлені. Як результат, вартість товарів індивідуального вжитку (наприклад, покращення запасів води), знайдена методом умовного оцінювання, є більш точною і надійною, ніж вартість, визначена для суспільних товарів, благ (покращення водної поверхні для рибальства).

Імовірність отримання невірних відповідей можна зменшити, якщо запропонувати до уваги респондентів необхідну інформацію про зміну, що пропонується, включаючи малюнки і фотографії. Іноді було б корисним дати більше часу для відповіді, наприклад, повернувшись на наступний день для завершення бесіди. Обсяг інформації, що надається, вимагає зваженого рішення: дуже великий обсяг даних може сам по собі стати джерелом зміщення, яке в ідеальному випадку слід перевірити за допомогою порівняння відповідей в рамках вибірки з контрольною групою, якій пропонувалося менше інформації. У крайньому випадку всім респондентам в межах однієї вибірки потрібно пропонувати однакову інформацію, а особи, що опитують, повинні давати як можна менше додаткової інформації у відповідь на питання респондентів. Може бути потрібним виявити явно неправдоподібні відповіді (значення, що різко відхиляються по статистичній термінології) і виключити їх з вибірки.

Важливо, щоб самі питання або манера поведінки людини, що проводить опитування, не містили яких-небудь натяків або підказок відносно рівня значення готовність платити, які очікуються. Якщо, наприклад, задавати питання про готовність платити з використанням шкали, що знижує або підвищує значення, то на відповіді може вплинути вибраний початковий рівень (зміщення початкової точки). Ця ж проблема може виникнути при використанні платіжних карток з вказівкою на них різних рівнів вартості або при використанні ігрового підходу, заснованого на торгах. Задля об'єктивності потрібно вжити заходів для того, щоб респонденти не намагалися вгадати, якого рівня готовність платити від них очікується. Відповіді про готовність платити можуть бути зміщені внаслідок вибору засобу платежу, вказаного в питанні, наприклад, ціна готівкою, плата за вхід, непрямий податок, додатковий податок на власність, добровільне пожертвування, одноразові виплати або виплати, що повторюються тощо. Це називають інструментальним зміщенням.

Стратегічні відхилення виникають, коли люди діють стратегічно. Що це означає? Респонденти відчують, що будуть робити з їхніми відповідями.

Якщо вони відчують, що повинні фактично заплатити суму, про яку їх запитують, то вони можуть занижити свою правдиву відповідь. Якщо вища відповідь принесе зміни в постачанні товарами чи послугами, які б вони хотіли бачити і респонденти знають, що не будуть фактично платити цю суму, то вони можуть підвищити суму, яку готові були б заплатити.

Інша проблема, яка тут виникає — fri-rider (проблема зайців), коли респонденти зменшують свою готовність платити за покращення товарів довкілля, оскільки ці товари є не винятковими у споживанні.

Проблема вкладення. Ще одним джерелом мимовільних відхилень може стати неправильне розуміння респондентами характеру опитування. Це може пояснюватися або недостатньою початковою інформацією, або неправильним спілкуванням між опитувачем респондентом. Одна з поширених помилок, полягає в тому, що респондент не відділяє предмет опитування від інших, ширших питань, які для нього асоціюються з даною проблемою.

У процесі проведенні дослідження прагнули виявити, чи існує залежність між готовністю платити і збільшенням особистого доходу, статтю, віком, освітою, місцем роботи та місцем проживання. Крім цього виявити важливість значення послуг екосистем для населення з різних регіонів, різницю в готовності платити між індивідуумами різних природних зон України.

2.3. Порівняльний аналіз ставлення до послуг екосистем на прикладі двох регіонів

Дослідження проводились на території двох об'єктів, які належать до різних природних зон України: м. Покров Дніпропетровської області та у м. Львові. Об'єкти належать відповідно до степової та лісостепової зони, які суттєво відрізняються природними та кліматичними умовами. Щодо характеристики населення, в цих регіонах відрізняється рівень та якість життя респондентів. В кожному регіоні було опитано по 150 респондентів різної статі, віку та зайнятості. Запитання не були персональними, тому не створювався додатковий бар'єр при отриманні відповіді.

Для визначення готовності населення платити використовували метод умовного оцінювання та такі основні його етапи:

1. Формування гіпотетичного ринку для визначення ГП; забезпечення інформацією респондентів про аспекти гіпотетичного ринку, визначення засобів/сценаріїв плати.
2. Вибір методики за допомогою якої будуть отримані відповіді на запитання анкети: відкрито-завершені питання, закрито – завершений референдум (відповіді так/ні), ітераційні ігри.
3. Розрахунок середніх значень величини готовності платити.
4. Оцінювання кривої запропонованої покупцем ціни. Параметри цієї кривої можна оцінити методами регресійного аналізу, використовуючи величину ГП як залежну змінну і ряд незалежних змінних (сімейний стан, вік, дохід, стать, зайнятість, освіта, та ін.)
5. Логічний підсумок отриманих даних. Визначається загальна економічна вартість з урахуванням обох її елементів: вартості використання та вартості існування.
6. Аналіз отриманих результатів. Аналізують отримані дані на предмет логічної узгодженості, оцінюють правдоподібність відповідей респондентів, перевіряють наявність гіпотетичних, стратегічних, чи інструментальних відхилень у відповідях.

Для проведення даного дослідження було обрано комбінацію з декількох типів МУО : пряме опитування, формат референдуму та умовне ранжування.

Для дослідження готовності платити було розроблено відповідну анкету (додаток В). Розроблена анкета містила 8 основних питань та 8 питань загальної інформації про респондента.

Процес опитування складався з декількох етапів. Перш за все подавалась загальна (підготовча) інформація. У вступній частині описувалась коротка характеристика важливості лісових екосистем. Наступними були питання значимості перелічених послуг екосистем для респондента. Питання визначення суми, яку респондент готовий заплатити. Початкова сума, яку було запропоновано становила 1 гривню, в подальшому сума збільшувалась і останнім залишилось пропозиція від респондента. Досліджувалась готовність платити не

лише в місяць, але й в рік одноразовим платежем. Якщо респондент відмовлявся платити за гідрологічні послуги лісових екосистем, йому пропонувалось вказати причину відмови. Останнім блоком питань є особисті дані про респондента. В цьому блоці питання особистого доходу ставало для респондентів складним, хоча ніякі особисті дані в анкеті не вказувались. Також питання освіти викликало недовіру з боку респондентів. Перші питання загального характеру і дають можливість отримати однозначну відповідь.

Запитання в анкеті були закрито-завершеного типу, а ті що стосуються готовності платити – відкрито–завершеного, це давало змогу респондентам обирати самим їх особисту готовність платити за гідрологічні послуги лісових екосистем. Був використаний тип МУО – ігри з однією пропозицією ціни.

Анкету було апробовано на 40 випадково відібраних респондентах, потім було доповнено і розроблено більш досконалу версію.

В проведенні опитування є питання готовності платити визначену суму за гідрологічні послуги лісів в місяць та в рік. Респонденти не розуміли, куди будуть направлені зібрані кошти і який орган або організація буде розподіляти ці кошти.

Для отримання достовірних відповідей від респондентів, необхідно було пояснити значення деяких термінів та визначень, які вказані в анкеті. Тому це займало більше часу, ніж очікувалось, і створювало деякі труднощі.

Проаналізовано вплив на готовність індивідуума платити таких чинників як: вік (x1), стать (x2), сімейний стан (x3), наявність дітей (x4), освіта (x5), зайнятість (x6), місце проживання (x7), середньомісячний дохід (x8).

В соціально-економічному дослідженні прийняло участь 300 респондентів. Вік респондентів 18-70 років. Усі респонденти ретельно відповіли на запитання анкети, тобто відсоток участі респондентів у дослідженні дорівнює 100%. Дослідження проводились шляхом анкетного опитування віч-на-віч з респондентом. Термін проведення дослідження складав приблизно 2-3 тижні.

В Дніпропетровському регіоні дослідження проводились в м. Покров. Населення міста складає 50тис. жителів, основна частина якого працює в держаному або приватному секторі.

На запитання “Наскільки важливими, на Вашу думку, є проблеми довкілля?” респонденту пропонувалось три види відповіді: “важливі”, “мало важливі” та “не важливі”. Відповідь “важливі” дало 90,76% (136 чол.) респондентів, відповідь “мало важливі” дало 6,67% (10 чол.) респондентів і відповідь “не важливі” лише 2,67% (4 чол.). Це говорить про те, що респонденти активно цікавляться питаннями проблем довкілля. Для більшості респондентів це питання є важливим.

В другому питанні пропонувався перелік послуг та функцій, які надають людству екосистеми: 1) Регулювання складу атмосфери; 2) Регулювання клімату; 3) Регулювання гідрологічного балансу території; 4) Постачання води; 5) Підтримання гідрологічного балансу території; 6) Запобігання ерозії; 7) Ґрунтоутворення; 8) Обмін поживними речовинами; 9) Поглинаюча здатність; 10) Запилення рослин; 11) Біологічна різноманітність; 12) Джерело харчових ресурсів.

Респондентам пропонувалось оцінити за важливістю перелічені послуги та функції екосистем. В табл. 2.3 показано визначення важливості послуг та функцій екосистем для респондентів в процентному співвідношенні. За 100% взята кількість опитуваних респондентів, яка становить 150 чол.

Таблиця 2.3

Кількісна та відсоткова оцінка значення послуг та функцій екосистем для населення Дніпропетровського регіону

Послуги та функції екосистем	Значення послуг					
	Важливе		Мало важливе		Не важливе	
	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %
Регулювання складу атмосфери	137	91,4	11	7,3	2	1,3
Регулювання клімату	133	88,7	14	9,3	3	2
Регулювання гідрологічного балансу території	123	82	18	12	9	6
Постачання води	138	92	11	7,4	1	0,6
Підтримання гідрологічного балансу території	119	79,4	25	16,6	6	4
Запобігання ерозії	120	80	25	16,6	5	3,4
Ґрунтоутворення	119	79,3	27	18	4	2,7
Обмін поживними речовинами	133	88,7	13	8,6	4	2,7
Поглинаюча здатність	131	87,4	17	11,3	2	1,3
Запилення рослин	125	83,4	19	12,6	6	4
Біологічна різноманітність	127	84,7	21	14	2	1,3
Джерело харчових ресурсів	133	88,7	14	9,3	3	2

З табл. 2.3 видно що для населення Дніпропетровського регіону найбільш важливими є наступні послуги та функції екосистем:

1. Перша послуга це “постачання води”. Цій послугі надали перевагу 92% опитуваних респондентів (138 чол.).

2. Другою за значимістю послугою є “регулювання складу атмосфери”. Її обрало 91,4% респондентів (137 чол.).

3. Третє місце розділили такі послуги, як:

- Регулювання клімату 88,7% (133 чол.);
- Обмін поживними речовинами 88,7% (133 чол.);
- Джерело харчових ресурсів 88,7% (133 чол.);

На рис. 2.2, 2.3, 2.4 показано, як саме розподіляється частка опитуваних респондентів в графічному зображенні і дана характеристика трьох найважливіших послуг. На рис. 2.3 показана характеристика одразу для трьох послуг екосистем: регулювання клімату, обмін поживними речовинами та джерело харчових ресурсів, так як їх відсотковий склад однаковий.

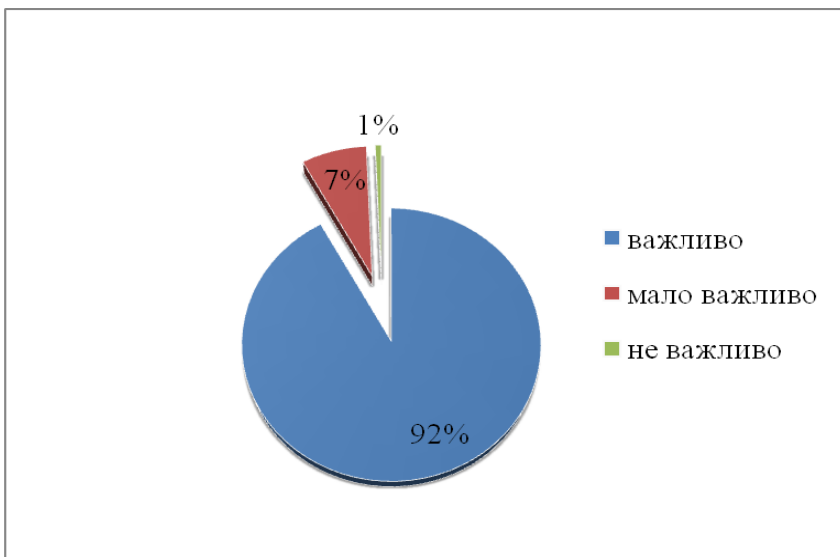


Рис. 2.2 Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “постачання води”.

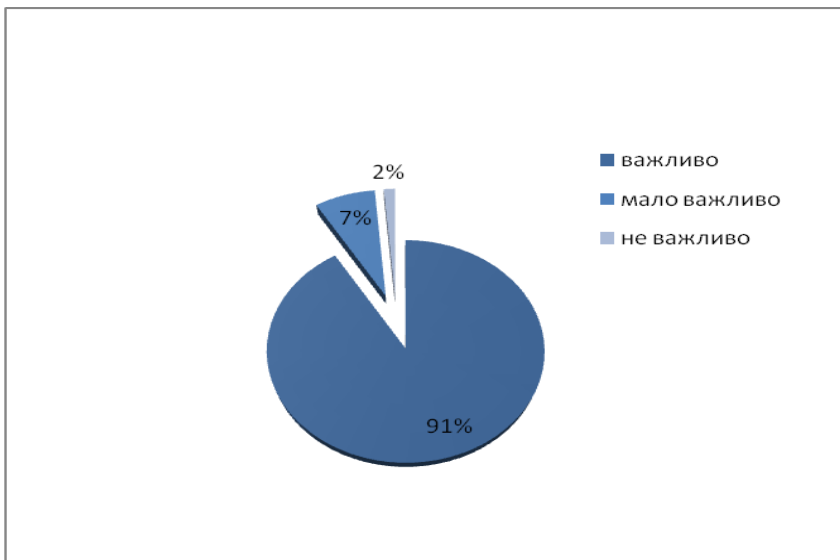


Рис. 2.3. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “регулювання складу атмосфери”.

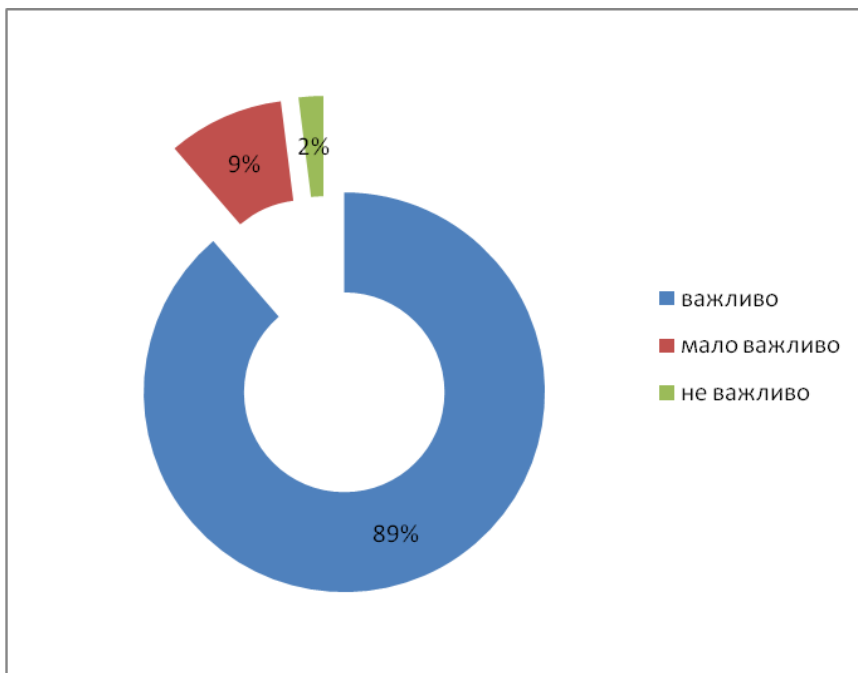


Рис. 2.4. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “регулювання клімату”.

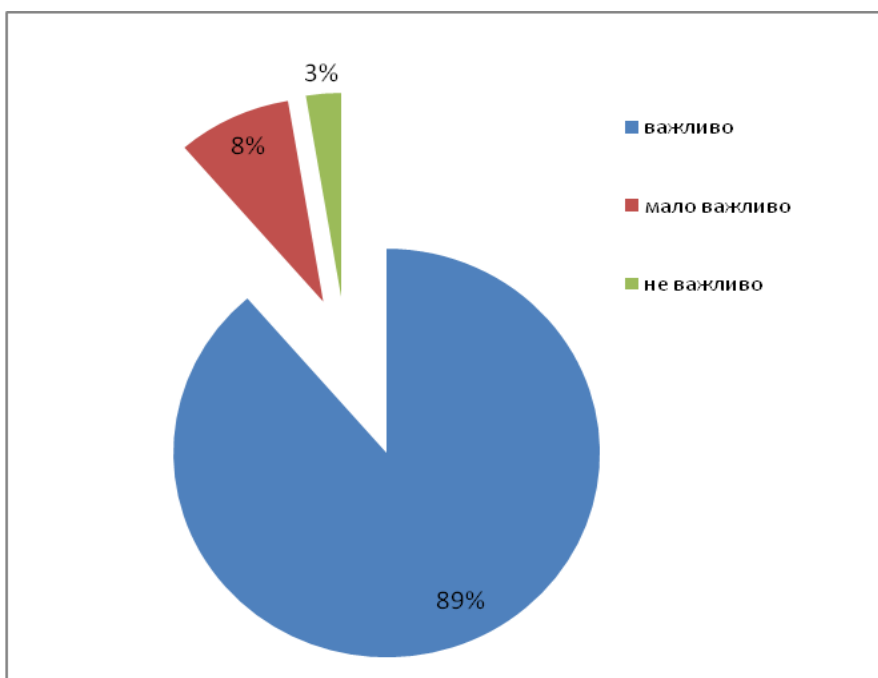


Рис. 2.5 Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “обмін поживними речовинами”.

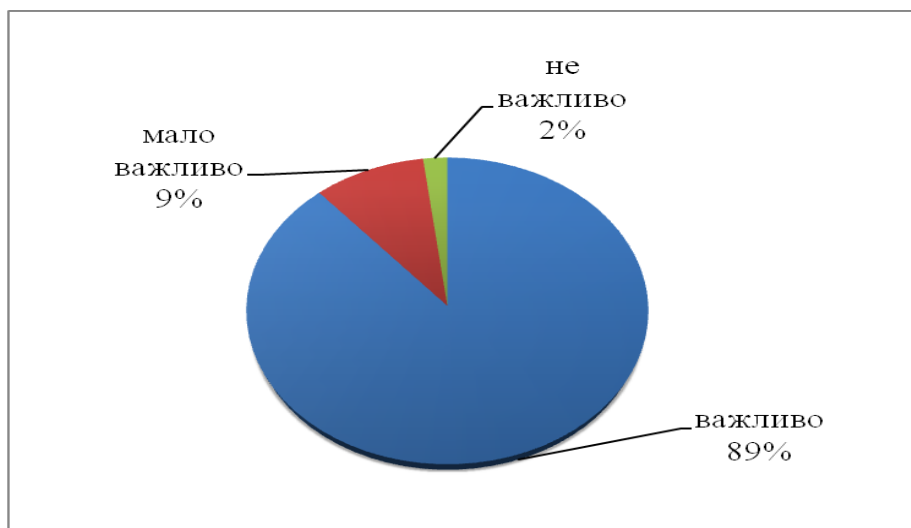


Рис. 2.6. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “джерело харчових ресурсів”.

Відповіді на третє питання розподілились між респондентами так:

- 16,7% (25чол.) згодні на внесення обов’язкових спеціальних платежів;
- 38,7% (58 чол.) бажають сплачувати добровільні грошові внески;
- 16% (24 чол.) вважають добровільно виконаною працею підтримувати та покращувати
- 7% (11 чол.) вважають, що це питання виключно органів лісового господарства
- 7% (10 чол.) вважають, що це питання органів комітету водного господарства
- 14,6% (22 чол.) вважають, що це питання органів місцевого самоврядування

Отже, більшість згодні сплачувати добровільні внески та згодні на внесення обов’язкових спеціальних платежів та добровільну працю, хоча і вважають, що це питання належить до компетенції органів місцевого самоврядування (рис. 2.7).

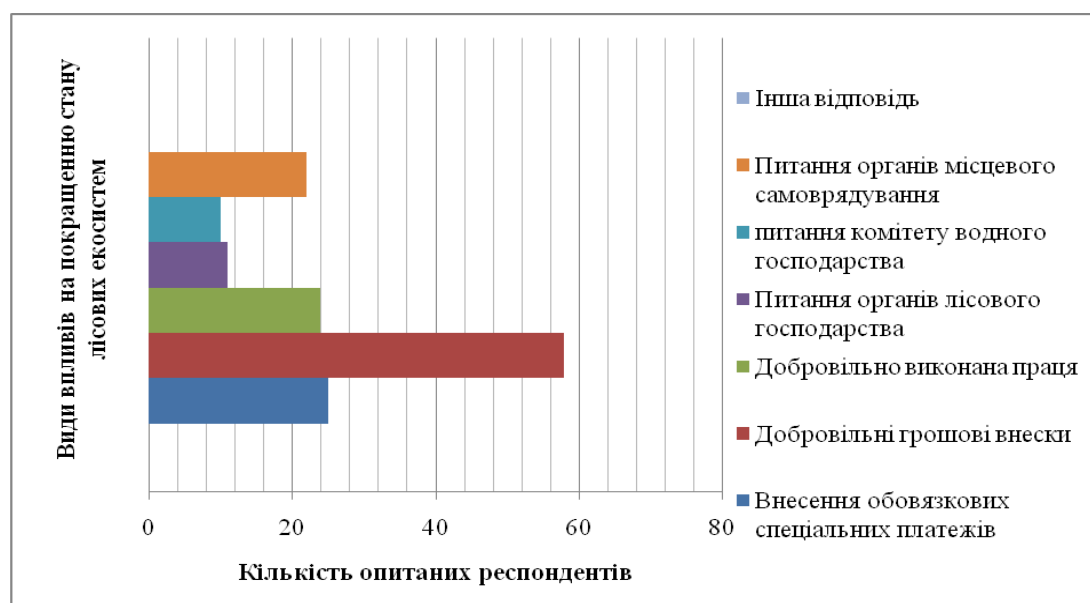


Рис. 2.7. Рівень підтримки запровадження на практиці ПЕП.

У четвертому питанні пропонувалось оцінити за важливістю гідрологічні послуги лісів. В табл. 2.4 показано переваги вибору респондентів, щодо четвертого питання.

Таблиця 2.4

Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості гідрологічних послуг лісів

Гідрологічні послуги лісів	Ступінь важливості гідрологічних послуг лісів					
	Важливі		Мало важливі		Не важливі	
	Кількість опитаних респондентів	Відсоток	Кількість опитаних респондентів	Відсоток	Кількість опитаних респондентів	Відсоток
Підвищення якості питної води	142	94,7	8	5,3	0	0
Регулювання рівня водного потоку	116	77,3	30	20	4	2,7
Забезпечення водою в посушливі сезони	125	83,3	23	15,3	2	1,4
Продуктивність вод	115	76,7	28	18,7	7	4,6

Проаналізувавши таблицю можна зробити висновки, що найважливішими є підвищення якості питної води та забезпечення водою в посушливі сезони 94,7% та 83,3% відповідно.

Наступним є питання “Чи доцільно створити спеціалізований орган, який би відповідав за збір коштів на покращення стану лісових екосистем на всій території країни?”. 72% (108 чол.) опитаних відповіли так і лише 28% (42 чол.) відмовились.

Щодо питання “Чи доцільно створити спеціалізований орган, який би відповідав за збір коштів на покращення стану лісових екосистем в окремому регіоні?” ситуація майже ідентична: 73% (110 чол.) відповіли “так” і 27% (40 чол.) відповіли “ні”.

Аналізуючи дані результати можна сказати, що більшість респондентів згодні створити спеціалізований орган, але мають сумніви щодо його функціонування.

В опитування приймали участь 59% (88 чол.) жінок та 41% (62 чол.) чоловіків, з них 65% (97 чол.) одружені та 35% (53 чол.) неодружені, серед них 69% (103 чол.) мають дітей та 31% (47 чол.) не мають.

Щодо рівня освіти, респонденти розподілились таким чином: 48% (72 чол.) мають середню освіту, 31% (46 чол.) мають неповну вищу освіту, 19% (29 чол.) мають вищу освіту, і лише 2% (3 чол.) мають науковий ступінь.

Стан працевлаштування респондентів такий: 34% (51 чол.) зайняті в державному секторі, 24% (36 чол.) працюють в приватному секторі, 4,7% (7 чол.) є членами громадських організацій, 8,7 % (13 чол.) є приватними підприємцями, 9,3% (14 чол.) тимчасово не працюють, 12% (18 чол.) є студентами і 7,3% (11 чол.) – непрацюючі пенсіонери.

Для визначення готовності платити використовуємо бальну шкалу. Кожний чинник, який впливає на готовність платити переводимо в бали. Наприклад, вікові категорії:

а)18-25р. – 1 бал;

б)26-35р. – 2 бала;

в)36-45р. – 3 бала;

г) 46-55р. – 4 бала;

д) 56-65р. – 5 балів;

е) понад 65р. – 6 балів.

Аналогічно ділимо стать респондента: 1 бал – жінка, 2 бали – чоловік, сімейний стан: не-одружений – 0 балів, одружений – 1 бал, наявність дітей: є діти – 1 бал, немає дітей – 0 балів, місце проживання: місто – 1 бал, село – 0 балів, освіту, зайнятість та особистий дохід розбиваємо аналогічно від 1 до 7.

Визначаємо за допомогою точкової діаграми залежність готовності платити респондента від віку респондента (рис.2.8). Розподіл опитаних респондентів за віковою структурою показаний на рис. 2.9.

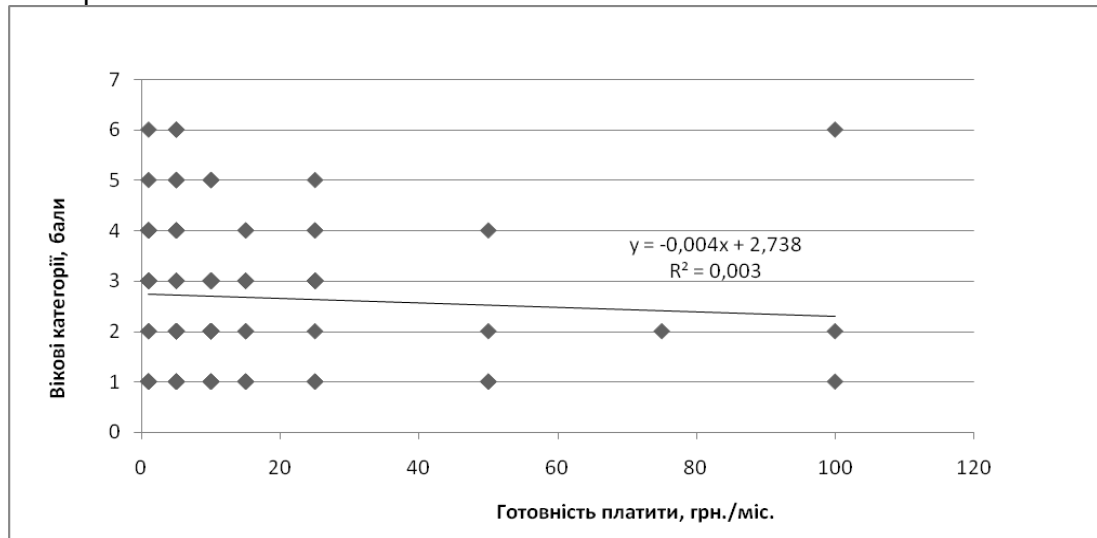


Рис. 2.8. Залежність готовності платити від віку респондента

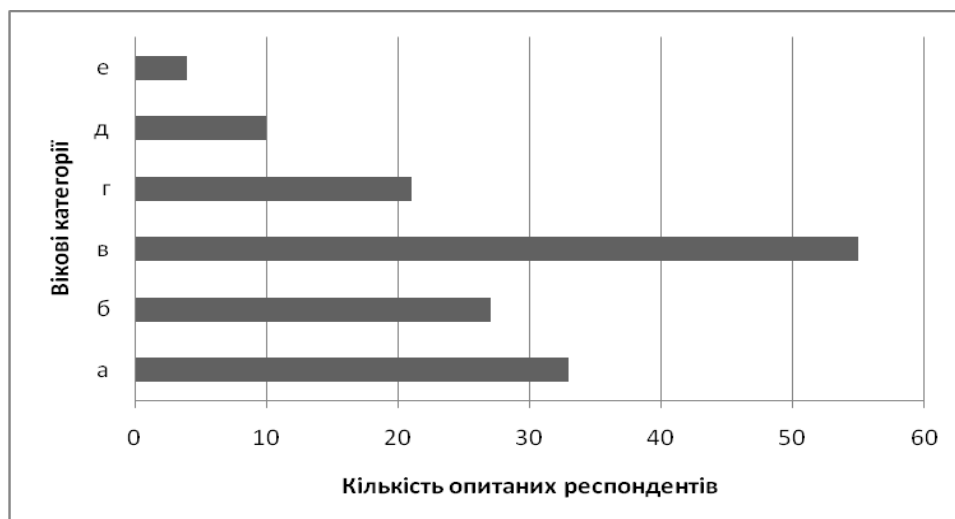


Рис. 2.9. Розподіл опитаних респондентів за віковою структурою

Залежність готовності платити від ряду чинників, таких як: вік, стать, сімейний стан, наявність дітей, освіта респондента, зайнятість та особистий дохід в місяць, визначаємо за допомогою побудови лінійної економетричної моделі [7].

Кореляційний аналіз – це спеціальний математичний апарат для визначення наявності і щільності зв'язку між випадковими величинами. Основна задача кореляційного аналізу: визначити коефіцієнт кореляції множинної регресійної моделі.

Коефіцієнт кореляції показує, що дві змінні пов'язані одна з одною, але не дає уяви про те, яким чином вони пов'язані [7]. Залежності для випадкових величин, якщо вони є досить сильно корельовані одержують за допомогою регресійного аналізу. Рівняння регресії описує статистичну залежність між величинами, тобто тенденцію зміни величини Y при зміні величини X [7, 9]. Вибіркова лінійна багатофакторна модель та оцінку коефіцієнтів регресії залежності готовності платити від залежних чинників методом найменших квадратів.

Оцінку моделі за вибіркою дає рівняння регресії $\hat{y} = b_0 + b_1x$. Параметри цього рівняння визначаються на основі методу найменших квадратів. Вплив неврахованих факторів визначається за допомогою дисперсії помилок, або залишкової дисперсії

Загальна багатофакторна модель має вигляд:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \varepsilon. \quad (2.1)$$

Де Y – залежна змінна (фактори);

$X_1, X_2, \dots, X_p$ – незалежні змінні (фактори);

$\beta_0, \beta_1, \beta_2$ – істинні коефіцієнти регресії (параметри моделі для генеральних сукупностей), які необхідно оцінити;

ε – не спостережуваний випадковий член.

Ціль дослідження – побудувати вибіркову лінійну багатофакторну регресійну модель, яка має вигляд [7]:

$$y = b_0 + b_1 x_1 + \dots + b_p x_p + e, \quad (2.2)$$

де y – залежна змінна;

x_1, x_2, x_p – незалежні змінні;

b_1, b_2, b_p – оцінки невідомих параметрів загальної моделі.

Розрахований нами коефіцієнт кореляції становить $(r) = -0,06$. Значущість коефіцієнта кореляції визначаємо за формулою:

$$|t| = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}}, \quad (2.3)$$

де r – коефіцієнт кореляції;

$|t|$ – значущість коефіцієнта кореляції;

n – кількість опитаних респондентів.

$$|t| = -0,06 \sqrt{\frac{135-2}{1-(-0,06)^2}} = 0,68 \quad (2.4)$$

За таблицями Ст'юдента [9] знаходимо теоретичні значення t-статистик з $135-2=133$ ступенями свободи та 5% рівнем значущості: $t_{0,05;133}=1,96$ [9].

Для рівня значущості 5% $|t|=-0,06 < 1,96$ із ризиком 5% можна стверджувати, що зв'язок між величинами не є статистично значущим. Тобто готовність платити респондентів у Дніпропетровській області не залежить від віку респондентів.

Аналогічно проводилась оцінка значущості коефіцієнта кореляції, щільність і сила зв'язку. Підсумки зведені в табл. 2.5, **графіки подані в додатках Ж,З.**

Таблиця 2.5

Узагальнені результати наявності зв'язку між готовністю платити та досліджуваними чинниками (Дніпропетровська обл.)

Фактори	Коеф. корел., r	t- статистика	Значущість зв'язку	Щільність і сила зв'язку
Вік	-0,06	0,68	Незначимий	Слабкий, обернений
Стать (чол., жін.)	-0,06	0,69	Незначимий	Слабкий, обернений
Сімейний стан	-0,14	1,60	Незначимий	Слабкий, обернений
Діти	-0,11	1,25	Незначимий	Слабкий, обернений
Освіта	0,20	2,36	Значимий	Слабкий, прямий
Зайнятість	0,24	2,90	Значимий	Слабкий, прямий
Місце проживання	-0,14	1,62	Незначимий	Слабкий, обернений
Дохід	0,12	1,45	Незначимий	Слабкий, прямий

Охарактеризуємо зв'язок між готовністю платити та кожним з факторів, які впливають на її величину. Коефіцієнт кореляції (r) між готовністю платити та віком становить -0,06, що свідчить про слабкий обернений кореляційний зв'язок. t-статистика для цього показника дорівнює 0,68, а так, як критичне значення $t_{135; 0,1} = 1,660$, то він є незначущим. Між ГП та статтю респондента існує слабкий, обернений кореляційний зв'язок ($r = -0,06$), даний показник не значущий, бо t-статистика дорівнює 0,69. Коефіцієнт кореляції між готовністю платити і сімейним станом респондента дорівнює -0,14 – це свідчить про наявність слабого оберненого зв'язку між цими величинами. t-статистика дорівнює 1,60, що говорить про незначущість даного коефіцієнта. Між готовністю платити і наявністю дітей в респондента кореляційний зв'язок слабкий, обернений, $r = -0,11$, t-статистика дорівнює 1,25, що говорить про не значущість даного коефіцієнта. Між ГП і рівнем освіти помітний зв'язок, оскільки коефіцієнт кореляції дорівнює 0,20, t-статистика для цього фактора дорівнює 2,36, що свідчить про значущість отриманого коефіцієнта. Для готовності платити та зайнятості коефіцієнт кореляції дорівнює 0,24, отже зв'язок прямий і слабкий. t-критерій дорівнює 2,90, що є більше критичного значення, тому даний коефіцієнт значущий. Для залежності між готовністю платити і місцем проживання респондента коефіцієнт кореляції становить -0,14, t-статистика становить 1,62, зв'язок слабкий, обернений, це говорить про не значущість цього коефіцієнта. Між готовністю платити та особистим середньомісячним доходом кореляційний зв'язок слабкий, прямий, $r = 0,12$, t-статистика становить 1,45, що говорить про не значущість даного фактору.

Наступним кроком аналізу готовності платити за підтримання та покращення гідрологічних послуг лісу є побудова моделі методом покрокового регресійного аналізу.

Спочатку ми здійснили множинний регресійний аналіз з урахуванням усіх восьми незалежних змінних. Отримана модель за даними опрацьованої вибірки має такий вигляд:

$$\hat{Y} = -0,94x_1 - 4,54x_2 - 2,55x_3 - 0,52x_4 + 3,03x_5 + 1,90x_6 - 4,93x_7 + 2,84x_8 \quad (2.5)$$

t статистика:

$$(-0,70) \quad (-1,32) \quad (-0,70) \quad (-0,12) \quad (1,57) \quad (2,40) \quad (-0,98) \quad (1,70)$$

де $\hat{Y}$ – готовність платити, грн./міс.;

- x1 – вікові категорії, бали;
- x2 – стать респондента, бали;
- x3 – сімейний стан респондента, бали;
- x4 – наявність дітей, бали;
- x5 – освітній рівень, бали;
- x6 – зайнятість, бали;
- x7 – місце проживання респондента, бали;
- x8 – середньомісячний особистий дохід респондента, бали.

Результати множинного регресійного аналізу представлені в додатку К, Л. Коефіцієнт детермінації для моделі складає 0,14, що говорить про те, що 14,0% дисперсії величини готовності платити описується дисперсією незалежних факторів, тобто 14% поведінки готовності платити пояснюється поведінкою незалежних факторів $x_1, \dots, x_8$. Розрахункове значення F-критерію Фішера становить 2,57 (критичне значення $F_6; 135; 0,05 = 1,94$), тому отримана модель адекватна. Однак, при цьому t-статистика показала незначущість таких факторів, як: x_1 (вікові категорії), x_2 (стать респондента), x_3 (сімейний стан респондента), x_4 (наявність дітей), x_7 (місце проживання респондента) та x_8 (середньомісячний особистий дохід респондента) розрахункове значення t-статистики для цих коефіцієнтів становило для x_1 - 0,68, для x_2 - 0,69, для x_3 - 1,60, для x_4 - 1,25, для x_7 - 1,62 та для x_8 - 1,45 тоді як критичне значення $t_{135; 0,05} = 1,66$. Тому ці фактори було виведено з моделі.

Зауважимо те, що з рівняння регресії не можна вилучати на одному кроці одночасно декілька факторів, тому що після вилучення одного незначущого фактора оцінки коефіцієнтів регресії можуть змінюватись і раніше незначущі фактори можуть перетворитись у значущі. Всі не значущі фактори було вилучено поступово.

Після того як незначущий фактор x_1 було виведено з моделі, ми отримали наступну модель:

$$\hat{Y} = -4,55x_2 - 2,39x_3 - 2,10x_4 + 3,09x_5 + 1,81x_6 - 4,52x_7 + 2,84x_8 \quad (2,6)$$

Коефіцієнт детермінації дорівнює – 0,14, тобто в моделі 14% дисперсії величини готовності платити описується дисперсією незалежних факторів. Значно покращився F-критерій Фішера, він становить 2,87 (критичне значення $F_7; 135; 0,05 = 1,94$).

Наступним нашим кроком було видалення з моделі таких факторів, як x_3 (сімейний стан респондента), x_4 (наявність дітей), x_5 (освітній рівень), x_6 (зайнятість), x_8 (середньомісячний особистий дохід респондента). У табл. 2.6 відображено зміни моделі після кожного кроку покрокового регресійного аналізу.

Таблиця 2.6

Результати покрокового регресійного аналізу

Кількість факторів	Значення F-критерію	Рівняння регресії
8	2,57	$\hat{Y} = -0,94x_1 - 4,54x_2 - 2,55x_3 - 0,52x_4 + 3,03x_5 + 1,90x_6 - 4,93x_7 + 2,84x_8$
7	2,87	$\hat{Y} = -4,55x_2 - 2,39x_3 - 2,10x_4 + 3,09x_5 + 1,81x_6 - 4,52x_7 + 2,84x_8$
6	3,04	$\hat{Y} = -3,18x_3 - 0,51x_4 + 3,49x_5 + 1,75x_6 - 5,26x_7 + 1,92x_8$
5	3,50	$\hat{Y} = -1,60x_4 + 3,47x_5 + 1,96x_6 - 4,61x_7 + 1,81x_8$

4	4,35	$\hat{y} = 3,58x5 + 2,07x6 - 4,63x7 + 1,64x8$
3	5,50	$\hat{y} = 3,70x5 + 2,19x6 + 1,66x8$
2	7,60	$\hat{y} = 4,45x5 + 2,09x6$

Виконавши покроковий регресійний аналіз, ми отримали оптимізацію нашої моделі, оскільки коефіцієнт детермінації після виключення кожного чинника змінювався доки не дійшов значення 0,10, а це означає, що виведені з моделі фактори не мали істотного впливу на величину готовності платити, а 10% дисперсії величини готовності платити пояснюється дисперсією незалежних факторів x_1 , x_2 , x_3 , x_4 , x_7 , x_8 . Це означає, що величина готовності платити на 10% залежить від освітнього рівня та зайнятості респондентів.

Отриману модель можна трактувати наступним чином: за умови збільшення освітнього рівня респондентів на один бал можна сподіватися збільшення готовності платити на 4,45 %, а зі зміною рівнем зайнятості на один бал готовність платити збільшиться на 2,09% (з точністю $\alpha=0,05$). Отже, модель вказує на залежність між готовністю платити за підтримання та покращення гідрологічних послуг та рівнем освіти та зайнятості.

В Дніпропетровській області 15 респондентів не бажали платити взагалі. Серед них 33,3%(5 чол.) не бажають платити тому що вважають, що це має фінансуватися виключно з державного бюджету. 33,4% (5 чол.) вважають, що це питання стосується компетентності громадських організацій, та 33,3% (5 чол.) стверджують, що їх це питання зовсім не хвилює.

Респонденту пропонувалось обрати, скільки він готовий платити гривень в рік за підтримання та покращення гідрологічних послуг лісу. На рис. 2. 10 показана динаміка розподілу готовності платити в рік.

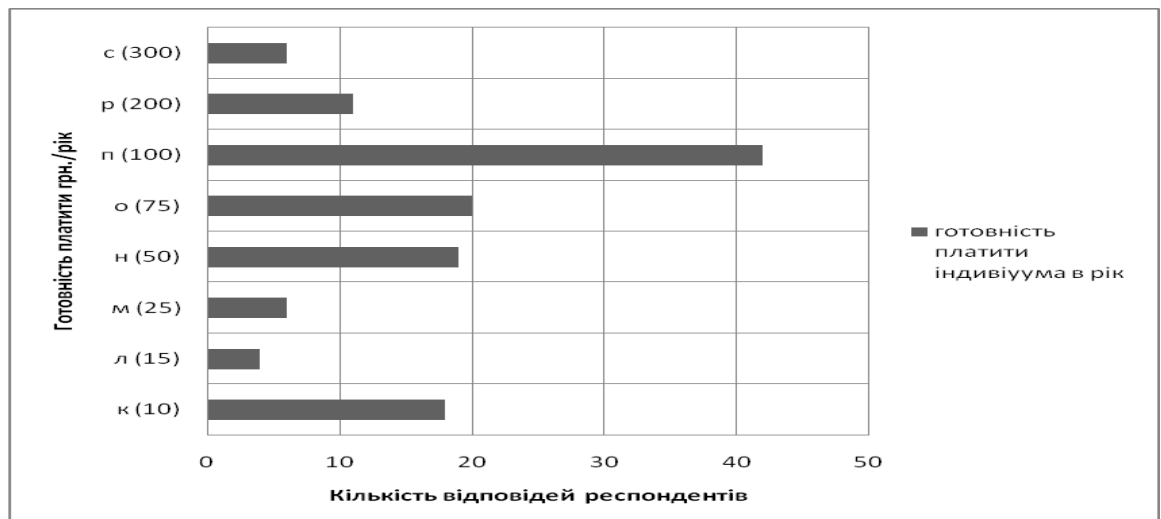


Рис. 2.10. Динаміка розподілу готовності платити в рік.

Проаналізувавши рисунок видно, що: більшість (від 15% до 33,3%) респондентів готові платити від 50 до 100 грн./рік. 4,76% готові платити по 300 та 25 грн./рік. 8,7% готові платити 200 грн./рік. 10 та 15 грн./рік готові платити 114,29% та 3,2% респондентів

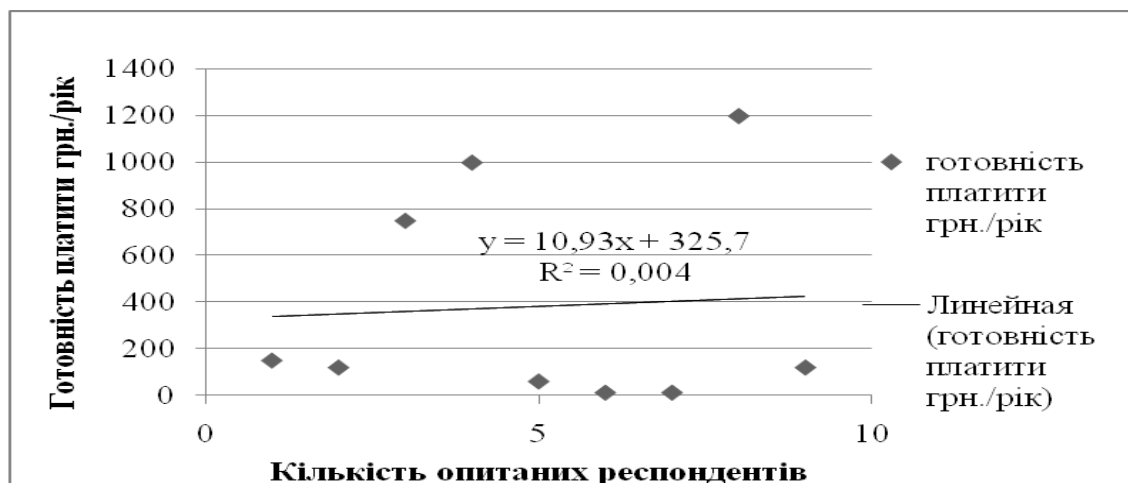


Рис. 2.11. Динаміка готовності платити респондентів, грн./рік.

Одним з варіантів відповіді була запропонувати індивідууму самому обрати суму, яку він погодився б вносити за підтримання та покращення гідрологічних послуг лісу. Відповіді респондентів коливались від 12 до 1200 грн./рік.

Анкетування, що проводилось в Львівській області є ідентичним тому, що проводилось в Дніпропетровській. Тому в подальшому будуть подані лише чисельні характеристики аналізу.

На запитання “Наскільки важливими, на Вашу думку, є проблеми довкілля?” відповідь “важливі” дало 90,67% (136 чол.) респондентів, відповідь “мало важливі” дало 9,33% (14 чол.) респондентів і відповідь “не важливі” не відзначив жоден респондент. Відповіді на друге питання представлені в табл. 2.7.

Таблиця 2.7

Розподіл відповідей респондентів опитаних у Львівській області щодо питання важливості послуг та функцій екосистем

Послуги та функції екосистем	Значення послуг					
	Важливе		Мало важливе		Не важливе	
	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %	Кількість респондентів, чол.	Відсоток, %
Регулювання складу атмосфери	139	92,7	10	6,7	1	0,6
Регулювання клімату	127	84,7	22	14,7	1	0,6
Регулювання гідрологічного балансу території	124	82,7	24	16	2	1,3
Постачання води	137	91,3	11	7,4	2	1,3
Підтримання гідрологічного балансу території	106	70,7	40	26,7	4	2,6
Запобігання ерозії	112	74,7	35	23,3	3	2
Ґрунтоутворення	117	78	31	20,7	2	1,3
Обмін поживними речовинами	116	77,3	32	21,4	2	1,3

Поглинаюча здатність	118	78,7	30	20	2	1,3
Запилення рослин	122	81,4	23	15,3	5	3,3
Біологічна різноманітність	108	72	41	27,3	1	0,7
Джерело харчових ресурсів	129	86	18	12	3	2

Аналізуючи табл. 2.7 можна зробити висновок, що найважливішими вважають такі екосистемні послуги і функції:

- Регулювання складу атмосфери – надали перевагу 92,7% (139 чел.) опитаних респондентів (рис. 2.12);
- Постачання води – 91,3% (137 чел.) респондентів (рис. 2.13);
- Джерело харчових ресурсів - 86% (129 чел.) респондентів (рис. 2.14).

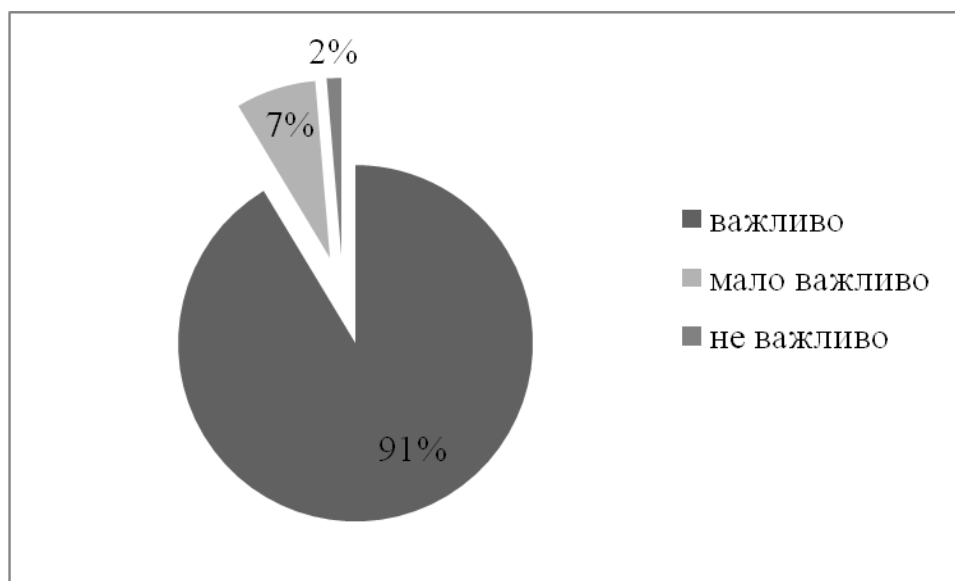


Рис. 2.12. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “регулювання складу атмосфери”.

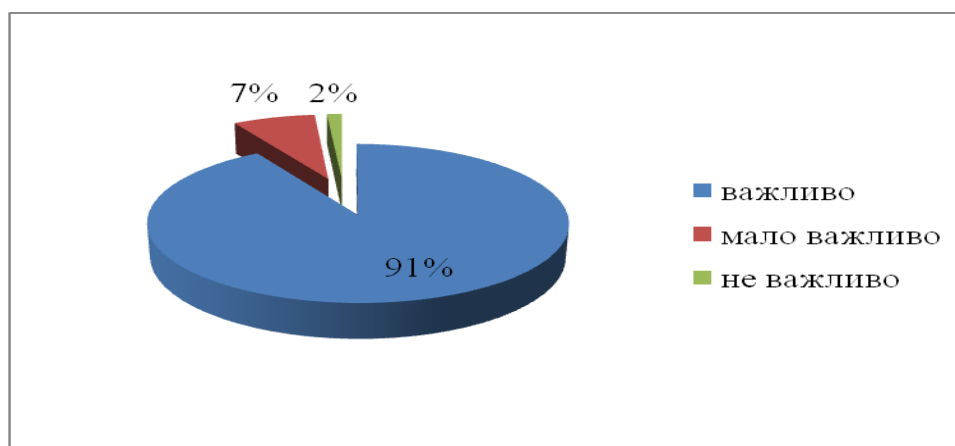


Рис. 2.12. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “постачання води”

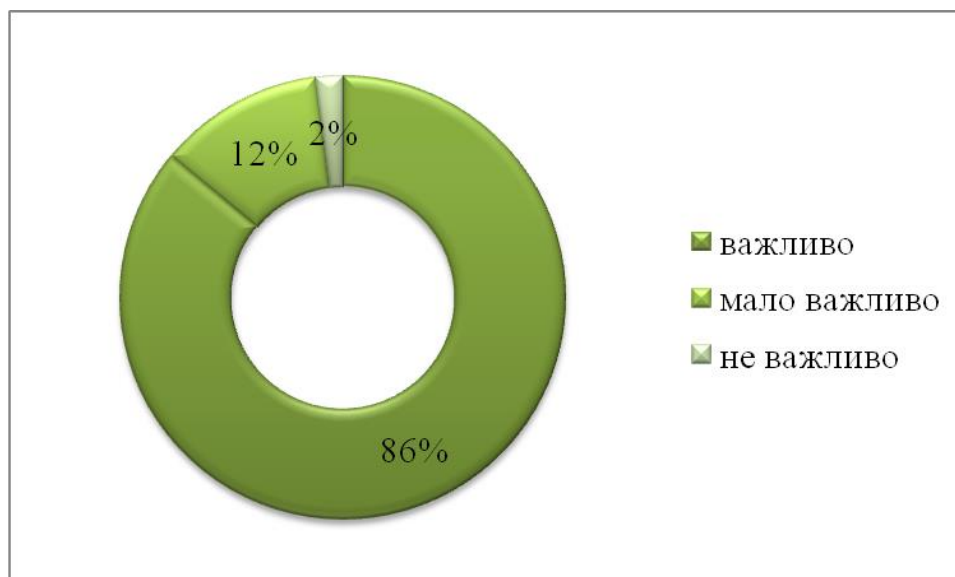


Рис. 2.13. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості послуги “джерело харчових ресурсів”.

Відповіді на третє питання розподілились так:

- 26,7% (40 чол.) дотримуються думки, що необхідні добровільні грошові внески;
- 22,7% (34 чол.) вважають, що необхідно вносити обов’язкові спеціальні платежі;
- 18,7% (28 чол.) бажають допомогти добровільно виконаною працею;
- 18% (27 чол.) стверджують, що це питання виключно органів лісового господарства;
- 10% (15 чол.) думають, що це питання компетенції органів місцевого самоврядування;
- 3,4% (5 чол.) переконані, що це питання стосується комітету водного господарства;
- 0,7% (1 чол.) дало іншу відповідь: це питання природоохоронного комітету.

На рис. 2.14 графічно показаний розподіл відповідей респондентів. Буквами a, b, c, d, e, f, g позначено по порядку варіанти відповідей: a - внесенням обов’язкових спеціальних платежів; b- добровільними грошовими внесками; c- добровільно виконаною працею; d- це питання виключно органів лісового господарства; e- це питання органів комітету водного господарства; f- це питання органів місцевого самоврядування; g- інша відповідь.

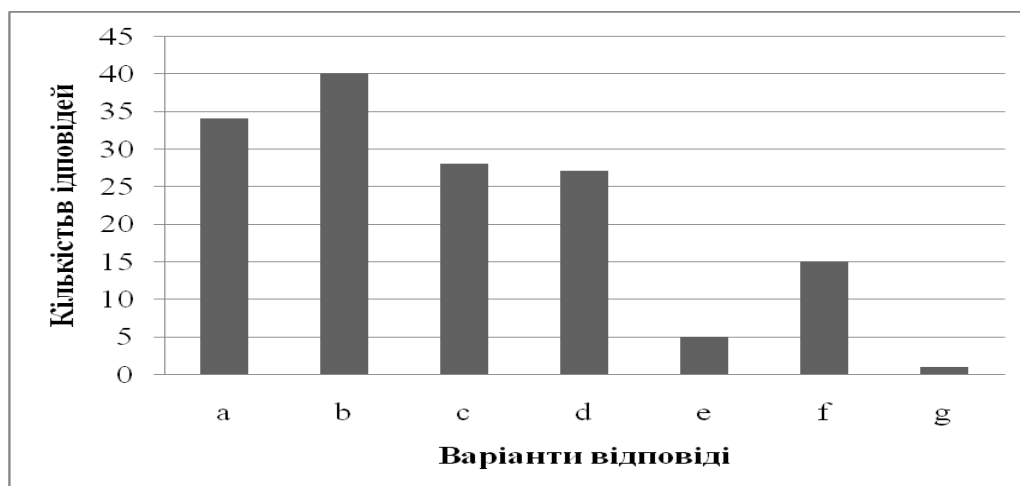


Рис. 2.14. Розподіл відповідей респондентів щодо третього питання.

Відповіді респондентів на четверте питання показані в табл. 2.8.

Таблиця 2.8

Розподіл відповідей респондентів (Львівська обл.)

Гідрологічні послуги лісів	Ступінь важливості гідрологічних послуг лісів					
	Важливі		Мало важливі		Не важливі	
	Кількість опитаних респондентів	Відсоток, %	Кількість опитаних респондентів	Відсоток, %	Кількість опитаних респондентів	Відсоток, %
Підвищення якості питної води	143	95,3	7	4,6	0	0
Регулювання рівня водного потоку	130	86,7	18	12	2	1,4
Забезпечення водою в посушливі сезони	124	82,7	25	16,6	1	0,7
Продуктивність вод	104	69,3	38	25,3	8	5,4

95,3% (143 чол.) опитаних респондентів вважають підвищення якості питної води найважливішою гідрологічною послугою лісу, а 86,7% (130 чол.) респондентів найважливішою послугою вважають регулювання рівня водного потоку (рис. 2.15).

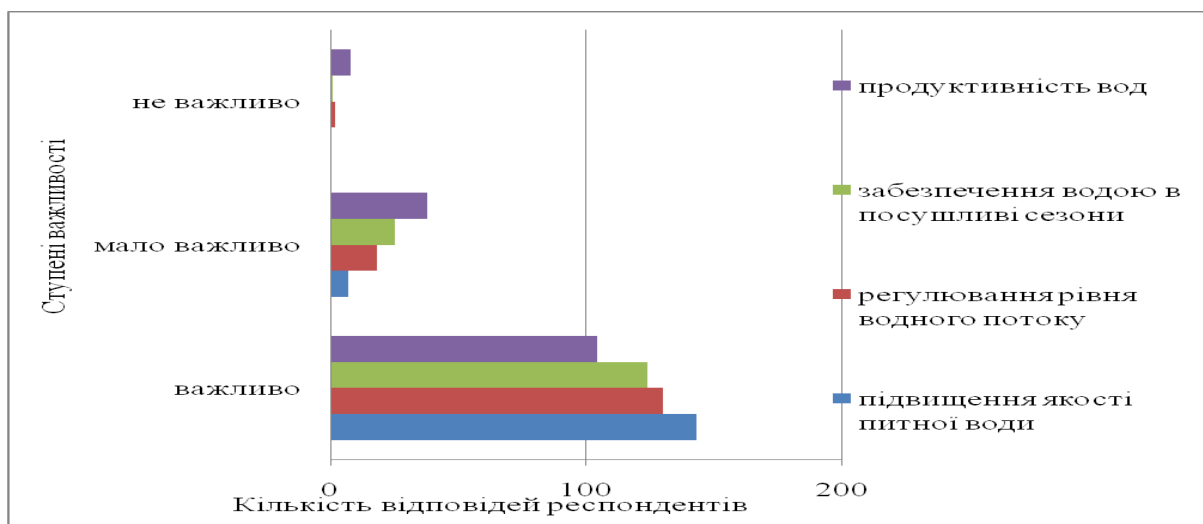


Рис.2.15. Розподіл відповідей респондентів щодо питання важливості гідрологічних послуг лісів.

На п'яте питання відповіді розподілились так:

- 76% (114 чол.) згодні створити спеціалізований орган;
- 24% (36 чол.) не згодні.

Щодо шостого питання, переваги розташовані по-іншому: 68,7% (103 чол.) згодні створити спеціалізований орган в окремому регіоні; 31,3% (47 чол.) не згодні.

Для визначення готовності платити використовуємо бальну шкалу аналогічно до попереднього об'єкту дослідження. Кожний чинник, який впливає на готовність платити переводимо в бали. Бальну оцінку встановлюємо аналогічно до попереднього дослідження.

На діаграмі показано залежність готовності платити від статі респондента (рис. 2.16). Графічні зображення залежності готовності платити від інших факторів подані в додатках Е, Є.

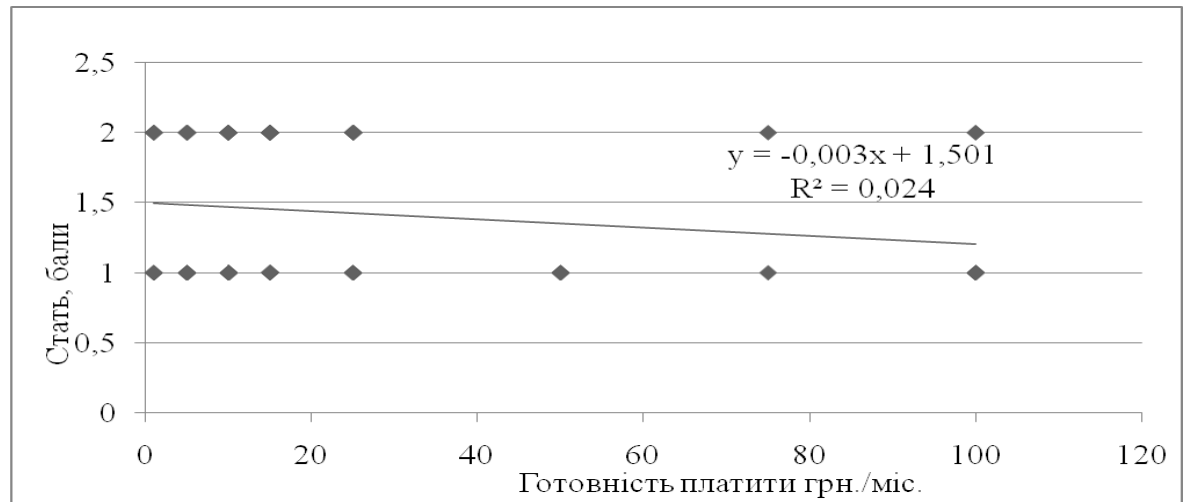


Рис. 2.16. Залежність готовності платити від статі респондента.

Залежність готовності платити від ряду чинників, таких як: вік, стать, сімейний стан, наявність дітей, освіта респондента, зайнятість та особистий дохід в місяць, визначаємо аналогічно до попереднього дослідження.

Аналогічно проводилась оцінка значущості коефіцієнта кореляції, щільність і сила зв'язку. Підсумки зведені в табл. 2.9, графіки подані в додатках М, Н.

Таблиця 2.9

Узагальнені результати наявності зв'язку між готовністю платити та досліджуваними чинниками (у Львівській обл.)

Фактори	Коеф. корел., r	t- статистика	Значущість зв'язку	Щільність і сила зв'язку
Вік	-0,03	0,34	Незначимий	Слабкий, обернений
Стать	-0,16	1,79	Значимий	Слабкий, обернений
Сімейний стан	0,09	1,00	Незначущий	Слабкий, прямий
Діти	-0,12	1,31	Незначущий	Слабкий, обернений
Освіта	-0,003	0,04	Незначимий	Слабкий, обернений
Зайнятість	0,14	1,60	Незначимий	Слабкий, прямий
Місце прож.	-0,24	2,72	Значимий	Слабкий, обернений
Дохід	-0,01	0,08	Незначимий	Слабкий, обернений

Дамо характеристику зв'язку між готовністю платити та кожним з факторів, які впливають на її величину. Коефіцієнт кореляції (r) між готовністю платити та віком становить -0,03, t-статистика для цього показника дорівнює 0,34, а так, як критичне значення $t_{128; 0,05} = 1,660$, то це свідчить про слабкий обернений кореляційний зв'язок, незначущий. Між ГП та статтю респондента існує слабкий, обернений кореляційний зв'язок ($r = -0,16$), t-статистика дорівнює 1,79, тому даний показник не значущий. Коефіцієнт кореляції між готовністю платити і сімейним станом респондента дорівнює 0,09 – це свідчить про наявність слабого прямого зв'язку між цими величинами, t-статистика дорівнює 1,0, що говорить про незначущість даного коефіцієнта. Між ГП і наявністю дітей в респондента кореляційний зв'язок слабкий, обернений, $r = -0,12$, t-статистика дорівнює 1,31, що говорить про не значущість даного коефіцієнта. Між ГП і рівнем освіти обернений, слабкий зв'язок, оскільки ко-

ефіцієнт кореляції дорівнює - 0,003, t-статистика для цього фактора дорівнює 0,04, що свідчить про незначущість отриманого коефіцієнта. Для готовності платити та зайнятості коефіцієнт кореляції дорівнює 0,14, отже зв'язок прямий і слабкий. t-критерій дорівнює 1,60, отже даний коефіцієнт є незначущий. Між готовністю платити і місцем проживання респондента існує слабкий, обернений зв'язок, коефіцієнт кореляції становить -0,24, t-статистика становить 2,72, що є більше за $t_{128; 0,05}=1,66$, що говорить про значущість цього коефіцієнта. Між готовністю платити та особистим середньомісячним доходом кореляційний зв'язок слабкий, обернений, $r = - 0,01$, t-статистика становить 0,08, зв'язок не значущий.

Наступним кроком аналізу є побудова моделі методом покрокового регресійного аналізу.

Аналогічно до попереднього дослідження була отримана множинна регресійна модель:

$$\hat{Y} = 1,54x_1 - 7,09x_2 + 18,98x_3 - 21,28x_4 + 3,86x_5 + 3,58x_6 - 12,27x_7 + 2,72x_8 \quad (2.7)$$

t - статистика:

$$(-0,43) \quad (-1,57) \quad (2,90) \quad (-2,77) \quad (0,97) \quad (2,14) \quad (-2,47) \quad (1,20)$$

де $\hat{Y}$ – готовність платити, грн./міс.;

x_1 – вікові категорії, бали;

x_2 – стать респондента, бали;

x_3 – сімейний стан респондента, бали;

x_4 – наявність дітей, бали;

x_5 – освітній рівень, бали;

x_6 – зайнятість, бали;

x_7 – місце проживання респондента, бали;

x_8 – середньомісячний особистий дохід респондента, бали.

Результати множинного регресійного аналізу представлені в додатках О, П. Коефіцієнт детермінації для моделі складає 0,18, що говорить про те, що 18,0% дисперсії величини готовності платити описується дисперсією незалежних факторів, тобто 18% поведінки готовності платити пояснюється поведінкою незалежних факторів $x_1, \dots, x_8$. Розрахункове значення F-критерію Фішера становить 3,18 (критичне значення $F_{8; 128; 0,05} = 1,94$), тому отримана модель адекватна. Однак, при цьому t-статистика показала незначущість таких факторів, як: x_1 (вікові категорії), x_3 (сімейний стан респондента) x_4 (наявність дітей), x_5 (освітній рівень), x_6 (зайнятість) та x_8 (середньомісячний особистий дохід респондента) розрахункове значення t-статистики для цих коефіцієнтів становило для x_1 - 0,34, для x_3 - 1,00, для x_4 - 1,31, для x_5 - 0,04, для x_6 - 1,60 та для x_8 , - 0,08 тоді як критичне значення $t_{128; 0,05} = 1,660$. Тому ці фактори було виведено з моделі. Всі не значущі фактори було вилучено поступово.

Після того як незначущий фактор x_5 було виведено з моделі, ми отримали наступну модель:

$$\hat{Y} = 2,19x_1 - 6,48x_2 + 19,50x_3 - 21,74x_4 + 3,23x_6 - 11,70x_7 + 2,84x_8 \quad (2,8)$$

Коефіцієнт детермінації дорівнює - 0,17, тобто в моделі 17% дисперсії величини готовності платити описується дисперсією незалежних факторів. Збільшився F-критерій Фішера, він становить 3,49 (критичне значення $F_{7; 128; 0,05} = 3,0$).

Наступним нашим кроком було видалення з моделі таких факторів, як x_1 (вікові категорії), x_3 (сімейний стан респондента), x_4 (наявність дітей), x_6 (зайнятість), x_8 (середньомісячний особистий дохід респондента). У табл. 2.10 відображено зміни моделі після кожного кроку покрокового регресійного аналізу у додатку Є подані відповідні розрахунки.

Таблиця 2.10

Результати покрокового регресійного аналізу

Кількість Факторів	Значення F- критерію	Рівняння регресії
8	2,57	$\hat{Y} = 1,54x_1 - 7,09x_2 + 18,98x_3 - 21,28x_4 + 3,86x_5 + 3,58x_6 - 12,27x_7 + 2,72x_8$
7	2,87	$\hat{Y} = 2,19x_1 - 6,48x_2 + 19,50x_3 - 21,74x_4 + 3,23x_6 - 11,70x_7 + 2,84x_8$
6	3,04	$\hat{Y} = - 6,39x_2 + 19,80x_3 - 19,92x_4 + 3,09x_6 - 11,70x_7 + 3,24x_8$
5	3,50	$\hat{Y} = - 6,81x_2 - 7,32x_4 + 2,22x_6 - 11,25x_7 + 3,41x_8$
4	4,35	$\hat{Y} = - 6,77x_2 + 2,47x_6 - 11,21x_7 + 2,68x_8$
3	5,50	$\hat{Y} = - 7,02x_2 - 12,81x_7 + 0,50x_8$
2	7,60	$\hat{Y} = - 7,19x_2 - 12,49x_7$

Виконавши покроковий регресійний аналіз, ми отримали оптимізацію моделі, оскільки коефіцієнт детермінації після виключення кожного чинника змінювався доки не дійшов значення 0,07, а це означає, що виведені з моделі фактори не мали істотного впливу на залежну змінну (величину готовності платити), а 7% дисперсії величини готовності платити пояснюється дисперсією незалежних факторів x_2 , x_7 . Це означає, що величина готовності платити на 7% залежить від статі та освітнього рівня респондентів.

Отриману модель можна трактувати наступним чином: за умови зміни статі респондента ГП зменшиться на 7,19%, а з зміною місця проживання ГП зменшиться на 12,49% (з точністю $\alpha=0,05$). Отже, модель вказує на залежність між готовністю платити за підтримання та покращення гідрологічних послуг і статтю а також його місцем проживання. Залежність ГП від незалежних факторів зображено в додатках Е, Є.

Якщо респонденти не бажають платити за підтримання та покращення гідрологічних функцій лісу, то їм необхідно було вказати причину відмови. Серед опитаних у Львівській області платити відмовилось 22 респонденти. З них 54% (12 чол.) вважають, що це має фінансуватись виключно з державного бюджету, 18% (4 чол.) впевнені, що це питання компетентності громадських організацій, 18% (4 чол.) це питання взагалі не хвилює, і 10% (2 чол.) не зрозуміли дане запитання.

Останнім досліджуваним фактором стало питання готовності платити в рік. На рис. 2.17 показана динаміка готовності платити грн./рік.



Рис. 2.17. Динаміка готовності платити.

Проаналізувавши даний графік можна зробити висновок, що: 21-28% (від 23 до 31 чол.) респондентів готові платити 100-300грн./рік. 15-25 грн./рік готові платити 1,8% респондентів. 7-11% готові платити від 50 до 75 грн./рік.

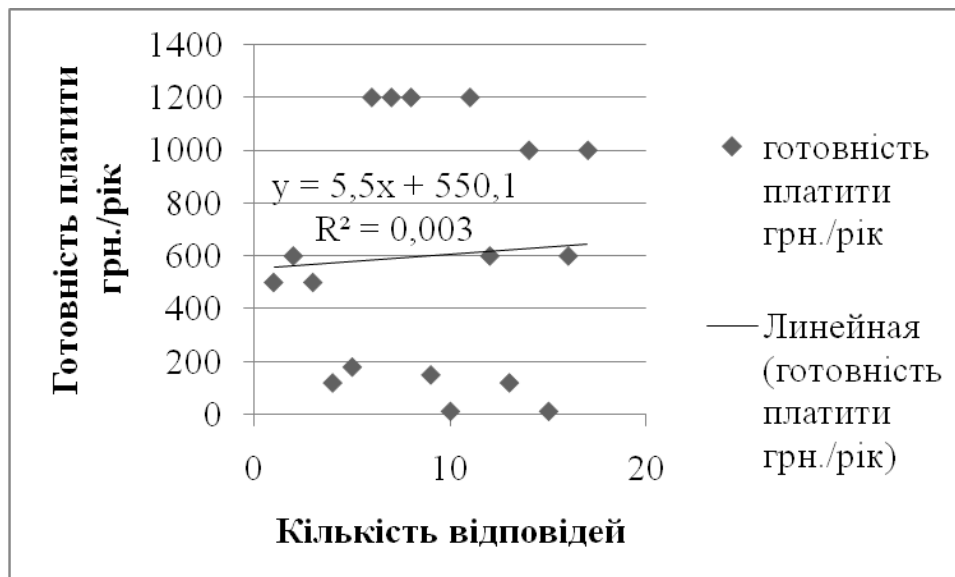


Рис. 2.18. Динаміка готовності платити.

Серед запропонованих відповідей була графа "інша відповідь". 17 респондентів запропонували іншу суму за підтримання та покращення гідрологічних послуг лісу, динаміка відповідей показана на рис.2.18.

Метою даного дослідження було порівняти отримані в різних регіонах відповіді на питання стосовно визначення важливості та грошової вартості певних послуг та функцій лісових екосистем.

Порівняльна характеристика щодо відповідей на питання важливості проблем довкілля подана в табл. 2.11.

Таблица 2.11

Порівняльна характеристика двох об'єктів дослідження

Фактори	Дніпропетровська обл. / Львівська обл.		
	Важливо, %	Мало важливо, %	Не важливо, %
Наскільки важливі проблеми довкілля	90,67 / 90,67	6,67 / 9,33	2,67 / 0
Регулювання складу атмосфери	91,4 / 92,7	7,3 / 6,7	1,3 / 0,6
Регулювання клімату	88,7 / 84,7	9,3 / 14,7	2 / 0,6
Регулювання гідрологічного балансу території	82 / 82,7	12 / 16	6 / 1,3
Постачання води	92 / 91,3	7,4 / 7,4	0,6 / 1,3
Підтримання гідрологічного балансу території	79,4 / 70,7	16,6 / 26,7	4 / 2,6
Запобігання ерозії	80 / 74,7	16,6 / 23,3	3,4 / 2
Ґрунтоутворення	79,3 / 78	18 / 20,7	2,7 / 1,3
Обмін поживними речовинами	88,7 / 77,3	8,6 / 21,4	2,7 / 1,3
Поглинаюча здатність	87,4 / 78,7	11,3 / 20	1,3 / 1,3
Запилення рослин	83,4 / 81,4	12,6 / 15,3	4 / 3,3
Біологічна різноманітність	84,7 / 72	14 / 27,3	1,3 / 0,7
Джерело харчових ресурсів	88,7 / 86	9,3 / 12	2 / 2

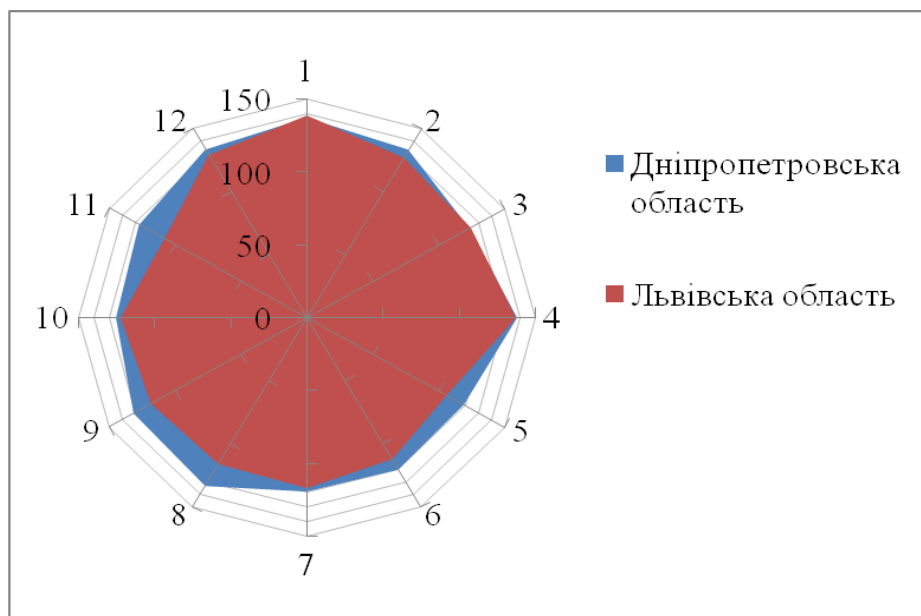


Рис. 2.19. Графічна інтерпретація порівняльної оцінки найважливіших послуг та функцій екосистем проведена в двох різних природних зонах України.

Аналізуючи даний графік можна зробити висновок, що в Дніпропетровській області більше респондентів дбають про довкілля та вважають більш важливими певні послуги та функції екосистем, ніж в Львівській. У Львівській області населення менше приділяє увагу значенню послуг та функцій екосистем, можливо тому що екологічний стан цієї території є порівняно кращий ніж в попередній природній зоні.

Щодо питання, яким чином населення повинно сприяти покращенню стану лісових екосистем, порівняння отриманих даних показано на рис. 2. 20.

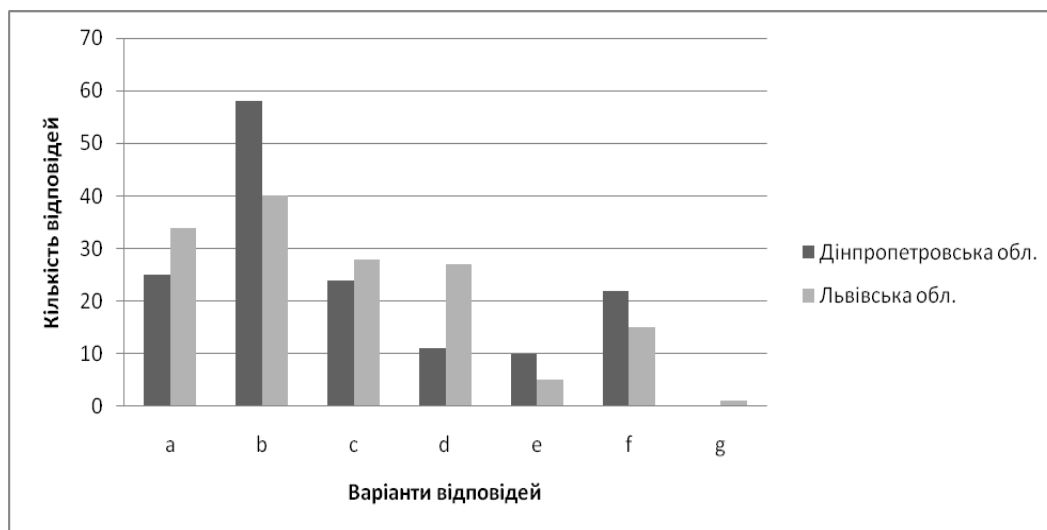


Рис. 2.20. Порівняльна оцінка двох об'єктів дослідження щодо питання сприяння покращенню стану лісових екосистем.

Буквами а, b, с, d, е, f, g позначено по порядку варіанти відповідей: а - внесенням обов'язкових спеціальних платежів; b- добровільними грошовими внесками; с- добровільно виконаною працею; d- це питання виключно органів лісового господарства; е- це питання органів комітету водного господарства; f- це питання органів місцевого самоврядування; g- інша відповідь.

В обох об'єктах дослідження найбільша частина відповідей респондентів щодо питання, "яким чином населення повинне сприяти покращенню стану лісових екосистем", була відповідь "внесення добровільних грошових внесків". Причому в Дніпропетровській області цей показник більший ніж в Львівській, 38,7% та 26,7%. відповідно. Наступною за рейтингом отримана відповідь а. Це говорить про те, що респонденти згодні на внесення обов'язкових спеціальних платежів. Слід відзначити, що у Львівській області цей показник є більшим ніж у Дніпропетровській на 6%. Відповідь щодо сприяння у сфері добровільно виконаної праці" ми отримали у 18,7% респондентів у Львівській та 16% респондентів у Дніпропетровській області. Це говорить про те, що у Львівській області респонденти у більшій мірі згодні на допомогу власними силами, ніж у Дніпропетровській. 18% респондентів у Львівській області вважають, що це питання виключно органів лісового господарства, у Дніпропетровській цей показник становить лише 7%, пояснюється це відсутністю розвинутого лісового сектору на території області. Щодо питання про компетенції органів комітету водного господарства, то покласти на нього вищу відповідальність бажає 7% респондентів у Дніпропетровській та 3,4% респондентів у Львівській. Пояснюється це більш регіональною специфікою функціонування цього комітету. У Дніпропетровській області 14,6% респондентів вважають що це питання стосується суто органів місцевого самоврядування, у Львівській області цей показник становить лише 3,4%. Це свідчить про більшу довіру населення до органів місцевого самоврядування у Дніпропетровській області.

На прохання оцінити за важливістю гідрологічні функції лісів були отримані такі відповіді. Найважливішою послугою на думку населення і Дніпропетровської (94,7%) і Львівської області (95,3%) є підвищення якості питної води. Надалі результати розташувались таким чином. 86,7% у Львівській області отримала відповідь "регулювання рівня водного потоку", а у Дніпропетровській на другому місці з значимістю розташувалась відповідь забезпечення водою в посушливі сезони (83,3%). Це говорить про різницю та специфіку клімату в різних регіонах. Респонденти розташовують значимість залежно від проблем, або не отримання певних послуг. Наприклад, у Дніпропетровській області в посушливий літній період існують проблеми з недостатнім забезпеченням водою, відповідно у Львівській області часто постає проблема повеней та розливу річок. Питання продуктивності вод цікавить населення в обох регіонах найменше. На рис. 2.21 показана графічна інтерпретація отриманих даних

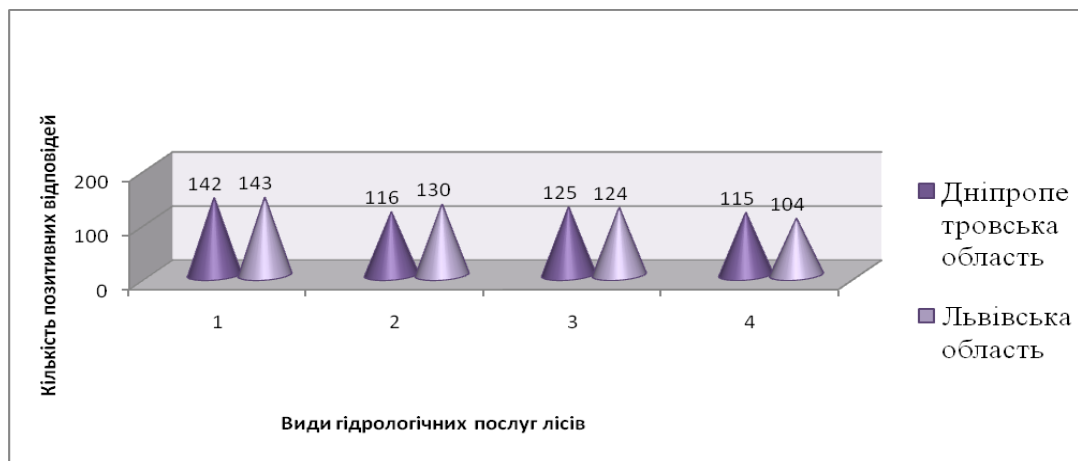


Рис. 2.21. Порівняльна характеристика важливості гідрологічних послуг лісів.

На питання "Чи доцільно створити спеціалізований орган, який би відповідав за збір коштів на покращення стану лісових екосистем на всій території країни?" відповіді розподілились наступним чином: 76% респондентів у Львівській області підтримують ідею створення такого органу, у Дніпропетровській згодні його створити 72% респондентів. Це говорить про дещо меншу зацікавленість у створенні відповідних структур жителів Дніпропетровської області та про більшу населення Львівської області (рис. 2.22).

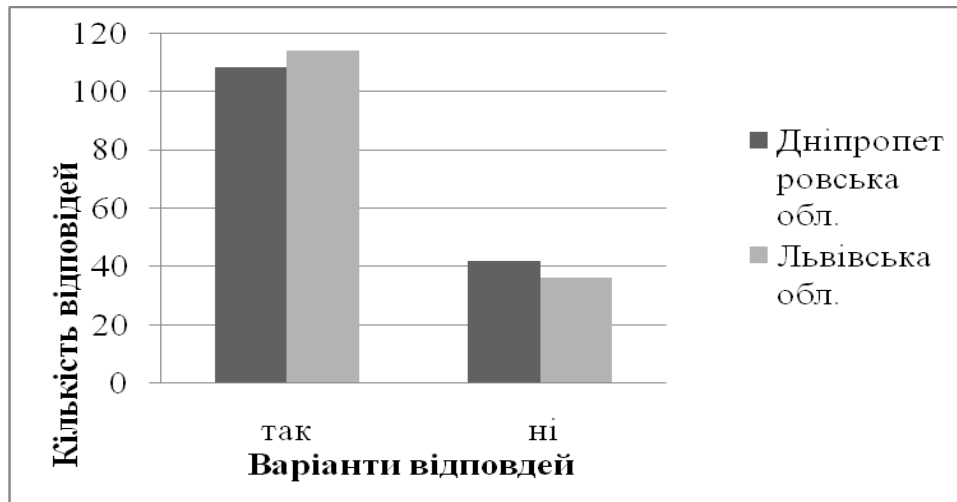


Рис. 2.22. Порівняльний розподіл відповідей щодо питання створення спеціалізованого органу в Україні.

Щодо питання створення аналогічного за функціонуванням органу в окремому регіоні 73% опитаних респондентів у Дніпропетровській області вважають, що доцільно створити такий орган, у Львівській області цієї думки дотримуються лише 68,7% респондентів (рис. 2.23).



Рис. 2.23. Порівняльна оцінка відповідей респондентів щодо питання створення спеціалізованого органу в окремому регіоні.

Наступним чинником, який ми досліджували є готовність платити респондента в місяць та в рік. За допомогою покрокового регресійного аналізу ми визначили залежність між готовністю платити та незалежними чинниками, такими як: вік респондента, стать, сімейний стан респондента, наявність дітей, рівень освіти, зайнятість, місце проживання та особистий дохід. Побудувавши модель для обох об'єктів дослідження ми виявили, що у Дніпропетровській області на готовність платити впливають рівень освіти та зайнятість, а у Львівській – стать та місце проживання. Модель готовності платити для Дніпропетровської області виглядає так: $\hat{Y} = 4,45x_5 + 2,09x_6$, а для Львівської області: $\hat{Y} = -7,19x_2 - 12,49x_7$. Щодо питання готовності платити грн./рік, як і у Дніпропетровській (33,3%) так і у Львівській області (28%) найбільше відповідей припало на 100грн./рік. 25% респондентів у Львівській області згодні платити 200грн./рік, у Дніпропетровській області цей показник значно менший, лише 8,7%. 300грн./рік у Львівській області згодні платити 21%, а у Дніпропетровській 4,76%. 15,9% респондентів у Дніпропетровській області згодні платити 75грн./рік, у

Львівській області це лише 11%. Можна зробити висновок, що більшість респондентів в обох областях згодні платити 100грн./рік.

Якщо респондент не бажав платити за покращення та підтримання гідрологічних послуг лісів, той йому необхідно було вказати причину відмови. У Дніпропетровській області відмовилось платити 15 респондентів, а у Львівській 22 респонденти. В обох об'єктах дослідження основною причиною відмови стала відповідь - "це має фінансуватися з державного бюджету".

Респондентам пропонувалось самим обрати суму, яку вони готові платити за гідрологічні послуги лісу. Грошовий еквівалент коливався від 2 до 1200 грн./рік. В Дніпропетровській області таку відповідь обрали 9 респондентів, а у Львівській 15.

2.4. Економічна оцінка послуги лісових екосистем щодо продукування питної води

Економічна оцінка еколого-соціальних функцій лісових екосистем характеризує суспільні вигоди, що надаються лісами, або витрати (втрати), що виникають при зменшенні лісового покриття. Об'єктом економічного оцінювання є не окремий прояв взаємозалежності між компонентами біогеоценозу, а окрема зміна суспільного добробуту, що може бути наслідком прояву кількох впливів лісу. Лісову екосистему слід розглядати як актив, що упродовж року дає потік певних економічних вигод.

Поточна економічна оцінка еколого-соціальних функцій лісової екосистеми – це цінність річного потоку послуг, що нею надаються. Нами виконана така оцінка для вододілу (додаток 1) в межах національного природного парку «Північне Поділля» - розташованого на території Бродівського, Буського та Золочівського районів Львівської області. Площа парку становить 15587,92 га, у тому числі надано у постійне користування 5434,4 га. Підпорядкований Міністерству екології та природних ресурсів України. Через національний природний парк «Північне Поділля» проходить Головний Європейський вододіл. Тут бере початок ріка Західний Буг, яка пізніше впадає в Балтійське море і витікають ріки, Стир, Серет, Іква, які впадають в Чорне море.

Поточна економічна оцінка певної еколого-соціальної функції лісової екосистеми (ЕОп), в грн., визначається згідно з таким загальним підходом:

$$EO_{\text{п}} = P_{\text{ф}} * Ц, \quad (2.4.1)$$

де $P_{\text{ф}}$ – річна продуктивність певної функції, в натуральних одиницях;
 $Ц$ – цінність одиниці продуктивності функції, грн.

Загальна продуктивність певної функції лісу ($P_{\text{заг}}$) – це кількісна її характеристика, встановлена для всієї екосистеми, в натуральних одиницях за рік. Базою для порівняння при цьому є відсутність лісового покриття.

Середня продуктивність функції ($P_{\text{сер}}$) - це кількісна її характеристика, встановлена для 1 га лісу, визначається шляхом ділення загальної продуктивності ($P_{\text{заг}}$) на площу лісового насадження ($S_{\text{л}}$), в натуральних одиницях за рік.

$$P_{\text{сер}} = P_{\text{заг}} / S_{\text{л}} \quad (2.4.2.)$$

Базою для порівняння при цьому є відсутність лісового покриття. Величину цінності одиниці продуктивності $Ц$ рекомендується визначати за ефектом від використання еколого-соціальної функції відповідно до діючих ринкових цін або прогнозу їх коливань. Необхідною умовою при цьому є відсутність деформацій на ринку. Економічна оцінка встановлюється виходячи з припущення, що зміна обсягу пропозиції еколого-соціальної функції не вплине на рівень цін.

Поточна середня економічна оцінка (ЕОсер) – це цінність потоку вигод, що припадає на 1 га площі лісового насадження, порівняно з відсутністю лісового покриття, грн./ га в рік:

$$EO_{сер} = EO_{заг} / S_{л} \quad (2.4.3.)$$

де $S_{л}$ – вкрита лісом площа, га.

Першим етапом оцінювання є кількісне вимірювання продуктивності водоохоронної функції лісу – загального приросту підземного стоку на водозборі.

Зміна водного балансу на водозборі під впливом лісу порівняно з безлісним водозбором описується рівнянням:

$$\Delta C_{Г} = \Delta O - \Delta C_{П} - \Delta B, \quad (2.4.4.)$$

де $\Delta C_{Г}$ – приріст ґрунтового стоку під впливом лісу, мм;

ΔO – збільшення опадів під впливом лісу, мм;

$\Delta C_{П}$ – зміна поверхневого стоку під впливом лісу, мм; є від'ємною величиною, оскільки поверхневий стік зменшується;

ΔB – збільшення загального випаровування, мм.

Приріст ґрунтового стоку під впливом лісу порівняно з безлісним водозбором і загальна продуктивність водоохоронної функції для кожного рівня лісистості (вкритої лісом площі на водозборі) обчислюється у такому порядку:

- 1) встановлення базових нормативів впливу лісу на складові водного балансу $\Delta O_{баз}$ (%), $\Delta C_{Пбаз}$ (%), $\Delta B_{баз}$ (мм) для рівня лісистості 100 %;
- 2) розрахунок скоригованих нормативів ΔO_{100} (%), $\Delta C_{П100}$ (%), ΔB_{100} (мм) для рівня лісистості 100 % на основі базових нормативів $\Delta O_{баз}$, $\Delta C_{Пбаз}$, $\Delta B_{баз}$;
- 3) розрахунок опадів $O_{б}$ і поверхневого стоку $C_{Пб}$ на безлісному водозборі, мм;
- 4) розрахунок нормативів впливу лісу для i -го рівня лісистості водозбору ΔO_i (мм), $\Delta C_{Пi}$ (мм), ΔB_i (мм) на основі показників водного балансу $O_{б}$, $C_{Пб}$, нормативів зміни водного балансу ΔO_{100} , $\Delta C_{П100}$, ΔB_{100} та коефіцієнта R_i , що враховує рівень лісистості;
- 5) розрахунок приросту ґрунтового стоку $\Delta C_{Гi}$ на основі ΔO_i , $\Delta C_{Пi}$, ΔB_i для кожного рівня лісистості (вкритої лісом площі на водозборі);
- 6) розрахунок загальної продуктивності водоохоронної функції лісу (приросту ґрунтового стоку, м3) на основі $\Delta C_{Гi}$ для кожного рівня лісистості (вкритої лісом площі на водозборі).

Базові нормативи впливу лісу на складові водного балансу $\Delta O_{баз}$, $\Delta C_{Пбаз}$, $\Delta B_{баз}$ для рівня лісистості 100 % порівняно з безлісним водозбором встановлюються для рівнинних умов згідно з додатком А.

Скориговані значення ΔO_{100} , $\Delta C_{П100}$, ΔB_{100} для рівнинної частини (до 400 м над рівнем моря) обчислюються за такими формулами:

а) норматив ΔO_{100} (%) приймається рівним $\Delta O_{баз}$;

б) норматив $\Delta C_{П100}$ розраховується за формулою:

$$\Delta C_{П100} = \Delta C_{Пбаз} * (1,1 * K_d + 0,9 * K_c) \quad (2.4.5)$$

де K_d – частка у площі водозбору дубових типів лісу (відповідають суглинистим, глинистим ґрунтам), частка одиниці;

K_c – частка у площі водозбору соснових типів лісу (відповідають піщаним, супіщаним ґрунтам), частка одиниці;

в) норматив ΔB_{100} розраховується за формулою:

$$\Delta B_{100} = \Delta B_{баз} * K_d \quad (2.4.6)$$

Оскільки нормативи ΔO_{100} і $\Delta C_{П100}$ встановлено у відносних одиницях (у відсотках від величини опадів і поверхневого стоку за нульової лісистості), необхідно визначити абсолютне значення опадів ($O_{б}$) і поверхневого стоку ($C_{Пб}$) на безлісному водозборі за формулами (приведення до нульової лісистості):

$$O_{б} = O_{іл} / (1 + \Delta O_{100} * R_{oid} * 10^{-2}) \quad (2.4.7)$$

де $O_{іл}$ – середньобогаторічна величина опадів за існуючої лісистості водозбору, зафіксована гідрометричним постом, мм; (додаток В)

Roід - коригувальний коефіцієнт, що враховує зміну впливу лісу на опади для існуючого рівня лісистості водозбору (додаток Б); встановлений в частках від ΔO100.

$$СПб = СПіл / (1 - ΔСП100 * Rспіл * 10^{-2}) \text{ (мм)}, \quad (2.4.8)$$

де СПіл - середньобаторічна величина поверхневого стоку за існуючої лісистості водозбору, зафіксована гідрометричним постом; (додаток В)

Rспіл - коригувальний коефіцієнт, що враховує зміну впливу лісу на поверхневий стік для існуючого рівня лісистості водозбору (додаток Б); встановлений в частках від ΔСП100.

Розрахунок абсолютного значення зміни складових водного балансу ΔOі, ΔСПі, ΔВі для і-го рівня лісистості (вкритої лісом площі на водозборі) порівняно з безлісним водозбором здійснюється за формулами:

$$ΔOі = Oб * ΔO100 * Roі * 10^{-2} \text{ (мм)}, \quad (2.4.8)$$

$$ΔСПі = СПб * ΔСП100 * Rспі * 10^{-2} \text{ (мм)}, \quad (2.4.9)$$

$$ΔВі = ΔВ100 * Rві \text{ (мм)}, \quad (2.4.10)$$

де Roі, Rспі, Rві - коригувальні коефіцієнти, що враховують зміну впливу лісу на відповідну складову водного балансу (опади, поверхневий стік, випаровування) для і-ого рівня лісистості водозбору (додаток Б); встановлені в частках від значень зміни водного балансу для суцільно залісненого водозбору ΔO100, ΔСП100, ΔВ100.

Приріст ґрунтового стоку ΔСГі для і-го рівня лісистості обчислюється за формулою:

$$ΔСГі = ΔOі - ΔСПі - ΔВі \text{ (мм)}. \quad (2.4.11)$$

Загальна продуктивність водоохоронної функції лісу, тобто об'єм додатково отриманих (порівняно з безлісним водозбором) водних ресурсів Wi в маловодний меженний період для і-ого рівня лісистості водозбору, в м3, обчислюється за формулою:

$$Wi = ΔСГі * Svз * 103 \text{ (м3)}, \quad (2.4.12)$$

де Svз – площа водозбору, км2.

Середня продуктивність водоохоронної функції (Qсі), що виконується одним гектаром лісу, в м3/га, для і-го рівня лісистості визначається за формулою:

$$Qсі = Wi / Sлі, \quad (2.4.13)$$

де Sлі - вкрита лісом площа на водозборі за і-го рівня лісистості, га

$$Sлі = Svз * Лі / 100, \text{ (га)} \quad (2.14)$$

де Лі - і-ий рівень лісистості, %.

Залежно від потреб аналізу Qсі, м/га, може бути обчислено також без визначення загальної продуктивності за формулою (Врублевська, Кульчицький 2007) :

$$Qсі = (ΔСГі * 103) / Лі \quad (2.4.15)$$

Встановлюємо базові нормативи впливу лісу на складові водного балансу ΔОбаз (%), ΔСПбаз (%), ΔВбаз (мм) для рівня лісистості 100 % (дод. А).

$$ΔОбаз = 8,8 \text{ \%};$$

$$ΔСПбаз = 65\%;$$

$$ΔВбаз = 81 \text{ мм};$$

Розраховуємо скориговані значення ΔO100, ΔСП100, ΔВ100 для рівня лісистості 100 % на основі базових нормативів ΔОбаз, ΔСПбаз, ΔВбаз = 100 мм:

$$ΔO100 = ΔОбаз = 8,8 \text{ \%}$$

$$ΔСП100 = ΔСПбаз * (1,1 * 0,83 + 0,9 * 0,17) = 1,066 * 65\% = 69,29\%$$

$$ΔВ100 = 81 \text{ мм} * 0,83 = 67,23 \text{ мм}$$

Визначаємо абсолютне значення опадів Об і поверхневого стоку СПб на безлісному водозборі, мм:

$$Oб = 730 \text{ мм} / (1 + 8,8\% * 1 * 10^{-2}) = 670,95 \text{ мм}$$

$$СПб = 6,27 \text{ мм} / (1 - 69,29\% * 0,995 * 10^{-2}) = 20,16 \text{ мм}$$

Розраховуємо абсолютні значення зміни складових водного балансу ΔOі (мм), ΔСПі (мм), ΔВі (мм) для і – го рівня лісистості порівняно з безлісним водозбором:

$$ΔO78 = 670,95 \text{ мм} * 8,8 \text{ \%} * 1 * 10^{-2} = 59,04 \text{ мм}$$

$\Delta CП78 = 20,16 \text{ мм} * 69,29\% * 0,985 * 10^{-2} = 13,76 \text{ мм}$ ($\Delta CП$ має мінусове значення);

$$\Delta B78 = 67,23 \text{ мм} * 0,955 = 64,2 \text{ мм}$$

Розраховуємо приріст ґрунтового стоку $\Delta CГ$ для i-го рівня лісистості:

$$\Delta CГ78 = 59,04 \text{ мм} - (-13,76 \text{ мм}) - 64,2 \text{ мм} = 8,62 \text{ мм}$$

Розраховуємо загальну продуктивність водоохоронної функції лісу:

$$W78 = 8,62 \text{ мм} * 7,118 \text{ км}^2 * 103 = 61357 \text{ м}^3.$$

Розраховуємо середню продуктивність водоохоронної функції лісу:

$$Qc78 = 61357 \text{ м}^3 / 555,2 \text{ га} = 110,5 \text{ м}^3/\text{га} \text{ (за рік)}$$

$$Qc78 = 110,5 \text{ м}^3/\text{га} \text{ (рік)} = 9,2 \text{ м}^3/\text{га} \text{ (за місяць)}$$

$$Sp78 = (711,8 \text{ га} * 78\%) / 100 = 555,2 \text{ га}$$

Визначаємо економічну оцінку функції лісу щодо продукування питної води:

$$EOп = 110,5 \text{ м}^3/\text{га} * 228 \text{ грн} = 25\,194 \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га} \text{ (за рік)}$$

$$EOп = 9,2 \text{ м}^3/\text{га} * 19 \text{ грн} = 174,8 \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га} \text{ (за місяць)}$$

2.5 Дослідження готовності платити за якісну питну воду очищену лісом

Дослідження проводилось у межах національного природного парку «Північне Поділля» - розташованого на території Бродівського, Буського та Золочівського районів Львівській області. Було проведено опитування 100 респондентів.

Для визначення готовності населення платити використовували метод умовного оцінювання й такі основні його етапи:

7. Формування гіпотетичного ринку для визначення ГП, забезпечення інформацією респондентів про аспекти гіпотетичного ринку, визначення засобів/сценаріїв плати.
8. Вибір методики за допомогою якої будуть отримані відповіді на запитання анкети: відкрито-завершені питання, закрито-завершений референдум (відповіді так/ні).
9. Розрахунок середніх значень величини готовності платити.
10. Оцінювання кривої запропонованої покупцем ціни. Параметри цієї кривої можна оцінити методами регресійного аналізу, використовуючи величину ГП як залежну змінну і ряд незалежних змінних (сімейний стан, вік, дохід, стать, зайнятість, освіта, та ін.)
11. Логічний підсумок отриманих даних. Визначається загальна економічна вартість з урахуванням обох її елементів: вартості використання та вартості існування.
12. Аналіз отриманих результатів. Аналізують отримані дані на предмет логічної узгодженості, оцінюють правдоподібність відповідей респондентів, перевіряють наявність гіпотетичних, стратегічних, чи інструментальних відхилень у відповідях.

Для дослідження готовності платити було розроблено відповідну анкету (додаток Д). Розроблена анкета містила 8 основних питань та 6 питань загальної інформації про респондента.

Запитання в анкеті були закрито-завершеного типу. Було опитано респондентів різного віку. Усі респонденти ретельно відповіли на запитання анкети, тобто відсоток участі респондентів у дослідженні дорівнює 100%. Дослідження проводились шляхом анкетного опитування віч-на-віч з респондентом та електронного опитування.

На запитання «Чи купуєте Ви воду?» 65 респондентів відповіли «так, але лише мінеральну», 21 респондент відповів «кую і мінеральну, і очищену воду з автомату для розливу води», 14 респондентів відповіли «не купую».

Для визначення готовності платити використовуємо бальну шкалу. Кожний чинник, який впливає на готовність платити переводимо в бали. Наприклад, вікові категорії:

а) до 20 років – 1 бал;

б) 20-30 років – 2 бали;

- в) 30-55 років – 3 бали;
г) понад 55 років – 4 бали;

Аналогічно поділяємо освіту респондентів: 1 бал – загальна середня освіта, 2 бали – середня спеціальна освіта, 3 бали – незакінчена вища освіта, 4 бали – вища освіта, 5 балів – дві і більше вищих освіт; наявність екологічної освіти: так – 1 бал, ні – 0 балів; місце проживання: місто – 3 бали, селище міського типу – 2 бали, село – 1 бал; наявність дітей: є діти – 1 бал, немає дітей – 0 балів; середньомісячний дохід – до 1000 грн – 1 бал, від 1000 до 2500 грн – 2 бали, від 2500 до 4000 грн – 3 бали, більше 4000 грн – 4 бали.

Також використовуємо бальну шкалу для готовності платити: не готовність платити – 0 балів, готовність платити менше 20 грн – 1 бал, від 20 грн до 50 грн – 2 бали, від 50 грн до 100 грн – 3 бали, більше 100 грн – 4 бали.

Для дослідження впливу всіх шести незалежних факторів на величину ГП ми провели кореляційно-регресійний аналіз.

Для дослідження кореляційного зв'язку між незалежною та залежною змінними необхідно побудувати кореляційні поля. Кореляційне поле – це координатна площина з нанесеними на неї точками, які відповідають значенням випадкових величин X та Y . По розташуванню точок на кореляційному полі можна в першому наближенні зробити припущення про наявність, форму і щільність зв'язку між випадковими величинами [10].

Проаналізуємо готовність населення платити в залежності від доходу респондентів (рис. 2.37.). Графічні зображення залежності готовності платити від інших факторів подані в дод. Е.

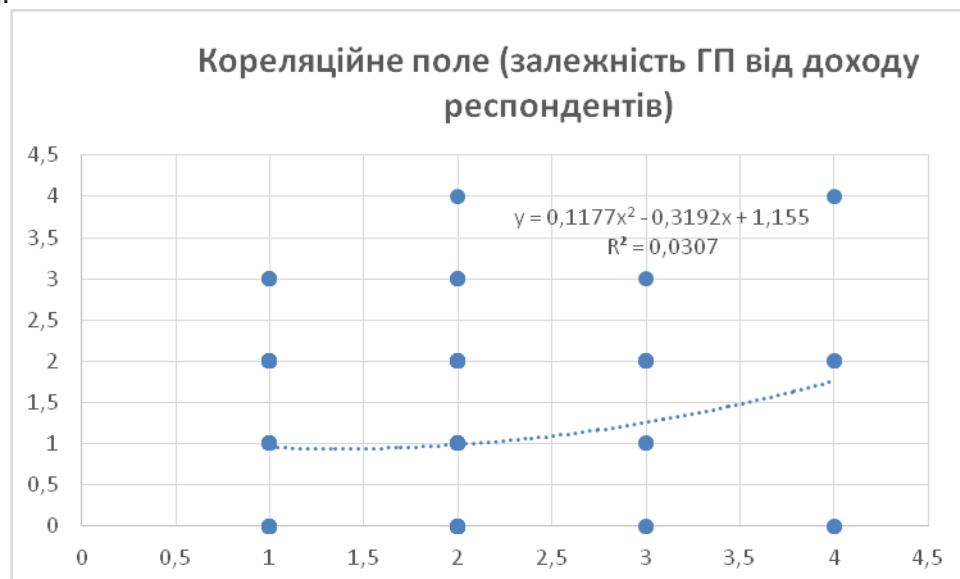


Рис. 2.24

З даного рисунку можна зробити висновок про нелінійний зв'язок між досліджуваними змінними, величина величина Y (готовність платити, грн./міс.) спочатку не зростає разом з X (дохід, грн./міс.), але пізніше X і Y зростають водночас.

Складемо рівняння парної регресії виду $y = b_1X + b_0$, де b_0 , b_1 – вибіркові оцінки коефіцієнтів регресії:

$$Y = 0,1177x^2 - 0,3192x + 1,155$$

$$R^2 = 0,031.$$

Між величинами готовності платити та рівнем доходу існує прямий зв'язок при R^2 (коефіцієнт детермінації) = 0,031. Це означає, що зміна величини готовності платити обумовлена зміною величини доходу на 3%.

За допомогою пакету «АНАЛИЗ ДАННЫХ» табличного процесору Excel побудуємо таблицю дисперсійного аналізу ANOVA для того, щоб оцінити коефіцієнти регресії для змінних $X_1 - X_6$ (дод. Ж).

Множинний коефіцієнт кореляції = 0,45, що свідчить про середній кореляційний зв'язок між незалежними змінними X та залежною змінною Y .

Коефіцієнт детермінації (R^2) = 0,2, який означає, що зміна величини Y (готовності платити) лише на 20% поясненна змінними X . Решта 80% залишаються непоясненими (тобто на них впливають невідомі чинники). Нормований R^2 є скоригованим на кількість опитуваних і становить 0,16.

Лінійне рівняння множинної регресії має вигляд:

$$Y = -0,154x_1 + 0,362x_2 + 0,087x_3 + 0,053x_4 - 0,095x_5 + 0,077x_6 + 0,127$$

(-1,053) (3,42) (0,344) (0,394) (-0,361) (0,539) (0,307)

$F = 4,027$; $R^2 = 0,2$.

Оскільки показник значимості $F < 0,05$, то наша модель є статистично значущою.

Для оцінки значущості коефіцієнтів знаходимо критичні значення розподілу Ст'юдента для рівня значущості 0,05 і числа ступенів свободи $df = n - k - 1 = 100 - 6 - 1 = 93$. Критичне значення можна знайти у таблиці Ст'юдента воно становить 1,984. Фактичне значення t -статистики необхідно порівняти з табличним. Якщо $|t_{\text{факт}}| > t_{\text{табл}}$, то гіпотеза H_0 відкидається (тобто оцінка параметра є відмінною від 0). В даному випадку фактичне значення t -статистики змінних X_1 не перевищує значення $t_{\text{табл}}$. ($|-1,053| < 1,984$), отже коефіцієнти є незначущими.

Також оцінити значущість коефіцієнтів можна за величиною P -статистики (ймовірність можливості хибного висновку на основі одержаних даних), яка має бути меншою 0,05 (при довірчій ймовірності 95%). Отже, можна зробити висновок, що статистично значущою є лише змінна X_2 . Тобто на готовність платити статистично значущий вплив ($p = 0,95$) здійснює освіта респондента.

Для перевірки значущості (адекватності) множинного рівняння регресії використовується F -критерій Фішера.

Висуваємо нуль-гіпотезу та альтернативну гіпотезу: не всі коефіцієнти регресії одночасно дорівнюють нулю. Вибираємо рівень значущості $\alpha = 5\%$, отже, довірна ймовірність 0,95.

Табличне значення $F_{0,95;6;13} = 2,92$. Фактичне значення $F = 4,027$.

А показник значимості F менший за 0,05. Отже, можна зробити висновок про статистичну значущість моделі.

Проведено парний регресійний аналіз кожної незалежної змінної.

Регресійний аналіз для змінної X_1 (вік, роки).

Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від віку респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,08 (дод. З). Це свідчить про дуже слабкий зв'язок між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та X_1 (вік, грн/міс). Коефіцієнт детермінації складає 0,01 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто лише 1,0% нашої моделі є поясненими.

Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = -0,095x_1 + 1,281$$

(-0,82) (4,08)

$F = 0,67$; $R^2 = 0,01$.

Значимість $F > 0,05$, отже наша модель є статистично незначущою.

Порівнюємо фактичне значення t -статистики з табличним при рівні значущості $\alpha=0,05$. Тоді з довірчою ймовірністю 0,95 знаходимо табличне значення t для $n-2$ ступенів свободи, $t_{\text{табл.}}=1,984$. Якщо $|t_{\text{факт}}| > t_{\text{табл.}}$, то гіпотеза H_0 відкидається (тобто оцінка параметра є відмінною від 0). В даному випадку фактичне значення не перевищує табличне ($-0,82 < 1,984$), а тому коефіцієнт регресії є статистично значущим.

P -значення для змінної X_1 (дохід) становить 0,41 і є більшим, ніж рівень значущості $\alpha=0,05$ ($P_{\text{знач}} < 0,05$), отже коефіцієнт регресії є статистично значущим.

Регресійний аналіз для змінної X_2 (освіта). Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від освіти респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,41 (дод. І). Це свідчить про середній зв'язок між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та X_2 (освіта, роки). Коефіцієнт детермінації складає 0,17 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто 17% нашої моделі є поясненими.

Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = 0,38 X_2 - 0,09$$

$$(4,57) \quad (-0,36)$$

$$F = 20,92, R^2 = 0,17.$$

Значимість $F < 0,05$, отже наша модель є статистично значущою.

З отриманого рівняння регресії можна зробити висновок, що величина готовності платити респондентів з вищою освітою в середньому вища на 0,38 грн, ніж респондентів з нижчим рівнем освіти.

Фактичне значення t -статистики порівнюємо з табличним $t=1-\alpha$; $n-p-1$. Табличне значення t для $n-2$ ступенів свободи, $t_{\text{табл.}}=1,984$, оскільки значення $t_{\text{факт}} > t_{\text{табл.}}$ то коефіцієнт регресії є статистично значущим.

P -значення для змінної X_2 становить $1,4E-0,5$, є меншим рівня значущості $\alpha=0,05$ ($P_{\text{нач}} < 0,05$), отже коефіцієнт регресії є статистично значущим.

Регресійний аналіз для змінної X_3 (освіта екологічного спрямування). Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від екологічної освіти респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,19 (дод. ІІ) Це свідчить про дуже слабкий зв'язок між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та X_3 (освіта екологічного спрямування). Коефіцієнт детермінації складає 0,04 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто лише 4% нашої моделі є поясненими.

Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = 0,48 X_3 + 0,92$$

$$(1,97) \quad (7,53)$$

$$F = 3,86; R^2 = 0,194.$$

Значимість $F > 0,05$, отже наша модель є статистично не значущою.

Фактичне значення t -статистики порівнюємо з табличним $t=1-\alpha$; $n-p-1$. Обираємо рівень значущості $\alpha=0,05$. Тоді з довірчою ймовірністю 0,95 знаходимо табличне значення t для $n-2$ ступенів свободи, $t_{\text{табл.}}=1,984$, оскільки значення $t_{\text{факт}} < t_{\text{табл.}}$ то коефіцієнт регресії є статистично не значущим.

Р-значення для змінної Х3 становить 0,052, є більшим рівня значущості $\alpha=0,05$ ($P_{\text{нач}} > 0,05$), отже коефіцієнт регресії є статистично незначущим.

Регресійний аналіз для змінної Х4 (місце проживання). Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від місця проживання респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,25 (дод. К). Це свідчить про слабкий рівень кореляції між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та Х4 (місце проживання). Коефіцієнт детермінації складає 0,06 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто лише 6% нашої моделі є поясненими. Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = 0,31X_4 + 0,39$$

$$(2,55) \quad (1,42)$$

$$F = 6,53; R^2 = 0,06.$$

Значимість $F < 0,05$, отже наша модель є статистично значущою.

З отриманого рівняння регресії можна зробити висновок, що величина готовності платити респондентів з міста в середньому вища на 0,62 грн, ніж респондентів зі сільської місцевості.

Порівнюємо фактичне значення t-статистики з табличним при рівні значущості $\alpha=0,05$. Тоді з довірчою ймовірністю 0,95 знаходимо табличне значення t для n-2 ступенів свободи, $t_{\text{табл.}} = 1,984$. Якщо $|t_{\text{факт.}}| > t_{\text{табл.}}$, то гіпотеза H_0 відкидається (тобто оцінка параметра є відмінною від 0). В даному випадку фактичне значення перевищує теоретичне ($2,55 > 1,984$).

Р-значення для змінної Х4 (освіта) становить 0,01 і є нижчим, ніж рівень значущості $\alpha=0,05$. Можна зробити висновок про статистичну значущість рівняння.

Регресійний аналіз для змінної Х5 (наявність дітей). Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від наявності дітей респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,07 (дод. Л). Це свідчить про слабкий рівень кореляції між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та Х5 (наявність дітей). Коефіцієнт детермінації складає 0,005 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто менше 1% нашої моделі є поясненими.

Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = -0,152X_5 + 1,105$$

$$(-0,698) \quad (7,76)$$

$$F = 0,49; R^2 = 0,005.$$

Значимість $F > 0,05$, отже наша модель є статистично не значущою.

Порівнюємо фактичне значення t-статистики з табличним при рівні значущості $\alpha=0,05$. Тоді з довірчою ймовірністю 0,95 знаходимо табличне значення t для n-2 ступенів свободи, $t_{\text{табл.}} = 1,984$. Якщо $|t_{\text{факт.}}| > t_{\text{табл.}}$, то гіпотеза H_0 відкидається (тобто оцінка параметра є відмінною від 0), оскільки значення $t_{\text{факт.}} < t_{\text{табл.}}$, то коефіцієнт регресії є статистично не значущим.

Р-значення для змінної Х5 становить 0,48 і є більшим рівня значущості $\alpha=0,05$ ($P_{\text{нач}} > 0,05$), отже коефіцієнт регресії є статистично незначущим.

Регресійний аналіз для змінної Х6 (дохід). Як бачимо у таблиці дисперсійного аналізу залежності готовності платити від доходу респондентів множинний коефіцієнт кореляції становить 0,14. Це свідчить про дуже слабкий рівень кореляції між величинами Y (готовність платити, грн/міс) та Х6 (дохід). Коефіцієнт детермінації складає 0,02 (показує частку поясненої дисперсії в загальній). Тобто, лише 2 % нашої моделі є поясненими.

Лінійне рівняння парної регресії має такий вигляд:

$$Y = 0,19X_6 + 0,69$$

$$(1,48) \quad (2,62)$$

$$F = 2,19; R^2 = 0,02.$$

Значимість $F > 0,05$, отже наша модель є статистично не значущою.

Порівнюємо фактичне значення t -статистики з табличним при рівні значущості $\alpha=0,05$. Тоді з довірчою ймовірністю 0,95 знаходимо табличне значення t для $n-2$ ступенів свободи, $t_{\text{табл.}} = 1,984$. В даному випадку фактичне значення нижче теоретичного ($1,48 < 1,984$) коефіцієнт регресії є статистично не значущим.

P -значення становить 0,14 і є вищим, ніж рівень значущості $\alpha=0,05$. Можна зробити висновок про статистичну не значущість коефіцієнту.

Дослідивши вплив незалежних факторів на величину готовності платити, використовуючи кореляційно-регресійний аналіз, можна зробити висновок, що лише два коефіцієнти моделі, а саме освітній рівень та місце проживання є статистично значущими (як в множинній, так і в парній регресії). Тобто, найбільше готові платити жителі міста, менше селища і найменша готовність платити в жителів села і чим вищий рівень освіти тим більше респондент готовий платити за питну воду очищену лісом.

3. Вхідження на ринки екосистемних послуг лісів

3.1. Сучасний стан розвитку ринків послуг лісових екосистем

В той час як у світі існує багато інноваційних угод і контрактів, торгівля екосистемними послугами лісів все ще залишається на стадії зародження. Суспільство лише починає знаходити потенційні шляхи, якими ринки зможуть допомогти захистити послуги лісових екосистем і покращити добробут. Інноваційні інвестиції і програми повинні підтримуватися всіма сторонами – лісовласниками, які прагнуть отримати компенсацію, приватними інвесторами, котрі прагнуть знизити витрати і ризики, суспільними групами, які зацікавлені в гарантуванні довготривалої пропозиції екологічних послуг лісів, і урядами, котрі зацікавлені в існуванні суспільних благ. Досягнення цієї мети зумовлює необхідність в отриманні знань про ринкові підходи, формування установ і укладення угод.

Для того, щоб ефективно і справедливо функціонували всі ринки потребують спеціальних інститутів, які б здійснювали допоміжні послуги, такі як загальні аудиторські перевірки. Зацікавлені особи можуть адаптувати деякі інститути, які функціонують вже в інших сферах суспільного життя, але зрозуміло, що потрібно буде створювати інститути спеціально для ринків екологічних послуг лісів.

В основі ринкового розвитку лежить три інститути: методологія оцінки, права власності і реєстри та сертифікація. Стандартні інструменти вимірювання є необхідними, так як вони гарантуватимуть прозорість і стабільність – обов'язкові умови для розвитку ринку. Цінність прав власності в значній мірі залежить від існування формальних і об'єднаних реєстрів. Запис прав власності в реєстрах єдиним державним органом є важливим для зниження операційних ризиків. Реєстр містить персоніфіковані нумеровані записи науково підтверджених і вимірних екологічних послуг лісів. Крім гарантування прав власності, реєстр може засвідчити перед потенційними покупцями, що вимірювання і моніторинг проводились науковими методами. Формуючи записи своїх досягнень і встановлюючи номенклатуру таких послуг, власники лісів будуть більш зацікавлені в одержанні доходу від цих послуг і менше залежати від прибутку з деревини.

Сертифікація – добровільна процедура, яка передбачає залучення незалежної третьої сторони для оцінки роботи, за допомогою відповідних критеріїв. Лісова управлінська рада FSC за останні кілька стала вважати важливим питанням розробка принципів і критеріїв сертифікації окремих екосистемних послуг лісів. Сертифікація екосистемних послуг - новий напрямок, пов'язаний з інтересами для збереження і зміцнення таких послуг у ході управління лісами. Замовниками такого роду сертифікації можуть бути державні та муніципальні організації, донори природоохоронних проєктів, бізнес, розвинений в питаннях охорони довкілля. FSC розробила доповнення до EML, пов'язані з сертифікацією екосистемних послуг (розширення стандарту, особливо в частині Принципу 6 і 9). В даний час обговорюється спосіб реалізації даного виду сертифікації (FSC +..).

Сертифікація лісових екосистем вважається логічним переходом від традиційної вже лісової сертифікації на вищий рівень (FSC 2012). Обидві сертифікації мають багато спільних характеристик, але є багато відмінностей стосовно інформування про процес сертифікації лісових екосистем. Тут можливі обмеження і бар'єри, існує певна невизначеність стосовно того, в якій мірі сертифікація ПЛЕ є ефективним засобом для розвитку сталого лісокористування. На рис.3.1. показано як органи сертифікації можуть поєднати систему сертифікації екосистемних послуг і ринки екосистемних послуг.



Рис.3.1. Можливості інтеграції послуг лісової сертифікації та ринків послуг екосистем

Товари або продукція лісового господарства істотно відрізняються від послуг стосовно шляхів їх продукування. Крім того, багато видів процесів лісозаготівлі для отримання товарів (наприклад, деревини, недеревної лісової продукції) може мати негативні екологічні наслідки (зовнішні), наприклад, вирубка і зменшення площі лісів впливають на природні ландшафти і екосистеми. Навпаки, збереження лісів для таких послуг, як наприклад збереження вуглецю, зможе викликати позитивні синергії, такі як охорона водозборів для покращення якості води. Незважаючи на це, ставлення до лісових товарів, продуктів та послуг лісу в якості окремих понять зумовлене відмінностями між процесами на різних ринках та у зовнішніх ефектах. Одна з цілей для будь-якої сертифікаційної програми є розробка процесу моніторингу та аудиту, що охоплює всі питання реалізації, ефективності та перевірки, але без надмірних вимог до часу, коштів і досвіду. Технічний моніторинг часто вимагає зовнішньої експертизи, використання якої знижує залучення місцевих зацікавлених сторін (спільнот, менеджерів лісового господарства). Проекти сертифікації повинні враховувати, що практично є потенційно прийнятним, а потім зважити вигоди унаслідок запровадження локального моніторингу (наприклад, підвищена вартість певної власності на лісову ділянку, велика актуальність і культурний розвиток інституційних сил на рівні громад) виходячи з можливої точності і надійності інформації, що надається зовнішніми експертами (Meijard 2014).

На сьогодні процес сертифікації послуг лісових екосистем знаходиться лише на стадії розроблення. Стратегічною метою є розробка нових інструментів для власників сертифікатів для доступу до виникаючих ринків послуг екосистем, які служать стимулом для відповідального лісочористування, збереження лісів і підтримки і зміцнення екосистемних послуг.

3.2. Перспективи входження на міжнародні ринки екосистемних послуг лісів та їхній розвиток в Україні.

Процес розвитку ринку екосистемних послуг лісів складається з трьох стадій: зародження ринку, його становлення і саме функціонування (рис.3.1). На першій стадії визначається суть екологічної послуги лісу та коло осіб, зацікавлених в отриманні цієї послуги. Також доноситься до відома зацікавлених осіб інформація про існуючі проблеми і можливості їх вирішення. Таким чином, формується готовність платити за захист від проблем і створюється підґрунтя для бажання зацікавлених осіб вступити в переговори. На другій стадії визначається структура ринку. Складаються інструкції, які визначають вид послуги, містять права і обов'язки зацікавлених сторін, а також забезпечують основу для договірних платежів. Ринок починає існувати на останній стадії. Відбуваються трансакції і кошти переміщуються між зацікавленими сторонами. Укладаються угоди про оплату екологічних послуг лісів, які опираються на стандарти обліку, а також механізми моніторингу та екологічної сертифікації.

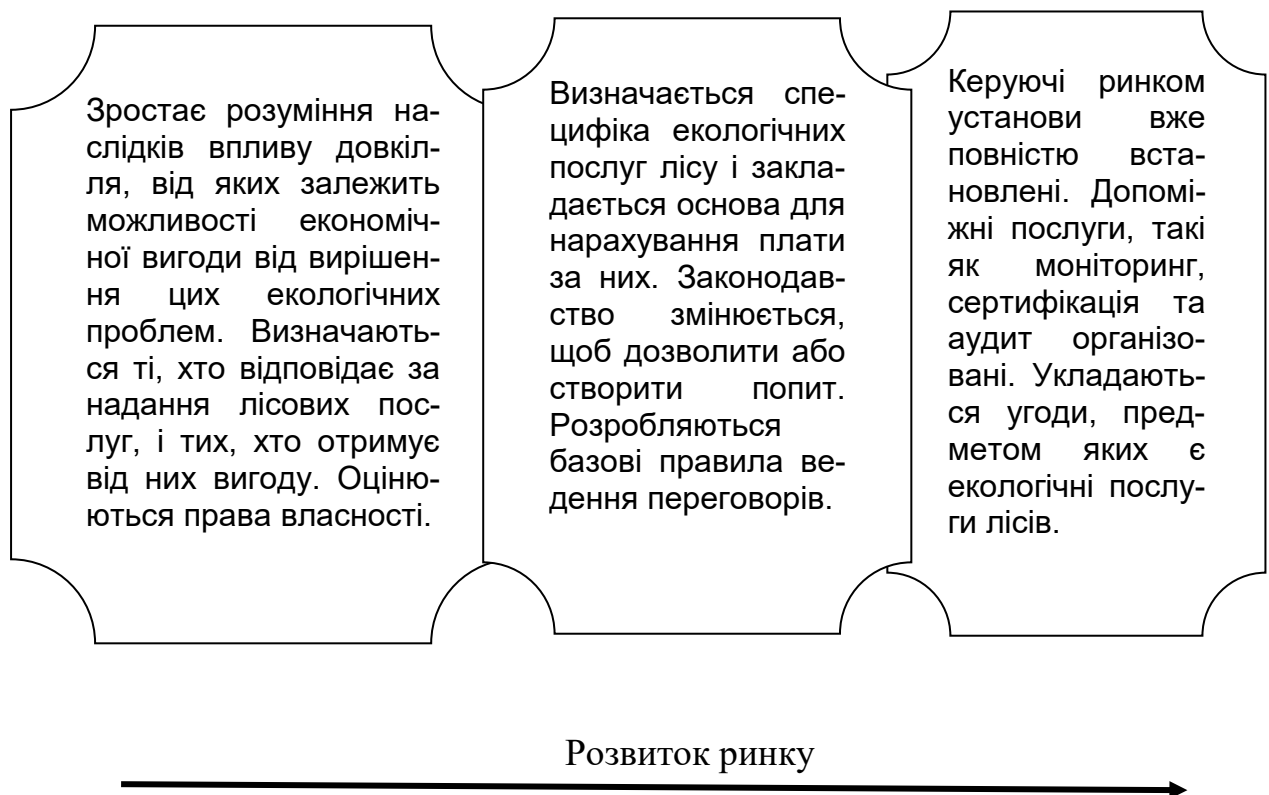


Рис. 3.2 Стадії розвитку ринку екологічних послуг лісів

Установи визначають роль, яку відіграють різні учасники схеми ПЕП. На рис. 3.3. показано учасників механізму ПЕП і роль яку вони відіграють в цьому механізмі, зокрема в процесі його створення та у веденні реєстрів для відстеження платежів (ТЕЕВ).

Зовнішні учасники і питання, впливаючі на систему ПЕП

Внутрішні учасники схеми ПЕП і відповідні питання

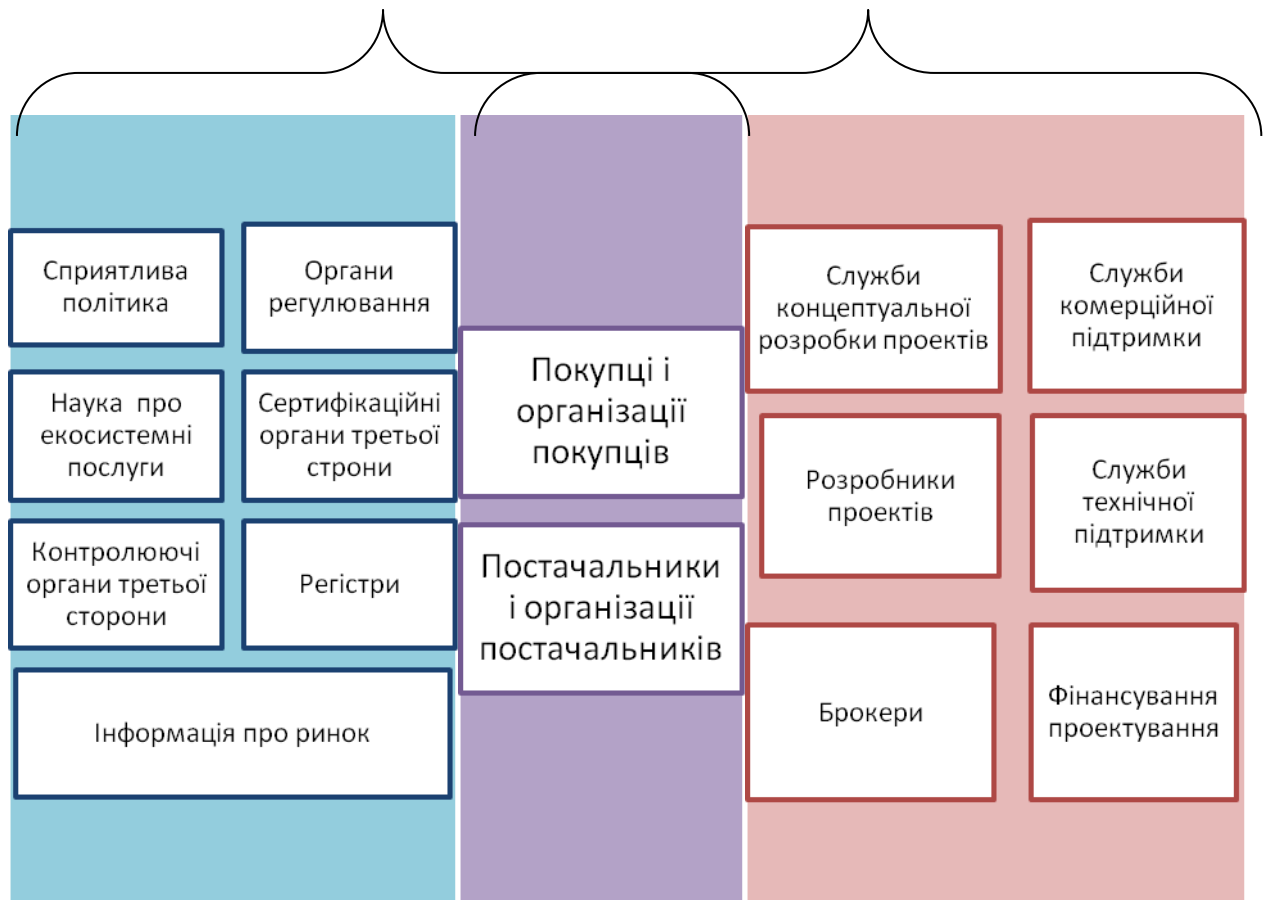


Рис.3.3. Інституційні учасники схеми ПЕП (адаптований варіант схеми за Bracer et al. 2007 (TEEB for national and international policy makers. Chapter 5, p.20).

Однак забезпечення сприятливого правового і нормативного контексту є лише першим кроком на шляху розвитку схеми ПЕП. іншими кроками можуть бути аналіз чинних рамок на предмет того, якою мірою вони сприяють ПЕП, а також створення організацій для надання підтримки та встановлення цільових показників. На рис 3.4 показані основні етапи розвитку системи ПЕП.

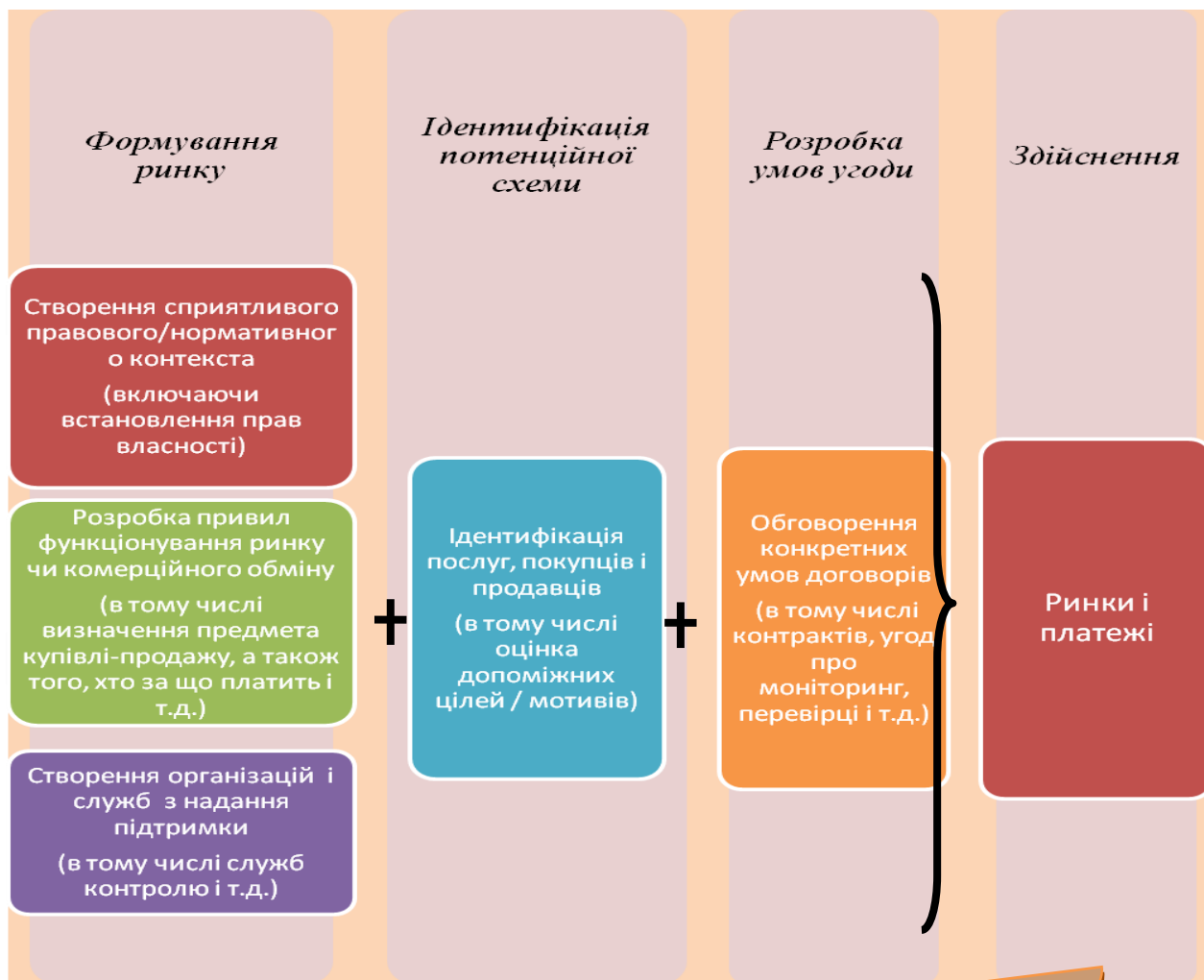


Рис.

Рис 3.4 . Основні етапи розвитку схеми ПЕП (адаптовано за Brand 2002 (TEEB for national and international policy makers Chapter 5, p.18).

Дослідженні розвитку нових ринків екосистемних послуг лісів передбачає опрацювання низки питань, основні з подано в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Вирішення проблемних питань розвитку ринків екосистемних послуг лісів

<i>Питання</i>	<i>Сутність проблеми та її вирішення</i>
Які екологічні послуги надають ліси?	У розвитку ринку екологічних послуг лісів важливим кроком є визначення екологічних умов, які надають суспільству прямі і очевидні вигоди. Застосування кращих методів лісового менеджменту може покращити кількість, якість або цілісність тих екологічних послуг лісу, які існують і надаються, або сприяти наданню нових послуг.
Яка економічна цінність екологічних послуг лісу?	Щоб викликати бажання у бенефіціантів до готовності платити за специфічні екологічні послуги лісів, потрібно, щоб вони зрозуміли цінність цих послуг для їхнього добробуту. Зацікавлення може бути прямим, наприклад, забезпечення чистою питною водою, або непрямим, наприклад, скорочення замулювання річки, що сприятиме підвищенню ефективності гідроелектростанції, призведе до дешевшого і регулярного постачання електроенергії.
Які права та обов'язки зацікавлених сторін?	Суспільства відрізняються між собою в залежності від того, як вони розглядають законні і загальноприйняті права зацікавлених сторін щодо лісів. Ці права власності часто є ненадійними, можуть перекриватися і оспарюватися, вони рідко містять перелік екологічних послуг лісу.
Хто є потенційними покупцями і продавцями?	Використання ринкових інструментів з метою захисту і розширення екологічних послуг лісу було б неможливим без продавців, здатних надавати ці послуги, і покупців, здатних платити за них. Основне питання полягає в тому, чи має бажання дана особа продавати. Важливим також є питання про існування фондів, достатніх для фінансування регулярного постачання послуг.
Чи можна екологічні послуги лісу визначити і виміряти?	Для того, щоб можна було укласти угоди, послуги мають бути визначеними. Послуга може бути визначена в термінах, як специфічний товар, або просто на основі прийнятої оцінки землі. Гідрологічні послуги можуть бути визначені в термінах індикаторів якості води або надійності потоку води. В залежності від якості, кількості та унікальності екологічної послуги лісу, може бути важко правильно визначити товар і рівень оплати.

Подовження табл.3.1

Які додаткові послуги потрібні для успішного функціонування ринків екологічних послуг лісів?	В багатьох випадках існує потреба у створенні нових установ, як приватних, так і державних, для спрощення системи розрахунків за екологічні послуги лісів. Також ринки потребують структур фінансування, перевірки, моніторингу, обліку та сертифікації. Інші необхідні структури забезпечують консалтингові послуги з питань довкілля.
Хто отримує вигоду?	Якщо ринки негативно впливатимуть на певні групи зацікавлених осіб, дані особи матимуть бажання підірвати життєздатність того чи іншого ринку. В залежності від того, хто ці групи, які вони мають владу, може існувати ризик несправедливого розподілу вигід, що в свою чергу може призвести до занепаду ринку.

4. Інституційно-організаційний механізм здійснення плати за послуги лісових екосистем

4.1. Принципи та етапи процесу впровадження механізму плати за послуги екосистем

Для укладення угоди про ПЕУ в лісовому господарстві необхідно виявити ключові зацікавлені сторони і забезпечити їхню участь. На рис. 4.1. показані різні сторони, які можуть бути зацікавлені в схемі ППЕ в лісовому господарстві, і їхню взаємодію. Оскільки ліси часто становлять собою цінність для більш широких верств суспільства, або навіть для цілого регіону, необхідно також враховувати соціальний контекст з метою виявлення сторін, які слід залучити до процесу переговорів після досягнення відповідної домовленості.



Рис. 4.1. Учасники схем ПЕП та їхня взаємодія (Адаптовано за Pagiola 2003 (TEEB for national and international policy))

Сторони залучені до схем ППЕ

Чотири основні групи учасників:

- **покупці:** отримувачі вигод від ПЕ, готові платити за їх охорону, покращення та відновлення;
- **продавці:** менеджери земель та ресурсів, чії дії можуть гарантувати забезпечення необхідної послуги;
- **посередники:** налагоджують взаємозв'язки між покупцями та продавцями, можуть допомогти з розробкою та втіленням схеми;
- **експерти** у сферах управління ресурсами, оцінки ПЕ, планування землекористування; консультанти з питань бізнесу та законодавства, чії знання можуть пригодитись для розробки схеми.

Іноколи одна організація може відігравати різні ролі в різних схемах. Благодійна організація у сфері охорони довкілля може: продавати ПЕ як землевласник, бути посередником у втіленні схеми ППЕ, купувати ПЕ за власним рішенням, бути консультантом із землекористування.

Взаємодія учасників схеми буває різною:

- **один до одного:** компанія співпрацює з одним землевласником задля покращення поглинання діоксиду вуглецю;
- **один з багатьма:** компанія з постачання води через брокера платить численним фермам за сприятливі для стану водойм поблизу водозборів сільськогосподарські практики;
- **багато до одного:** численні покупці інвестують у розвиток та підтримку міської зеленої зони;
- **багато до багатьох:** уряд, як представник громадян, платить землевласникам за відповідальне землекористування.

У кожній з цих схем ключовою може виявитись роль посередника, який також може бути загальним адміністратором схеми, особливо за наявності багатьох покупців та продавців.

Ключові аспекти схеми ППЕ

Режим виплат:

- **В залежності від результатів:** на основі реально забезпечених послуг екосистем – певного рівня поглинання діоксиду вуглецю, виміряне збільшення біорізноманіття.
- **В залежності від заходів:** на основі певних практик землекористування чи управління ресурсами. Наприклад, може відбуватись оплата створення та підтримки буферних смуг вздовж річок або відновлення та підтримка міських зелених зон.

Другий режим виплат виникає лише коли покупці у згоді щодо того чи конкретні практики менеджменту забезпечать постачання необхідних ПЕ. На практиці цей режим є більш поширеним, оскільки регулювання певного рівня постачання ПЕ може бути непрактичним чи неприйнятним для зацікавлених сторін.

Схема постачання може спрямовуватись на одну або декілька ПЕ та поєднувати їх трьома різними способами, таким чином формуючи «пакети послуг»:

- **Купівля/продаж пакету послуг (bundling):** один покупець чи спільнота покупців разом платять за повний пакет ПЕ певної території чи акваторії;
Прикладом цього є агроекологічна схема що фінансується за підтримки уряду. Оплачується весь спектр ПЕ, оскільки кожна з них буде корисною для певної групи населення (ландшафтні ПЕ будуть корисним місцевим жителям, а вигоди що стосуються якості води – усім людям в межах водозбору).

- **Розподілення послуг (layering, stacking):** численні покупці окремо платять за ПЕ певної території чи акваторії.
Прикладом може бути відновлення території торфовища, яке супроводжується створенням спектру ПЕ що підлягають продажу: захоплення викидів діоксиду вуглецю оплачується бізнесом, покращення якості води – компанією що її постачає, зниження ризиків повеней – урядом від імені населення що розташоване вниз за течією, а покращення стану біорізноманіття – благодійною організацією з охорони біорізноманіття від імені її членів.
Попри наявність деяких прикладів таких схеми, вона є більшою мірою гіпотетичною.
- **Вибіркова купівля/продаж** однієї чи кількох ПЕ певної території чи акваторії, які є ключовими (найбільш цінними покупцю), в той час як інші послуги отримувачі вигід (не обов'язково покупці) отримують безкоштовно.
Прикладом може бути оплата компанією землевласнику що знаходиться вгору по течії за відновлення/укріплення прибережної зони для зниження ризиків затоплення своїх будівель що знаходяться вниз за течією. Заходи з відновлення можуть спричинити до покращення якості води, привабливості території для відпочинку та біорізноманіття, за що втім ніхто з кінцевих користувачів цих ПЕ не платитиме.

Плата за лісові екосистеми повинна забезпечувати прямий зв'язок між використанням послуги екосистеми і платою за її надання. Грошові кошти надходять безпосередньо постачальнику екосистемної послуги, не є податками і не перерозподіляються серед інших галузей економіки (Цінність лесов 2014). ПЕП стають важливим джерелом додаткових доходів для застосування сталої лісгосподарської практики. Це сприяє розвитку сільських районів (створення робочих місць) та служить гарантією того, що населення, яке проживає в них буде і надалі отримувати доходи і матиме у своєму розпорядженні додаткові засоби для матеріального забезпечення (Немова 2016).

За допомогою ринкового механізму екосистемних послуг лісів можна запобігати виснажливому лісокористуванню, впливати на менеджмент власників лісів, надаючи їм фінансову компенсацію за збереження і розвиток екосистемних послуг. Зацікавленим сторонам (держава, підприємство чи громадянин) вигідно внести певну, порівняно невисоку плату заради покращення власного добробуту, або суттєвого підвищення прибутків, пов'язаних із якістю екологічних умов.

Залежно від характеру пристосування, ліси і їхні екосистеми відрізняються. Тому і ринкові механізми змінюються залежно від їхнього специфічного екологічного, соціального або політичного значення. Залежно від рівня впливу держави можна виділити основні ринкові підходи: приватні угоди, відкриті схеми торгівлі і державні схеми фінансування (рис. 4.2).

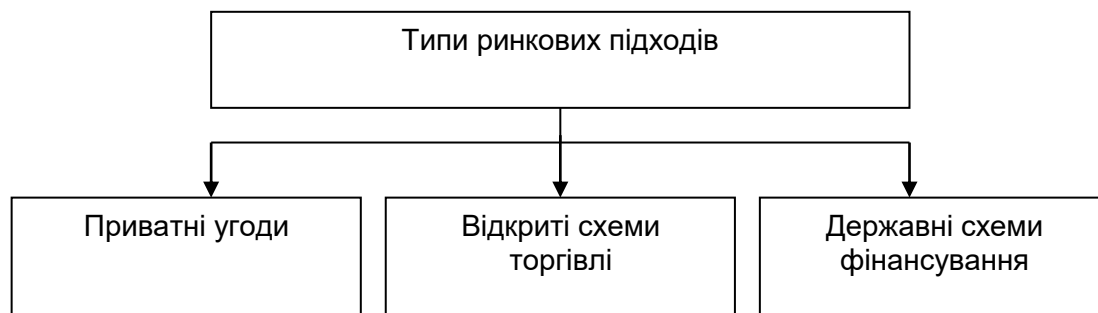


Рис. 4.2. Основні типи ринкових підходів до торгівлі послугами лісових екосистем (Powell et al 2002).

Перший ринковий підхід включає приватні угоди, зазвичай, це закриті угоди між тими, хто отримує вигоди від екосистемних послуг лісу, і тими, хто відповідає за них. Сюди включаються такі угоди, як добровільна сертифікація і екомаркування, а також прямі схеми фінансування між бенефіціантами екосистемних послуг лісу та лісовласниками, які відповідають за ці послуги (рис. .

Так, наприклад, у Франції, компанія Perrier-Vittel, котра продає розливу у пляшки воду, запровадила плату землевласникам, які знаходяться вище за течією, стимулюючи запровадження ними екологічного менеджменту на цих територіях. Цим вищезгадана компанія гарантує якість поставленої нею на ринок води.

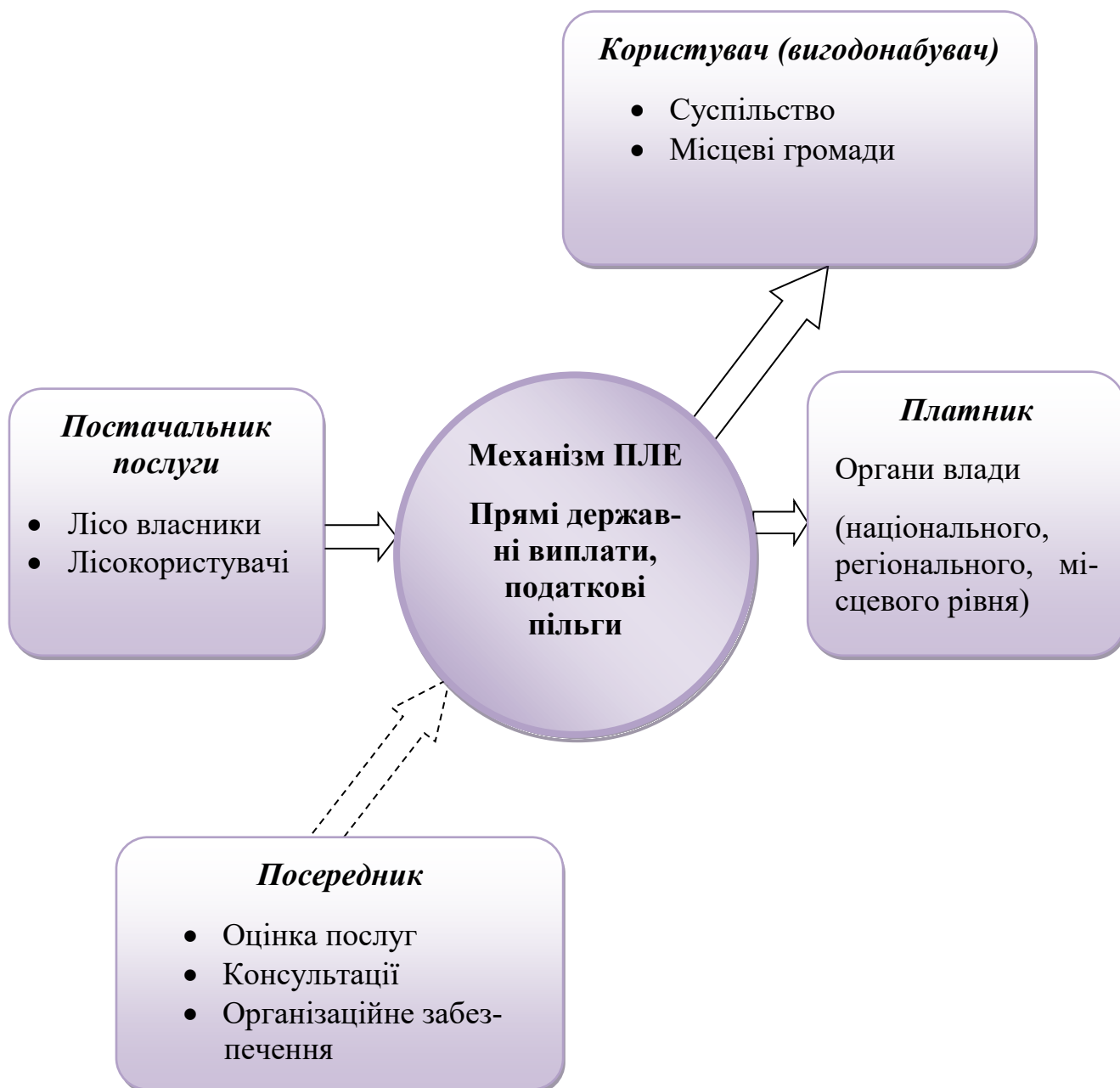


Рис . 4.3. Механізм плати за послуги екосистем на основі державної схеми фінансування .

Другий ринковий підхід включає відкриті схеми торгівлі і використовується тоді, коли уряд визначає предмет екологічної послуги, яка продаватиметься, і встановлює правила створення попиту. Найбільш визначним прикладом відкритої торгівлі є національний і між-

народний ринок торгівлі вуглецем. Запроваджена в Кіотському протоколі у 1997 році торгівля вуглецем розвинулась до основного механізму досягнення місцевих і міжнародних цілей зменшення викидів.

Третій ринковий підхід включає державні схеми фінансування, і використовується в тому випадку, коли уряд створює фонд для реалізації програми охорони лісових екосистем і безпосередньо перераховує в нього кошти. Цей підхід передбачає також непрямі субсидії і прямі платежі лісовласникам.

Деякі науковці вважають, що в цій сфері можна виділити чотири основних видів фінансових взаємин: державні схеми, приватні схеми, державно-приватні схеми і **четвертий тип** - природоохоронні банківські/компенсаційні схеми.. Такі схеми застосовуються в тих випадках, коли компенсацію за надання екологічної послуги виплачується за рахунок коштів, отриманих на ринках, де можна обмінятися відповідними дозволами, квотами або іншими правами. Суть схеми полягає в тому, що уряд вводить квоту на надання конкретної послуги, а постачальники можуть або прийняти пропонування рівень квоти, або продати дозвіл, щоб відповідні зобов'язання за них виконували інші.



Рис . 4. 4. Механізм дії приватної угоди щодо плати за послуги екосистем.

До таких схем, наприклад, відносять:

- Систему торгівлі викидами на добровільних вуглецевих ринках, призначених для забезпечення дотримання зобов'язань щодо скорочення викидів в результаті знезліснення і деградації лісів (СВОД);
- Схеми комерційного обміну, що стосуються водних ресурсів і забруднення;
- Схеми, при яких невеликі за розміром «забруднювачі» (навколишнього середовища) продають великим «забруднювачам» свої квоти на забруднення навколишнього середовища нітратами, фосфором та ін., оскільки для великим забруднювачів купувати дозволи інколи вигідніше, ніж вкладати кошти в очисне обладнання.

Узагальнюючи, можемо запропонувати виділення таких етапів започаткування і впровадження схеми ППЕ у лісовому секторі (рис. 5.5).



Рис. П'ять загальних етапів та втілення схеми ППЕ

Наступні принципи формування систем платежів за екосистемні послуги, які визначено у Хередіанській Декларації, є визначальними : (Farley and Costanza, 2010):

1. Постійне вдосконалення методів кількісних оцінок для екосистемних послуг з урахуванням великої кількості їх рівнів,
2. Більшість екосистемних послуг є «комплексним продуктом» екосистем. Необхідно виявляти специфічні характеристики цієї комплексності
3. Просторові і тимчасові характеристики керуючих інститутів повинні відповідати масшта-

бам самих екосистем.

4. Необхідною умовою для впровадження систем платежів є правильне встановлення режимів власності, яка не обов'язково повинні бути приватною.
5. Необхідно встановлення адекватного розподілу витрат на підтримку екосистемних функцій і вигод від їх використання.
6. Вигоди від системи платежів повинні отримувати «виробники» екосистемних послуг.
7. Система платежів повинна мати функції адаптивності: в ній повинні бути передбачені механізми оцінки досвіду існуючих систем, розробки нових і поліпшення діючих інструментів.
8. Частиною процедури впровадження системи платежів повинні бути освітні і просвітницькі програми,
9. Всі сторони, інтереси яких так чи інакше будуть порушені впровадженням системи платежів за екосистемні послуги, повинні бути залучені в процес її розробки та впровадження.
10. Система платежів буде ефективно працювати, якщо вона сумісна з іншими інструментами регулювання природокористування і не призводить до протиріч в практиці управління ресурсами.

4.1.1. Плата за гідрологічні послуги лісів, які полягають у забезпеченні якісного і кількісного аспектів водопостачання

Плата за гідрологічні послуги лісів є одним з найбільш розповсюджених видів плати за екосистемні послуги. Відповідно до досліджень американських вчених, 1 долар, вкладений в збереження водних ресурсів, зберігає від 7,5 до 200 доларів США, котрі в іншому випадку були б витрачені на встановлення фільтрувальних установок і проведення очисних заходів. Наприклад, плата за якість води, на відміну від всіх інших видів плати за екосистемні послуги лісів, зазвичай проводиться на локальному рівні – як угоди між постачальниками “чистої води”, розміщеними вище по течії, споживачами, які знаходяться нижче по течії.

В основі закладена ідея про існування прямої взаємозалежності між збереженням лісів у верхів'ї ріки, і якістю води, яка потрапляє до споживача. Сутність механізму полягає в тому, щоб переконати водокористувачів, що знаходяться нижче за течією ріки, в необхідності платити за заходи, які забезпечать їм належну якість води (або кількість води), а також зменшать ризик отримати шкоду внаслідок паводків та повеней.

Розуміння того, що за якість води потрібно платити і що сума плати повинна включати не лише комунальний платіж (плату за доставку води), але й вартість підтримання якості води, поступово набирає все більшого поширення серед науковців, політиків та підприємств. Недооцінка вартості даної послуги лісових екосистем призводить до погіршення якості води і деградації водних і прибережних екосистем.

У таблиці 4.1. наведено перелік найпоширеніших гідрологічних послуг.

Таблиця 4.1.

Класифікація гідрологічних послуг лісових екосистем

Тип послуги (на основі МЕА 2005)	Послуги лісових екосистем
Регуляторні послуги	Запобігання ерозії
	Регулювання повеней
	Скорочення кількості наносів і відкладень у водоймах

Підтримуючі послуги	Регулювання гідрологічного балансу території
	Підтримання гідрологічного балансу території
	Поглинаюча здатність
	Підтримка високої якості води
Ресурсні (забезпечуючі) послуги	Постачання води
	Відновлення підземних вод

Одним із найвідоміших прикладів запровадження оплати за воду – виплати муніципалітету м. Нью-Йорка фермерам, землі яких розміщені вище по течії р.Гудзон – основи системи водопостачання міста. На початку 1990-х років якість води поступово погіршилась. У відповідь на це американське Агентство з охорони природи вимагало побудувати завод із очищення води (вартість будівництва була оцінена в 4-6 млрд дол. США). Бажаючи знизити витрати на покращення якості води, муніципальна влада запустила програму платежів за екосистемні послуги: було оголошено фермерам про фінансування заходів, направлених на покращення якості води в ріці і її притоках, які протікають через їхні володіння. В число цих заходів увійшли наступні: зменшення використання добрив, заліснення територій, створення приватних природоохоронних територій, а також розширення площі державних природоохоронних територій. На це було витрачено приблизно 1-1,5 млрд дол. США за 10 років. Кошти на виплати фермерам від управління природно-заповідних територій поступали завдяки комунальним платежам населення міста (середній розмір плати виріс на 9%, та люди готові були платити за якість води). Була створена спеціальна організація, *Watershed Agricultural Council*, яка провела широкомасштабну кампанію в засобах масової інформації, а потім займалася збором коштів з населення, вклала їх в акції, облігації, а також створила спеціальний трастовий фонд, який поповнювався за рахунок прибутку від цих угод. Ці прибутки також надходили на виплати фермерам. Відтак за 10 років якість води в місті значно покращилася, фільтрувальну установку споруджувати не довелося, влада міста заощадила кошти, а природоохоронні об'єкти і фермери отримали вагомий підтримку (Powicki 1998).

Споживачами водних послуг зазвичай виступають ГЕС, підприємства, які використовують воду в своєму виробничому циклі, великі міста, муніципальні організації, домашні господарства. Як правило, плата за ці послуги складається з платежів водокористувачів, або виплат окремих великих підприємств (наприклад, ГЕС), або зборів за воду, які справляються з фізичних і юридичних осіб муніципальними управліннями. Дослідження показують, що розуміння цінності водних ресурсів зростає, водночас зростає і готовність платити за ці послуги

4.1.2 Плата за збереження біорізноманіття

В сучасних економічних умовах збереження біорізноманітності повинне доводити свої переваги в конкурентній боротьбі з альтернативними способами використання конкретної території, де є біологічні ресурси. До альтернативних способів землекористування можуть бути віднесені ведення сільського господарства, лісозаготівлі, різні види будівництва і ін. Основну економічну умову збереження біорізноманітності можна виразити формулою:

$$Bb - Cb > Ba - Ca \quad (4.1.1)$$

де Bb і Cb - відповідно вигоди і витрати від збереження біорізноманітності;

Ba і Ca - відповідно вигоди і витрати від альтернативних варіантів використання території.

Формула (41.1) і її можливі модифікації по суті припускають облік альтернативних вартостей для збереження біорізноманітності, тобто вигоди, які втрачають індивідууми або суспільство, наприклад, із-за консервації територій. Ці витрати включають недоотримання продукції від територій, що охороняються (види тварин і рослин, деревина). Альтернативні вартості також включають вигоди, які могли б бути отримані від альтернативного використання (розвиток сільського господарства, інтенсивне лісове господарство і ін.).

Важливою економічною проблемою в збереженні біорізноманітності є неспівпадіння глобальних і локальних (на рівні країни, регіону) вигод. Те, що не вигідно для окремого регіону, країни може виявитися життєво важливим для інших країн, всієї планети. Наприклад, вирубка тропічних лісів, втрата рідкісних видів флори і фауни в окремих країнах негативно впливають на біосферу всієї планети. Локальні вигоди від таких дій значно менші за глобальні вигоди від збереження цих природних ресурсів. В той же час у разі збереження природних благ на локальному рівні (території, що охороняються, ліси і ін.) місцеве населення не отримує вигоди, а, навпаки, може погіршити свій добробут. Ця ситуація типова для багатьох країн, що розвиваються.

У показниках витрат і вигід явище неспівпадіння глобальних і локальних вигод можна описати таким чином:

$$Bd - Cd < 0; \quad (4.1.2)$$

де Bd і Cd - відповідно локальні вигоди і витрати.

Перевищення локальних витрат над локальними вигодами (1.3) показує, що для місцевого населення не вигідно зберігати біорізноманітність, і в цьому випадку буде використаний інший природомісткий варіант розвитку. Ця ситуація, на жаль, характерна для всього світу.

У зв'язку з цим необхідна ідентифікація локальних вигод для населення, регіонів, регіональних галузей економіки від збереження біорізноманітності, яка може виявлятися в різних формах і сферах. Ці вигоди необхідно конкретизувати, шукати нові і переводити їх в практичну площину додаткових доходів регіонів.

Ринки торгівлі послугами зі збереження біорізноманітності можуть існувати на всіх рівнях – від локального до міжнародного. Як у випадку з оплатою за гідрологічні послуги лісів, в даному випадку об'єктом продажу є будь-які природоохоронні заходи, які сприяють збереженню цінних видів, екосистем чи генетичного біорізноманіття.

Сьогодні день основними споживачами цих послуг є міжнародні природоохоронні організації, які підтримують природоохоронні ініціативи в країнах, що розвиваються. В основному гранти цих структур є платою за збереження біорізноманіття. Головною проблемою є обмеження цих джерел, а також одноразовий характер оплати, що не створює умов для стійкості природоохоронних ініціатив. Тому дуже важливо знайти нових споживачів даних послуг, особливо на регіональному та локальному рівнях.

Одним із популярних та достатньо доступних варіантів є плата фармацевтичних компаній за проведення біологічних досліджень на території особливо охоронюваної природної території (ООПТ) (*bioprospecting*). Охоронювана територія таким чином продає свій науковий ресурс, що відповідає її цілям і водночас отримує доходи, які можуть бути використані на природоохоронні заходи.

Все частіше ООПТ співпрацюють з бізнесом, "забезпечуючи" його різними послугами, на які є попит і за які підприємці готові платити. Одним із способів такої співпраці є продаж торгової марки ООПТ (по суті, екологічного іміджу), яку виробник ставить на свою продукцію (це може бути мед, різні продукти харчування, мінеральна вода та ін.), тим самим позиціонуючи свою продукцію на ринку як "екологічно чисту". ООПТ можуть продавати права на інтелектуальну власність на свої наукові розробки. Ринок "брендів ООПТ" входить в число найбільш динамічних світових ринків передусім завдяки ринку продукції органічного

сільського господарства. Окрім того, більшість компаній, які піклуються про свій імідж, готові здійснювати благодійну підтримку ООПТ на умовах, що їхній вклад буде розрекламовано і доведено до свідомості суспільства.

Одним із прикладів оплати за збереження біорізноманіття є державна програма в США зі збереження резерватів, яка передбачає укладення 10-15-річних угод з фермерами про те, що вони виділять частину своїх земель для створення приватної ООПТ, тим самим забезпечуючи збереження біорізноманіття в теперішній час і в майбутньому.

Також в США у 1982 році було прийнято поправки до закону про збереження рідкісних та зникаючих видів. Згідно з цими поправками, у разі випадкового знищення видів, занесених у список рідкісних та зникаючих, правопорушник повинен компенсувати нанесену шкоду шляхом створення ООПТ на своїх землях, а також проведення заходів з охорони окремих видів чи ландшафтів. На цій основі в країні сформувався ринок “квот на біорізноманіття”: ООПТ та інші природоохоронні організації активно торгують кредитами на збереження біорізноманіття. З'явилися навіть спеціалізовані “природоохоронні банки”.

Врахування впливів на біорізноманіття та послуги екосистем (БПЕ) є суттєвим для світу бізнесу – зростаючі вимоги різних зацікавлених сторін (особливо в контексті Корпоративної відповідальності, КВ) стимулюють представників бізнесу ідентифікувати, вимірювати, відслідковувати та загалом керувати своїми впливами на послуги екосистем.

Катя Ляхтінен та її колеги у 2016 році дослідили шляхи врахування та покращення впливів на БПЕ у світі бізнесу на прикладі лісової промисловості, яка діє в одному з найбільш ризикованих для біорізноманіття секторів. Було досліджено як глобальні лісопромислові компанії працюють з питаннями БПЕ в рамках ланцюгів постачання. Досліджувалась звітність щодо корпоративної відповідальності на основі 30 індикаторів ефективності з питань довкілля (*Environmental Performance Indicator, EPI*) керівних вказівок Глобальної Ініціативи зі звітності (*Global Reporting Initiative, GRI*). Індикатори поділені в рамках п'яти ключових категорій загроз для БПЕ: втрата оселищ та деградація видів, надмірне та нестале використання природних ресурсів, зміни клімату, забруднення та впливи потоків поживних речовин, виникнення інвазійних нетутешніх видів (GRI, 2011)

Вивчалась спроможність індикаторів прямим та непрямым чином оцінювати позитивні та негативні впливи діяльності компаній на БПЕ, стратегії які вони застосовують щодо БПЕ в рамках ланцюжків постачання, а також потреби щодо розробки подальших індикаторів. Шляхом контент-аналізу звітів з КВ тринадцяти великих лісопромислових компаній що входять до Індексу сталості *Dow Jones* було виявлено більшу схильність компаній до розкриття своїх непрямих впливів на БПЕ ніж прямих, наголошувати позитивні здобутки понад негативні наслідки, а також значно більше фокусуватись на діяльності щодо початкових ланок ланцюжків постачання, ніж кінцевих.

Важливим аспектом є повнота врахування впливів на БПЕ компанії, в іншому випадку звітність щодо них буде потенційно невинуватим і викривленим відображенням впливів, компромісів між різними аспектами (Lähtinen et al., 2014). Виявлено, що великі компанії, у порівнянні з малими та середніми володіючи більшими ресурсами, усвідомленням значущості БПЕ та залежності від них також більш схильні зважати на суттєві для БПЕ ризики і впливи та значно більш публічно про них говорити (ЕС, 2015). Загалом, питання звітності та оцінювання БПЕ є дуже незначною мірою опрацьовані в колах фінансистів, практиків та науковців (Rimmel and Jonäll, 2013; Boiral, 2014).

В майбутньому, можна очікувати що зі зростанням відповідальності компаній поширення набуде оцінка впливів на біорізноманіття (*bio-impact assessment*), яка буде інтегрована в загальні стратегії компаній. Слід приділяти увагу найбільш актуальним для конкретних зацікавлених сторін індикаторів та їх наборів, кращому розумінню впливів в кінцевих ланках ланцюжків постачання (особливо це стосується компаній з ланцюжками постачання що охоплюють різні географічні контексти). Також є потреба в подібних до цього лонгітюдних дослідженнях, які можуть виявити варту увагу картину еволюції звітності компаній.

4.1.3 Плата за послуги, пов'язані з процесом поглинання двоокису вуглецю

Угоди про купівлю-продаж квотами на викиди двоокису вуглецю (карбонові угоди) здійснюються переважно на міжнародному рівні. Їх покупцями і продавцями є окремі країни. Після набрання чинності Кіотського протоколу ринок карбонових кредитів почав реально функціонувати. Міжнародна торгівля двоокисом вуглецю здійснюється відповідно до Статті 12 Кіотського протоколу, яка встановлює механізм чистого розвитку, щоб дати можливість індустріально розвиненим країнам фінансувати проекти, які скорочують викиди парникових газів в країнах, що розвиваються, і отримати натомість кредит. Об'єктом торгівлі в даному випадку є – так звана “одиниця скорочення викидів” (скорочення викидів парникових газів на 1000 кг CO₂ – еквівалента). Ці одиниці є об'єктом торгівлі між державами. Згідно з Маракешською угодою, вважається, що скорочення викидів реалізується двома шляхами – залісненням територій (процес засадження лісів на території, яка не мала лісів в недалекому минулому) і лісовідновленням (процес засадження лісів на територіях, де лісові масиви були знищені в недалекому минулому).

ООПТ країни, яка здійснює продаж “одиниць скорочення викидів”, мають реальні можливості для отримання плати за збереження лісів і проведення природоохоронних заходів. Для того, щоб отримати цю плату, необхідно продемонструвати (підтверджуючи відповідними розрахунками) органам влади роль ООПТ в скороченні викидів.

Для окремої ООПТ брати участь в карбонових схемах набагато складніше, ніж у схемах плати за воду – занадто глобальний характер носять ці схеми, і занадто великі трансакційні витрати прийняття участі (підраховано, що середня вартість інтеграції в даний ринок становить приблизно 100 тис. дол. США за проект). Створення цих механізмів можливе лише за умови об'єднання зусиль багатьох зацікавлених сторін.

Так, в Мексиці створений Біокліматичний фонд, котрий акумулює і перерозподіляє кошти, отримані від іноземних покупців “одиниць скорочення викидів”, між 300-ми власниками кавових плантацій. Ці власники своєю чергою за це зобов'язуються виділити 20% своїх земель під лісонасадження, а також проводити відповідні заходи. Подібні схеми дуже популярні і в Європі, де вони мають назву системи агро-природоохоронної плати. В Болівії з ініціативи Міжнародної НПО The Nature Conservancy і уряду держави реалізовується найбільш великомасштабний карбоновий проект у світі. Зацікавленою стороною є національний парк “Ноел Кемпф Меркадо”. За заходи зі збереження лісів цей парк отримає 9,6 млн дол. США за 15 років. Підраховано, що за цей час ліси парку абсорбують приблизно 26 млн тон CO₂. Німецьке Агентство розвитку (GTZ) інвестує в проект з охорони 120 тис. га пралісів Аргентини на ООПТ країни (Kumar 2005) .

Конференції ООН зі зміни клімату в Парижі (2015) стали ключовим моментом для лісів, оскільки їхня роль у боротьбі зі зміною клімату була врешті офіційно визнана. Ця перемога для лісів ґрунтується на важливій рамковій програмі ООН, схваленій у 2013 році - REDD + (що означає скорочення викидів у результаті знеліснення і деградації лісів). У Парижі, серед низки інших джерел збільшення фінансування лісового господарства, уряди Німеччини, Норвегії та Великобританії пообіцяли щорічну підтримку програми REDD + для проектів лісовідновлення в країнах, що розвиваються, у розмірі \$ 1 млрд на рік до 2020 року, або більше \$ 5 млрд на період 2015-2020 років. Від Світового банку, бізнес-план попередження клімату «Нова Африка» буде мобілізовано приблизно \$ 1,6 млрд для лісів і сталих ландшафтів.

Слід вивчити можливості участі лісового сектора у проекті «Партнерство задля створення вуглецевих ринків» Світового банку (PMR), яке було започатковане в Канкуні, - фонд для створення інституційної спроможності розміром 127 млн. дол.. США. Основними донорами фонду є: Європейська комісія, Австралія, Японія, Німеччина, Іспанія, Нідерланди, Швейцарія, США, Великобританія, Норвегія, Фінляндія, Швеція, Данія, також планують приєднатись до цього фонду і інші країни. Станом на 2015 рік країнами реципієнтами ста-

ли 18 країн, в тому числі Україна. Ця програма допомагає розбудовувати ринки викидів парникових газів країнам, які розвиваються, і країнами, які зацікавлені в розбудові таких ринків.

4.2. Багторівневий правовий механізм запровадження плати за екосистемні послуги лісів

Для того щоб схема ПЕП була успішною, необхідні певні правові та інституційні рамки, а також особлива адміністративна культура (Primmer et al., 2010). Нормативно-правові рамки необхідні для :

- створення можливостей для введення в дію схеми ПЕП;
- правового визнання послуг;
- творення можливостей для укладання контрактів та справляння плати;
- уникнення контрпродуктивних або ненавмисних наслідків в сфері розподілу.

Необхідні правила та інституційні механізми для забезпечення дотримання контрактів на основі надійного правового регулювання, а також належної системи організації управління (IUCN, 2006, р.9). Інституційні структури також важливі для:

- полегшення процесу укладання угод і зниження пов'язаних з ними витрат;
- забезпечення координації з іншими напрямками політики та механізмами;
- створення страхових або інших механізмів управління ризиками;
- надання в разі необхідності відповідних комерційних послуг.

Підставою для запровадження ПЕС є наявність можливостей для співпраці задля взаємної підтримки інтересів. Правова система повинна виступати регулятором соціальних інтересів громадськості та нести відповідальність у правовому полі за розподіл сфері інтересів, правила поведінки, і права та обов'язки таким чином, щоб при координації відносини ці інтереси в кінцевому рахунку досягли мети закону (Qi, 2014).

Як свідчить аналіз міжнародного досвіду, існування надійного права власності на природні ресурси є передумовою запровадження законодавчого регулювання схем ПЕП стосовно відповідальностей, прав та розподілу вигід (коштів). У Німеччині запроваджено ПЕП за охорону мінеральних ресурсів, що знайшло відображення у цивільному праві, господарському праві, законодавстві щодо еко-компенсацій і регуляторних нормах.

Ринкові екологічні послуги включають в себе створення умов для самоорганізації приватних угод, відкритих торгів на ринку, оплату екомаркування та індивідуальні гранти. В умовах недосконалості ринкових механізмів урядові структури продовжують відігравати важливу роль в здійсненні фінансування програм підтримки екосистемних послуг. Таким чином взаємодія держави і відіграє ключову роль у забезпеченні функціонування схем ПЕП. Однак механізм соціальної взаємодії покликаний зрівноважувати соціальні взаємовідносини відповідно до умов правової системи. Участь громадськості не тільки покращує законодавство, але зменшує протидію впровадження платежів за екосистемні послуги. Так у Мексиці не вдалося досягти успіху у запровадженні жодної з схем державного фінансування схем плати за послуг екосистем без залучення громади і соціальної підтримки, участі зацікавлених сторін на місцевому рівні і підтримки фермерів. Їхня участь відіграла вирішальну роль.

Практиці екологічних компенсацій в деяких країнах приділяється значна увага на основі теоретичного обґрунтування і правового підґрунтя компенсацій. Типи компенсації і платежі різні в кожній конкретній ситуації. Деякі платежі за певні види екосистемних послуг з боку уряду опираються у значній мірі на інституційний дизайн створення ринку екологічних ресурсів або послуг, і покладаються на ринкові механізми для досягнення екологічної вартості. Цей процес не тільки підтверджує, що платежі за послуги екосистем виправдані, але й те, що при ефективній координації і уряд і споживач можуть врешті-решт отримувати користь від запровадження таких схем. Наскільки ж схема ППЕ потребує правового поля залежить від її типу (таблиця 4.2).

Таблиця 4. 2

Правове регулювання різних типів схем ППЕ

Тип схеми ППЕ	Потреба щодо правового поля	Значущість правового поля
Приватні	Низька або помірна	Підтримка спільного підходу Перенесення схем на вищі рівні (наприклад з місцевого на регіональний)
Ринкові	Значна	Створення ринку Управління складністю ринкової схеми Контролювання ринку
Громадські	Значна	Підтримка розвитку ППЕ Розвиток впевненості у наявності підтримки Забезпечення якісного управління

Є також різниця у правовому регулюванні у залежності від того, на якому рівні запроваджено ППЕ (див. табл 4.3).

Законодавство, що стосується ППЕ може бути інтегровано у Конституцію, прямо та непрямо дотичні нормативно-правові акти, але також може бути створено окремий закон про ПЕ або ППЕ. У кожному з цих випадків є свої переваги і недоліки. Так при наявності окремого закону буде більший акцент конкретно на ПЕ та ППЕ та значущих у цьому контексті моментах, втім залишатиметься подальша відірваність інших складових законодавства, зберігатиметься можливість непередбачених суперечностей.

Важливими моментами є чітка класифікації ПЕ та схем ППЕ, джерел їх фінансування (можливе формування окремих фондів присвячених ППЕ).

Таблиця 4. 3

Правове регулювання схем ППЕ на різних рівнях управління

	Національний	Субнаціональний (регіональні)
Узгодженість	Узгодження з національними планами та програмами	Краща адаптація до місцевих потреб
Однорідність	Стандартизовані процедури та виміри	Критерії стосуються конкретних умов
Вертикальна інтеграція	Узгодження з регіональними та міжнародними ініціативами	Участь місцевих зацікавлених сторін
Переваги	Стандартизовані критерії відведення ресурсів	Менше проблем з бюрократією, менші транзакційні витрати
Дієвість	Більш однорідний розподіл ресурсів	Місцева підтримка сприяє кращому втіленню

ППЕ є одним з багатьох інструментів збереження та підтримки ПЕ, потрібно зважати на можливі взаємовпливи та взаємозв'язки з іншими інструментами.

Закони та нормативно-правові акти що стосуються ППЕ повинні (IUCN, 2010) сприяти:

- комплексній інтеграції ППЕ у різні актуальні процеси планування;
- ефективному поєднанню пакетів ПЕ та їх учасників;
- покращенню інституційних рамок умов для функціонування ПЕ на перетині різних напрямків діяльності та установ;
- інтеграції та покращенню супутніх вигід від міжнародного фінансування.

Попри те що до цього часу з ППЕ переважно стосуються приватних земель, існують широкі можливості щодо розподілу відповідальності та вигід, які можуть базуватись на вже поширених схемах партнерства на різних рівнях. Важливим також може бути створення реєстрів ППЕ, участь в яких має супроводжуватись певними супутніми вигодами, втім водночас процес реєстрації не має бути надто складним – щоб не відлякувати потенційних учасників.

При створенні схеми ППЕ слід з самого початку приділити увагу питанню про подальші дії та наслідки у разі її закриття на різних етапах, опираючись на «non regression principle», згідно якого рівень екологічно спрямованих досягнень не повинен знижуватись.

Запровадження плати за послуги екосистем в Україні окремо в лісовому секторі здійснити складно, оскільки існують не лише послуги лісових екосистем, а й інших, наприклад послуги гідрологічних об'єктів, агроекосистем та ін. Тому загальні рамкові умови стосовно доповнень до природоохоронного законодавства, організаційно-економічного механізму інтеграції екосистемних послуг у господарську діяльність законодавства мають бути відображені у законодавстві.

Нормативно-правова база у вигляді законів, постанов, рішень, нормативних актів повинні забезпечити:

- раціональне використання і збереження екосистем для підтримки або відновлення їх послуг (усі види послуг);
- оцінка екосистемних послуг є питанням введення економічних, фінансових і платіжних інструментів
- обов'язковим є більш широкий підхід, який робить розглядає управління і збереження екосистемами на основі планування, моніторингу, оцінки, видачі дозволів та правозастосування;
- слід використовувати нормативні і економічні інструменти, які повинні бути взаємодоповнюючими.
- до законодавства про екосистемні послугах слід включити: питання екологічного планування, секторального планування, і особливо планування землекористування), систему моніторингу та екологічної інформації, законодавстві про ОВНС, закони та нормативні акти з економічних і фінансових інструментів (податки, збори, мита, субсидій, інші інструменти державної підтримки).

Водночас як засвідчує кращий міжнародний досвід, лісгосподарські відомства можуть бути активними учасниками схем плати за послуги екосистем (див. Додаток 5 стосовно участі Комісії з лісового господарства Великобританії у запровадженні схем плати за ППЕ).

Беручи до уваги особливо важливу роль, які ліси відіграють для забезпечення і підтримання потоку послуг екосистем в Україні як країні з недостатньою лісистістю території і враховуючи кращий світовий досвід з запровадження плати за послуги лісових екосистем з метою збереження лісів необхідно здійснити такі заходи у правовому полі:

1. **Визначити відповідальну інституцію.** Створити *Національний Фонд Фінансування Лісів* (за аналогією National Forest Financing Fund - *Fondo Nacional de Financiamiento Forestal*, *FONAFIFO* у Коста Риці, яку визнано за країну, де найефективніше запроваджено схему плати за послуги лісових екосистем.

2. **Визначити види діяльності, за які здійснюватимуться виплати.**

У Лісовому Кодексі вказати основні види послуг екосистем, що їх надають ліси України.

3. **Встановити систему пріоритизації звернень аплікантів.**

Пріоритети визначаються залежно від наявних ресурсів і актуальної вагомості окремих послуг екосистем. Національний фонд розробляє критерії оцінки і відбору заявок на фінансування (компенсацію) послуг екосистем, що надаються.

4. **Встановити гнучкі механізми фінансування програми.**

У Лісовому Кодексі вказати основні джерела фінансування *Національного Фонду Фінансування Лісів*, надавши цій інституції широкі права впроваджувати інноваційні форми фінансування.

5. **Визначити зацікавлені сторони, щоб убезпечити довготермінове фінансування програми.**

Фінансування щодо різних послуг може надходити з різних джерел (наприклад на послугу депонування вуглецю з «вуглецевого податку», біорізноманіття – грантів міжнародних природоохоронних організацій, забезпечення кількості і якості води – водокористувачів).

6. **Визначити критерії оцінювання**

Визначити мінімальні вимоги до лісогосподарських підприємств, лісовласників, лісокористувачів, які можуть претендувати на отримання виплат.

7. **Визначити розмір виплат.**

Визначається спеціальними постановами.

8. **Визначити умови угоди з учасниками програми.**

Визначити умови укладання (розірвання) угод.

9. **Моніторинг успіху та інтегральності програми.**

10. Здійснення аудитів за використанням коштів. Застосування ГІС карт для відстеження результатів впровадження.

11. **Адаптивна система з довготерміновим баченням.**

Програма плати за послуги екосистем має розглядатись як інструмент досягнення сталого розвитку країни і зокрема сталого використання, охорони і відтворення лісів, тому вона має бути довго терміною, однак з можливими корегуваннями, які б забезпечували її успішність у випадку зміни умов.

Перелік джерел

- Андреева Н.Н. Анализ потенциала и перспектив внедрения платы за экосистемные услуги в рекреационно-туристической сфере Украины / Н.Н. Андреева, Е.В. Поляничко // Економічні інновації: Зб. наук. пр. — Одеса: ІПРЕЕД НАН України, 2013. — Вип. 54. — С. 7-18.
- Врублевська О.В., Кульчицький-Жигайло І.Є. Кількісне та економічне оцінювання продуктивності водоохоронної функції лісу // Науковий вісник, 2007, вип. 17.6 с. 58-64
- Жила Т.В. Особливості споживання послуг лісових екосистем у контексті екологічної глобалізації. Науковий вісник НЛТУ України. — 2013. — Вип. 23.11. - С. 88-92.
- Загвойська Л. Д. Теоретичні підходи до визначення економічної вартості послуг лісових екосистем: вигоди перетворення чистих деревостанів у мішані / Л. Д. Загвойська // Наукові праці Лісівничої академії наук України : зб. наук. пр. — Львів : РВВ НЛТУ України. — 2014. — Вип. 12. — С. 201-209. — http://nbuv.gov.ua/j-pdf/Nplanu_2014_12_31.pdf
- Загвойська Л.Д., Маселко Т.Є., Якуба М.М. Економічний аналіз інвестиційних проектів. — Львів: Афіша. 2006. — С. 149
- Закон України Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року. Відомості Верховної Ради України , 2011, N 26, ст.218.
- Козмус М., И. Реннер, С. Ульрих. Интеграция экосистемных услуг в планирование развития. Пошаговый подход для практиков, основанный на подходе ЭЭБ. GIZ. Метцгер Друк, Обригхайм/Баден. Эшборн, 2012. - 82 с. — [Електронний ресурс]. - Доступно з : http://naturalresources-centralasia.org/flermoneca/assets/files/GIZ_Integracia_Ekosistemnix_Yslyg_book_26_05_2014_Litl.pdf
- Мішенін Є. В. Розвиток ринку екосистемних послуг як напрямок посткризового зростання економіки України / Є. В. Мішенін, Н. В. Олійник // Механізми регулювання економіки. — 2010. — Т. 3, № 3. - С. 104-117.
- Мішенін Є.В., Дегтярь Н.В.. Економіка екосистемних послуг: теоретико-методологічні основи Маркетинг і менеджмент інновацій, 2015, № 26. - с. 243 -257 - [Електронний ресурс]. - Доступно з : <http://mmi.fem.sumdu.edu.ua/>
- Порядок проведения стоимостной оценки экосистемных услуг и определения стоимостной ценности биологического разнообразия. Минск: Минприроды, 2013. — 21 с. - http://tnpa.ecoinv.by/index.php?option=com_content&view=article&id=74&Itemid=142
- Соловій І.П. Кулешник Т.Я. Трактуювання ключових термінів концепції послуг екосистем з огляду на еколого-економічні дослідження ландшафтів. - Наукові праці Лісівничої академії наук України : збірник наукових праць. — Львів : РВВ НЛТУ України. — 2011. — Вип. 9. — с. 174-178.
- Соловій І.П. Монастирська Л.Ф. Інструменти лісової політики в умовах формування ринків екологічних послуг лісів. - Науковий вісник: Екологізація економіки як інструмент сталого розвитку в умовах конкурентного середовища. — Львів: НЛТУУ. — 2005. - С. 119-125.
- Соловій І.П. Монастирська Л.Ф. Плата за екологічні послуги лісів: аналіз економічних інструментів. Економіка: проблеми теорії та практики: Збірник наукових праць. — Випуск 236: В 5 т. — Т.П. — Дніпропетровськ: ДНУ, 2008. С.193-200.

Соловій І.П. Політика сталого розвитку лісового сектора економіки: парадигма та інструменти : монографія. – Львів : РВВ НЛТУ України, Видавництво ТзОВ "Ліра-Прес", 2010. – 368 с.

Ценность лесов. Плата за экосистемные услуги в условиях "зеленой" экономики. Женевское исследование по сектору лесного хозяйства и лесной промышленности № 34 Секция лесного хозяйства и лесоматериалов, Женева, Швейцария, ООН, 2014. – 94 с.

Aldea, J., Martínez-Peña, F., Romero, C., Diaz-Balteiro, L., 2014. Participatory goal programming in forest management: an application integrating several ecosystem services. *Forests* 5, 3352–3371

Anaya-Romero, M., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, B., & Marañón, T. (2016). Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain. *Ecosystem Services*, 2082-90. doi:10.1016/j.ecoser.2016.07.002

Ambjörnsson, E.L., Keskitalo, E.C.H., Karlsson, C., 2016. Forest discourses and the role of planning-related perspectives: the case of Sweden. *Scand. J. For. Res.* 31(1), 111–118.

Auer M.R., Ingram D., and Farley C. (2003, May 30th) *Towards an Improved Understanding of Illegal Logging and Associated Trade*. Washington, DC: U.S. Forest Service, International Programs.

Bakker, M. M., & Veldkamp, A. (2008). Modelling land change: the issue of use and cover in wide-scale applications. *Journal Of Land Use Science*, 3(4), 203. doi:10.1080/17474230802465181

Balmford, A., Rodrigues, A.S.L., Walpole, M., ten Brink, P., Kettunen, M., Braat, L. and de Groot, R.S. (2008), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Scoping the Science*, ENV/070307/2007/486089/ETU/B2, Cambridge, UK (European Commission).

Bastian, O. (1999). *Analyse und ökologische Bewertung der Landschaft: Mit 164 Tabellen*. Heidelberg: Spektrum, Akad. Verl.

Best policy guidance for the integration of biodiversity and ecosystem services in standards, (2014). Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Technical Series No. 73, 52 pages.

Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends In Ecology & Evolution*, 18182-188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9

Boumans, R., Roman, J., Altman, I., & Kaufman, L. (2015). The Multiscale Integrated Model of Ecosystem Services (MIMES): Simulating the interactions of coupled human and natural systems. *Ecosystem Services*, 1230-41. doi:10.1016/j.ecoser.2015.01.004

Boyd, J., & Banzhaf, S. (2007). What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63(2/3), 616-626. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Boiral, O. (2016). Accounting for the Unaccountable: Biodiversity Reporting and Impression Management. *Journal Of Business Ethics*, 135(4), 751-768. doi:10.1007/s10551-014-2497-9

Braat, L. C., & de Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 4. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.011

Briceño-Elizondo, E., Jäger, D., Lexer, M.J., Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Kellomäki, S., 2008. Multi-criteria evaluation of multi-purpose stand treatment programmes for Finnish boreal forests under changing climate. *Ecol. Ind.* 8,26–45.

- Butler, S.J., Freckleton, R.P., Renwick, A.R., Norris, K., 2012. An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods Ecol. Evol.* 3,317–326.
- Callan, S., & Thomas, J. M. (2004). *Environmental economics and management : theory, policy and applications*. Mason, Ohio : South-Western ; London : Thomson Learning, 2004.
- Campos, J. J., Alpizar, F., Louman, B; Parrotta, J. A. (2005). An Integrated Approach to Forest Ecosystem Services in in Mery, G., Alfaro, R., Kanninen, M. and Lovobikov, M. (Eds.) *Forests in the Global Balance – Changing Paradigms*. IUFRO World Series Volume 17. Vienna, Austria: International Union of Forest Research Organizations,
- CAREC. (n.d.). Integrating PES and Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (REDD) in Kyrgyzstan. Retrieved September 25, 2016, from <http://www.carecnet.org/programmes-and-activities/environmental-management-and-policy/payment-for-ecosystem-services/integrating-pes-and-reducing-emissions-from-deforestation-and-degradation-redd-in-kyrgyzstan/?lang=en>
- Chang, K. (2010). *National Land Trust Census Report: A look at voluntary land conservation in America*, Aldrich, R. and Soto, C., Eds., Land Trust Alliance, Washington, DC.
- Chan K. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. / Chan K.M.A., Satterfield T., Goldstein J. // *Ecological Economics*. – 2012, №74. – P. 8–18.
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, (5882). 1458
- Christin, Z., Bagstad, K., & Verdone, M. (2016). A decision framework for identifying models to estimate forest ecosystem services gains from restoration. *Forest Ecosystems* (2197-5620), 3(1), 1. doi:10.1186/s40663-016-0062-y
- Convention on Biological Diversity official website: <http://www.cbd.int>
- Cordingley, J.E., Newton, A.C., Rose, R.J., Clarke, R.T., Bullock, J.M., 2016. Canlandscape-scale approaches to conservation management resolve biodiversity–ecosystem service trade-offs? *J. Appl. Ecol.* 53, 96–105.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., & ... van den Belt, M. (1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Ecological Economics*, 25(1), 3.
- Cubbage, F., & Newman, D. (2006). Forest policy reformed: A United States perspective. *Forest Policy And Economics*, 9(3), 261-273. doi:10.1016/j.forpol.2005.07.008
- Daily, G. C. (1997). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press
- Daily, G. C. (1999). Developing a Scientific Basis for Managing Earth's Life Support Systems. *Conservation Ecology* (11955449),3(2), 1.
- Daniel, T. C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J. W., Chan, K. A., & ... von der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, (23). 8812.
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., & ... van Beukering, P. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 150-61. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- de Groot, R. (2006). Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape And Urban Planning*, 75 (Landscapes and sustainability), 175-186. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.016

- de Groot, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *Environmentalist*, 7(2), 105.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393.
- de Groot, R., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemsen, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(Ecosystem Services - Bridging Ecology, Economy and Social Sciences), 260-272. doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006
- Díaz-Balteiro, L., González-Pachón, J., Romero, C., 2016a. Measuring system sustainability with multi-criteria methods: a critical review. *Eur. J. Oper. Res.* (accepted).
- Díaz-Balteiro, L., Romero, C., 2004. Sustainability of forest management plans: a discrete goal programming approach. *J. Environ. Manage.* 71, 351–359.
- Díaz-Balteiro, L., Romero, C., 2008. Making forestry decisions with multiple criteria: a review and an assessment. *For. Ecol. Manage.* 255, 3222–3241
- Dodds, W. K., Wilson, K. C., Rehmeier, R. L., Knight, G. L., Wiggam, S., Falke, J. A., & ... Bertrand, K. N. (2008). Comparing Ecosystem Goods and Services Provided by Restored and Native Lands. *Bioscience*, (9), 837. doi:10.1641/B580909
- Douai A. Value theory in ecological economics: the contribution of a political economy of wealth. / Douai A. // *Environmental Values*. – 2009, №18. – P. 257–284
- EC-European Commission (2015). User Guide to the SME Definition. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 60pp.
- Farber, S., Costanza, R., Childers, D. L., Erickson, J., Gross, K., Grove, M., & ... Wilson, M. (2006). Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience*, (2). 121. doi:10.1641/0006-3568(2006)056[0121:leaefe]2.0.co;2.
- Farley J., R. Costanza . Payments for ecosystem services: From local to global/ *Ecological Economics* 69 (2010) 2060–2068
- Farley, J., Schmitt, F. A., Burke, M., & Farr, M. (2015). Extending market allocation to ecosystem services: Moral and practical implications on a full and unequal planet. *Ecological Economics*, 117244-252. doi:10.1016/j.ecolecon.2014.06.021
- Forest Stewardship Council. Global FSC certificate type and distribution, Aug. 2012, Retrieved from: <http://www.fsc.org/facts-figures.19.htm>
- Ferraro, P. J., & Kiss, A. (2002). Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science*, (5599). 1718
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Gatto, P., Pettenella, D., & Secco, L. (2009). Payments for forest environmental services: organisational models and related experiences in Italy. *Iforest : Biogeosciences And Forestry*, (1), 133
- Glaser, M., Krause, G., Ratter, B., Welp, M., (2008). Human-Nature Interaction in the Anthropocene: Potential of Social-Ecological Systems Analysis. *GAIA* 17 (1),
- Giménez, J.C., Bertomeu, M., Díaz-Balteiro, L., Romero, C., 2013. Optimal harvest scheduling in Eucalyptus plantations under a sustainability perspective. *For. Ecol. Manage.* 291, 367–376.

Goulder, L. H. and Kennedy, D. (1997). Valuing Ecosystem Services: Philosophical Bases and Empirical Methods. In Daily, G. C. *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC: Island Press. 1997.

GRI-Global Reporting Initiative (2013). G4 Sustainability Reporting Guidelines: Re-orting Principles and Standard Disclosures. Amsterdam, Netherlands.

Guzy, M., Smith, C., Bolte, J., Hulse, D., & Gregory, S. (2008). Policy Research Using Agent-Based Modeling to Assess Future Impacts of Urban Expansion into Farmlands and Forests. *Ecology And Society*, 13(1)

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010.). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. *Ecosystem Ecology A New Synthesis*, 110-139. doi:10.1017/cbo9780511750458.007

Hamilton, K., Chokkalingam, U., & Bendana, M. (2010). *State of the forest carbon markets 2009: Taking root & branching out*. Washington, D.C.: Ecosystem Marketplace.

Helliwell, D. (1969). Valuation of wildlife resources. *Regional Studies*, 3(1), 41-47. doi:10.1080/09595236900185051

Hewitt, C.D., Griggs, D.J., 2004. Ensembles-based predictions of climate changes and their impacts (ENSEMBLES). *Eos Trans.* 85 (52), 566.

IUCN (2015) Forest Landscape Restoration. Retrieved September 25, 2016, from <https://www.iucn.org/theme/forests/our-work/forest-landscape-restoration>

IUCN World Conservation Union, 2006. edited by Schmith, M., de Groot, D., Bergka, P, G. PAY establishing payments for watershed services.

Jackson, B., Pagella, T., Sinclair, F., Orellana, B., Henshaw, A., Reynolds, B., . . . Eycott, A. (2013). Polyscape: A GIS mapping framework providing efficient and spatially explicit landscape-scale valuation of multiple ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 112, 74-88. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.12.014

Janssen, M.A., Anderies, J.M., Ostrom, E., 2007. Robustness of social-ecological systems to spatial and temporal variability. *Soc. Nat. Resour.* 20, 307–322.

Jax, K., & Setälä, H. (2005). Function and 'Functioning' in Ecology: What Does It Mean?. *Oikos*, (3). 641.

Johnson, N. (2000). Strategies to build sustainable links between forests, water, and people. *Environmental Markets and Forests Workshop*. Katoomba, Australia, April 11-12, 2000.

King, R.T. (1966), Wildlife and man. *New York Conservationist*, 20(6): 8–11.

Kremen, C., & Cowling, R. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology Letters*, 8(5), 468-479. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x

Kumar, P. (2005). *Market for Ecosystem Services*. Canada, Winnipeg, Manitoba: International Institute for Sustainable Development.

Kumar, P. (2010). The economics of ecosystems and biodiversity : ecological and economic foundations. London : Earthscan, 2010.

Lähtinen, K., Guan, Y., Li, N., & Toppinen, A. (2016). Biodiversity and ecosystem services in supply chain management in the global forest industry. *Ecosystem Services*, 21(Part A), 130-140. doi:10.1016/j.ecoser.2016.07.006

- Lähtinen, K., Myllyviita, T., Leskinen, P., & Pitkänen, S. K. (2014). A systematic literature review on indicators to assess local sustainability of forest energy production. *Renewable And Sustainable Energy Reviews*, 401202-1216. doi:10.1016/j.rser.2014.07.060
- Landsberg, F., Ozment, S., Stickler, M., Henninger, N., Treweek, J., Wenn, O., Mock, G. (2011). *Ecosystem Services Review for Impact Assessment: Introduction and Guide Scoping.*, World Resources Institute, Retrieved September 25, 2016, from http://www.wri.org/sites/default/files/ecosystem_services_review_for_impact_assessment_introduction_and_guide_to_scoping.pdf
- Le, Q.B., Park, S.J., Vlek, P.L.G., 2010. Land use dynamic simulator (LUDAS): a multi-agent system model for simulating spatio-temporal dynamics of coupled human–landscape system 2. Scenario-based application for impact assessment of land-use policies. *Ecol. Inf.* 5, 203–221.
- Lyons, K. G., Brigham, C. A., Traut, B. H., & Schwartz, M. W. (2005). Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conservation Biology*, (4). 1019.
- Martínez-Alier J. Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. / Martínez-Alier J., Munda J., O'Neill J. // *Ecological Economics*. – 1998, №26. – P. 277–286.
- MEA, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Multiscale Assessment*, Millennium Ecosystem Assessment Series, 4, Washington, DC (Island Press). Google Books.
- Meijard E., S. Wunder, M. Guariguata, D. Sheil. What scope certifying forest ecosystem services? *Ecosystem Services*, Volume 7, 2014, Pages 160–166
- Mercer, D. E., Cooley, D. M., & Hamilton, K. (2011). *Taking stock: Payments for forest ecosystem services in the United States*. Washington, D.C.: Forest Trends.
- Mery, G. (2005). *Forests in the global balance: Changing paradigms*. Vienna, Austria: International Union of Forest Research Organizations.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Miller, H. G. (1997). *Forest policy: The international and British dimensions*. Aberdeen: University of Aberdeen. Second Edition.
- Mulligan, M. (2015). Trading off Agriculture with Nature's Other Benefits, Spatially. *Impact of Climate Change on Water Resources in Agriculture*, 184-204. doi:10.1201/b18652-10
- Muñoz-Rojas, M., De la Rosa, D., Zavala, L., Jordán, A., & Anaya-Romero, M. (2011). Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, Southern Spain (1956–2007). *Science Of The Total Environment*, 4092796-2806. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.04.009
- Nasi, R. (2002). *Forest ecosystem services: Can they pay our way out of deforestation?* New York: UNFF II
- Pagiola, S., Bishop, J., & Landell-Mills, N. (2002). *Selling forest environmental services: Market-based mechanisms for conservation and development*. London: Earthscan Publications.
- Pagiola, S., Ritter, K. V., & Bishop, J. (2004). *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Washington, D.C.: World Bank, Environment Dept.
- Pearce, D. W., & Warford, J. J. (1993). *World without end : economics, environment and sustainable development*. Oxford : Oxford Univ. Press, 1993.
- Peh, K. S., Balmford, A., Bradbury, R. B., Brown, C., Butchart, S. H., Hughes, F. M., . . . Birch, J. C. (2013). TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosystem Services*, 5, 51-57. doi:10.1016/j.ecoser.2013.06.003

- Powell, I. (2002). Developing markets for the ecosystem services of forests. Washington, D.C.: Forest Trends
- Powicki C.R. (1998). The value of ecological resources. *EPRI Journal*. Palo Alto, Ca.
- Price, W. (n.d.). Saving the Sink: Conserving Stored Carbon on Private Forest Lands. Retrieved September 25, 2016, from <http://www.pinchot.org/>
- Primmer, E., Karppinen, H. 2010. Professional judgment in non-industrial private forestry: Forester attitudes and social norms influencing biodiversity conservation, *Forest Policy and Economics* 12:2, 136-146.
- Rimmel, G., & Jonäll, K. (2013). Biodiversity reporting in Sweden: corporate disclosure and preparers' views. *Accounting, Auditing & Accountability Journal*, 26(5), 746-778. doi:10.1108/AAAJ-02-2013-1228
- Romero, C., 2001. Extended lexicographic goal programming: a unifying approach. *Omega-Int. J. Manage. Sci.* 29, 63–71.
- Romero, C., 2004. A general structure of achievement function for a goal programming model. *Eur. J. Oper. Res.* 153, 675–686.
- Rounsevell, M. A., Dawson, T. P., & Harrison, P. A. (2010). A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodiversity & Conservation*, 19(10), 2823-2842. doi:10.1007/s10531-010-9838-5
- Saaty, T.L., 1977. A scaling method for priorities in hierarchical structure. *J. Math. Psychol.* 15, 317–332.
- Seidl, R., Lexer, M.J., Jäger, D., Hönninger, K., 2005. Evaluating the accuracy and generality of a hybrid patch model. *Tree Physiol.* 25, 939–951.
- Sharp, R., Tallis, H., Ricketts, T., Guerry, A., Wood, S., Chaplin-Kramer, R., Nelson, E., Ennaanay, D., Wolny, S., Olwero, N., Vigerstol, K., Pennington, D., Mendoza, G., Aukema, J., Foster, J., Forrest, J., Cameron, D., Arkema, K., Lonsdorf, E., Kennedy, C., Verutes, G., Kim, C.K., Guannel, G., Papenfus, M., Toft, J., Marsik, M., Bernhardt, J., Griffin, R., Glowinski, K., Chaumont, N., Perelman, A., Lacayo, M., Mandle, L., Hamel, P., Vogl, A. (2014) *InVEST User's Guide*. Stanford, CA: The Natural Capital Project.
- Sherrouse, B., Semmens, D. , & Clement, J. (2011). A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, 31(2), 748-760. doi:10.1016/j.apgeog.2010.08.002
- Qi, Sun. Research on the Legal System of Payment for Ecosystem Services Under the Global Perspective . *Canadian Social Science*, 10 (2), 2014: 108-112.
- Termorshuizen, J. W., & Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology Landscape Ecol*, 24(8), 1037-1052. doi:10.1007/s10980-008-9314-8
- Tirri, R. (1998). *Elsevier's dictionary of biology*. Amsterdam: Elsevier.
- Troy, A., & Wilson, M. A. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, 60(Environmental Benefits Transfer: Methods, Applications and New Directions Benefits Transfer S.I.), 435-449. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.04.007

Uhde, B., Hahn, W.A., Griess, V.C., Knoke, T., 2015. Hybrid MCDA methods to integrate multiple ecosystem services in forest management planning: a critical review. *Environ. Manage.* 56, 373–388.

UNEP-WCMC (2011): Developing ecosystem service indicators: Experiences and lessons learned from subglobal assessments and other initiatives. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montréal, Canada. Technical Series No. 58.

United Nations (UN) (2014) Forest action statements and action plans. Retrieved September 25, 2016, from http://www.rff.org/centers/management_of_ecological_wealth/Pages/Forest-Conservation-Targeting-Tool.aspx

Verburg, P. H., van de Steeg, J., Veldkamp, A., & Willemen, L. (2009). From land cover change to land function dynamics: A major challenge to improve land characterization. *Journal Of Environmental Management*, 90(3), 1327-1335. doi:10.1016/j.jenvman.2008.08.005

Villa F, Bagstad KJ, Voigt B, Johnson GW, Portela R, Honzak M, Batker D (2014) A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PLoS ONE* 9(3):1–18

Villa, F., Bagstad, K., Voigt, B., Johnson, G., Portela, R., Honzak, M., & Batker, D. (n.d). A Methodology for Adaptable and Robust Ecosystem Services Assessment. *Plos One*, 9(3),

Willemen, L., Hein, L., van Mensvoort, M. E., & Verburg, P. H. (2010). Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators*, 10(Landscape Assessment for Sustainable Planning), 62-73. doi:10.1016/j.ecolind.2009.02.015

Wilson, M. A., & Carpenter, S. R. (1999). Economic Valuation of Freshwater Ecosystem Services in the United States: 1971-1997. *Ecological Applications*, (3). 772.

Wilson, M. A., & Howarth, R. B. (2002). Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*, 41(3), 431.

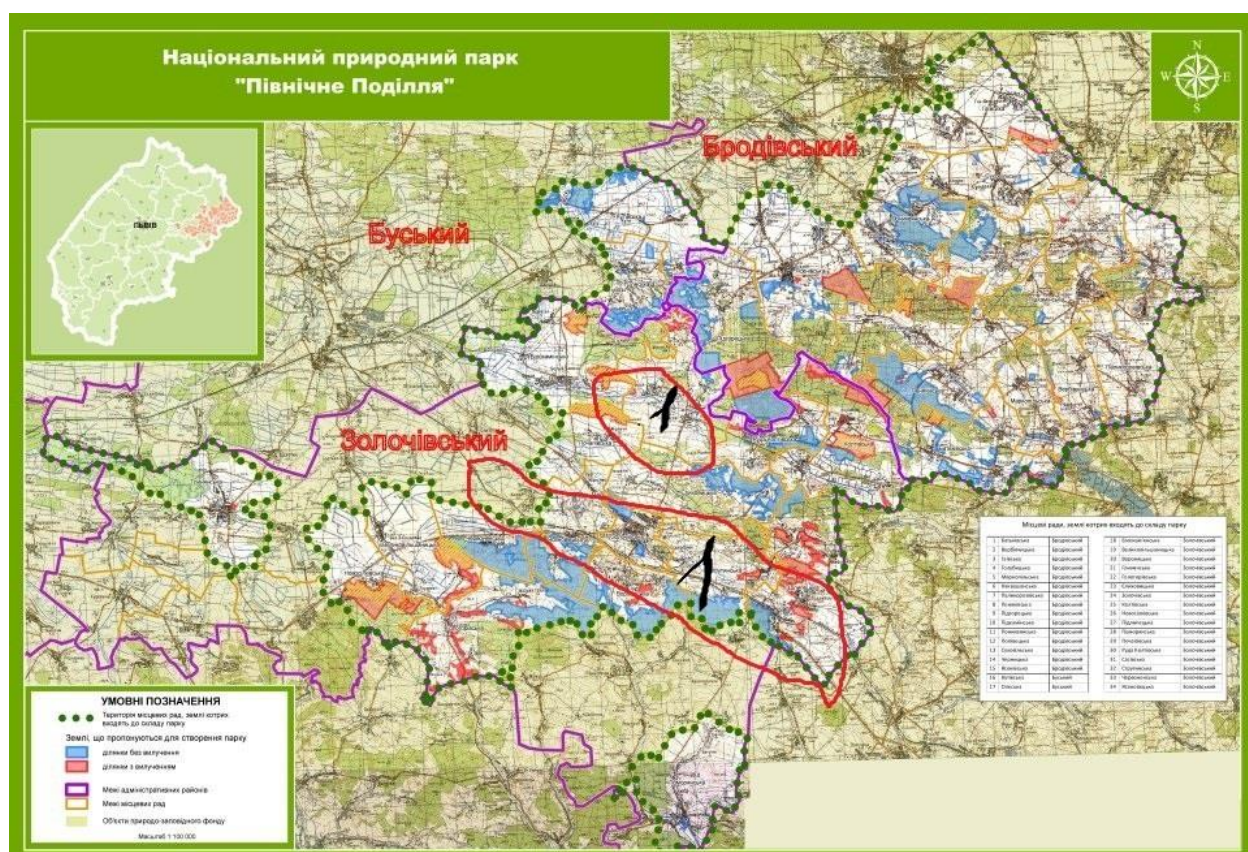
Wittmer, H., & Gundimeda, H. (Eds.). (2010). The economics of ecosystems and biodiversity. TEEB for local and regional policy makers. (Chapter 7). London: Earthscan.

Додаток 1

Вхідні дані для оцінки гідрологічної послуги лісів стосовно постачання питної води

А) Дані щодо водозбору в межах території національного природного парку «Північне Поділля» (2013р)

Площа водозбору, СВЗ	711,8 га
Рівень лісистості водозбору, Лі	78 %
Середньобогаторічна кількість опадів за існуючої лісистості водозбору, Оіл	730 мм
Середньобогаторічна величина поверхневого стоку за існуючої лісистості водозбору, СПіл	6,27 мм



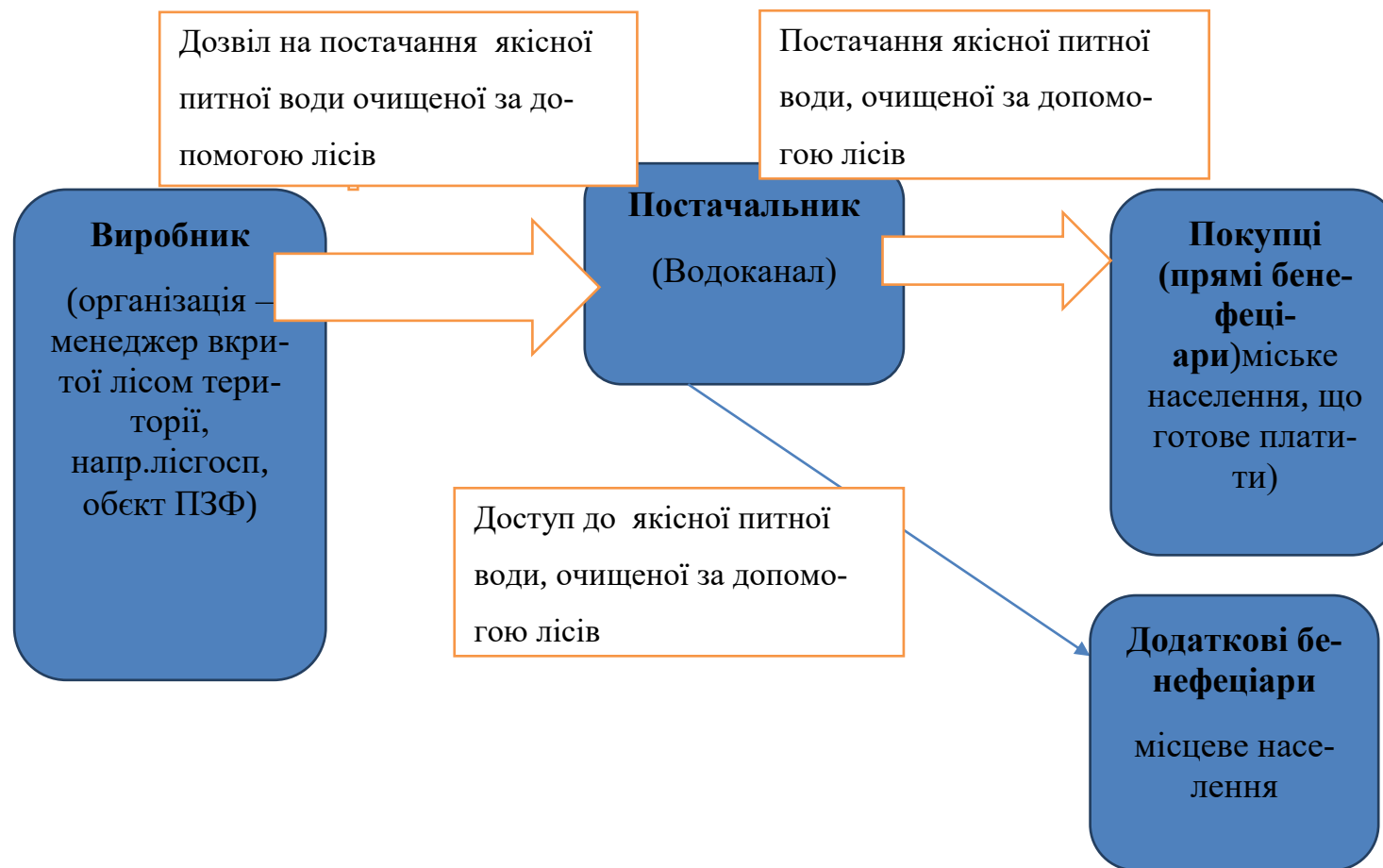
В.. Картосхема водозборів на території Національного природного парку «Північне Поділля»

Економічна оцінка функції лісових екосистем щодо продукування питної води

Етап оцінки	Формула	Умовні позначення	Результати
Встановлюємо базові нормативи впливу лісу на складові водного балансу для рівня лісистості 100 %	-	$\Delta O_{баз}$ $\Delta СП_{баз}$ $\Delta B_{баз}$	8,8 % 65% 81 мм
Розраховуємо скориговані значення для рівня лісистості 100 % на основі базових нормативів	$\Delta O_{100} = \Delta O_{баз} \%$ $\Delta СП_{100} = \Delta СП_{баз} * (1,1 * K_d + 0,9 * K_c) \%$ $\Delta B_{100} = \Delta B_{баз} * K_d (мм)$	ΔO_{100} $\Delta СП_{100}$ ΔB_{100}	8,8 % 69,29% 67,23мм
Визначаємо абсолютне значення опадів і поверхневого стоку	$O_6 = O_{in} / (1 + \Delta O_{100} * R_{oid} * 10^{-2})$ $СП_6 = СП_{in} / (1 - \Delta СП_{100} * R_{спil} * 10^{-2})$	O_6 $СП_6$	670,95мм 20,16 мм
Розраховуємо абсолютні значення зміни складових водного балансу	$\Delta O_i = O_6 * \Delta O_{100} * R_{oi} * 10^{-2} (мм)$ $\Delta СП_i = СП_6 * \Delta СП_{100} * R_{спi} * 10^{-2} (мм)$ $\Delta B_i = \Delta B_{100} * R_{ei} (мм)$	ΔO_{78} $\Delta СП_{78}$ ΔB_{78}	59,04 мм -13,76 мм 64,2 мм
Розраховуємо приріст ґрунтового стоку для і-го рівня лісистості	$\Delta СГ_i = \Delta O_i - \Delta СП_i - \Delta B_i (мм)$	$\Delta СГ_{78}$	8,62 мм
Розраховуємо вкриту лісом площу на	$S_{ли} = S_{ез} * Л_i / 100, (га)$	$S_{ли}$	555,2 га

водозборі за i-го рівня лісистості			
Розраховуємо загальну продуктивність водоохоронної функції лісу	$W_i = \Delta C \Gamma_i * S_{\text{вз}} * 10^3 \text{ (м}^3\text{)}$	W_{78}	61357 м^3
Розраховуємо середню продуктивність водоохоронної функції лісу за рік і за місяць	$Q_{ci} = (\Delta C \Gamma_i * 10^3) / L_i \text{ м}^3/\text{га (за рік)}$ $Q_{ci} = ((\Delta C \Gamma_i * 10^3) / L_i) / 12 \text{ м}^3/\text{га (за рік)}$	$Q_{c78(p)}$ $Q_{c78(m)}$	$110,5 \text{ м}^3/\text{га (за рік)}$ $9,2 \text{ м}^3/\text{га (за місяць)}$
Визначаємо економічну оцінку функції лісу щодо продукування питної води за рік і за місяць	$EO_{п(p)} = Q_{c78(p)} * C \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га}$ $EO_{п(m)} = Q_{c78(m)} * C \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га}$	$EO_{п(p)}$ $EO_{п(m)}$	$25\,194 \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га (за рік)}$ $174,8 \text{ грн} * \text{м}^3/\text{га (за місяць)}$

Інституційний механізм забезпечення послуги лісів щодо продукування питної води



Додаток 4. Алгоритм формування ринку гідрологічних послуг лісу



Додаток 5.

Приклади вирішення проблем за допомогою схем ППЕ державним відомством у сфері лісового господарства (Комісія з лісового господарства Великобританії)

Назва	Добровільний стандарт «Кодекс лісового вуглецю» (КЛВ)	Сповіднення швидкості потоку у Пікерінгу
Проблема	Поглинання діоксиду вуглецю	Зменшення ризиків пов'язаних з паводками
Короткий опис	Поглинання діоксиду вуглецю через створення нових лісів є економічно ефективним засобом запобігання змінам клімату.	Район Пікерінг відомий своєю вразливістю до паводків: 4 за минулі 11 років. Основні їх причини – неправильна культивация орних земель, надмірний випас худоби, надмірний дренаж лісів та вересовищ, неякісне управління акваторіями річок.
Реагування на відповідному до постачання ПЕ рівні	Поглинання діоксиду вуглецю є бажаним майже повсюдно, тому КЛВ заохочує заліснення земель по всій Великобританії. На ділянках де проводились навчання в рамках КЛВ було можливо перетворити 160 га пасовищ у ліси.	Ризики паводків просторово визначені та залежать від топографії, кількості опадів та землекористування. Адекватний для інтервенцій масштаб залежатиме від площі що піддається певному рівню ризику, у цьому випадку – водозбір Пікерінг Беку.
Вихідні умови	Вихідні показники були визначені через розрахунок існуючого утримання вуглецю в рамках території (деревна біомаса, мертва деревина, інша біомаса та ґрунти).	Фахівці з університету Дарема змоделювали потік води у водозборі Пікерінгу з врахуванням вихідних умов та інформацією про попередні паводки.
Права власності на землю	Вимогою КЛВ є підтвердження власності на землю. В цьому випадку землевласником було Міністерство Оборони.	Для зниження ризиків необхідними були заходи на різних ділянках водозбору. Половина земель знаходилась у власності Комісії з лісового господарства, Національного вересового парку Йорку, або володінь Дюків Ланкастера. Решта земель перебували у приватних землевласників, які не завжди були готові до співпраці.
Оцінка ризиків	Управління ризиками є частиною КЛВ, включно з всебічною оцінкою природних, соціальних, фінансових, законодавчих ризиків. для зниження ризиків використовувались нижні показники рівнів поглинання та буфери.	Проект відбувався у співпраці з громадою, яка не поділяла його цілей щодо змін у ландшафті, що врешті не дозволило втілити усе заплановане. Деякі з заходів можуть призвести до зростання ризиків через синхронізацію потоків.
Визначення необхідних ін-тервенцій	Є чіткий послідовний зв'язок між залісненням та поглинанням вуглецю. Комісія з лісового господарства	Ключовим є визначення способів формування паводків в районі водозбору, та впливу практик мене-

	розробила довідкові таблиці за якими можна визначати рівень поглинання вуглецю різними деревами за різних режимів лісового менеджменту.	джменту і землекористування на швидкість та об'єм потоків. Модель розроблена фахівцями університету Дарема дозволила ідентифікувати найбільш доцільні для інтервенцій ділянки. Заходи включали посадку прибережних дерев та створення дамб.
Режим плати	КЛВ базується на результативному підході – компанії платять за кількість тон поглинутого діоксиду вуглецю. Кодекс дозволяє продавати як реальні так і попередньо розраховані кредити, що сприяє дохідності на різних етапах. Англійська схема лісових грантів також може допомогти покрити початкові витрати.	Уповільнення потоку для Пікерінга засновувалось на режимі плати в залежності від заходів, фінансування забезпечувалось різними урядовими агентствами. Ключовим джерелом виступив Департамент докільля, продовольства та сільських справ, також за підтримки Комісії з лісового господарства та ін.
Масштаб та вплив	Поглинання вуглецю залежить від типу заліснених земель, вибраних порід дерев та режиму менеджменту.	Моделювання врахувало питання впливу різних типів земель на ризики паводків на різних рівнях масштабу.
Творення довіри	Комісія з лісового господарства веде реєстр проектів сертифікованих за КЛВ. Це підвищує прозорість та забезпечує інвесторам впевненість у тому що вони отримають те, за що платять.	Діє план залучення громади, відбувалось інформування громади впродовж двох спеціально відведених для цього днів – через відповідальних осіб, веб-сайт та місцеві медіа. Якісна комунікація була необхідною передумовою успіху проекту.
Моніторинг результатів	Проекти перевіряються на відповідність критеріям та кожні 5 років проходять повторну перевірку.	Гідропости Агентства з питань докільля та сім додаткових реєстраторів рівня води рівня води встановлених Центром дослідження лісу використовуються для виявлення впливу заходів із запобігання паводків на швидкість та інші параметри потоків.

Про програму FLEG II (ENPI East)

Програма ФЛЕГ II (ЄІСП Схід) «Правозастосування й управління в лісовому секторі країн східного регіону дії Європейського інструменту сусідства та партнерства-2» покликана забезпечити підтримку в зміцненні систем управління в лісовому секторі країн-учасниць. На регіональному рівні Програма спрямована на поступ у реалізації Санкт-Петербурзької міністерської декларації 2005 року. На рівні країн Програма здійснює аналіз або перегляд лісової політики, правової бази й адміністративної структури лісового сектору; сприяє підвищенню рівня знань і зміцненню підтримки сталому управлінню лісами й удосконаленню систем управління в лісовому секторі, зокрема з урахуванням впливу відповідних вимог законодавства ЄС. На субнаціональному (місцевому) рівні Програма приділяє багато уваги розробці, тестуванню й оцінці пілотних проектів сталого лісокористування з метою тиражування та обміну успішним досвідом. Країни-учасниці: Азербайджан, Вірменія, Білорусь, Грузія, Молдова, Росія й Україна. Програма фінансується Європейським Союзом.

<http://www.enpi-fleg.org>

Партнери проекту



ЄВРОПЕЙСЬКА КОМІСІЯ

Європейський союз є найбільшим у світі донором процесу офіційного сприяння розвитку. Europe Aid – генеральний директорат розвитку і співпраці Європейської комісії – розробляє Європейську політику розвитку і надає допомогу по всьому світу. Ця допомога надходить через ряд фінансових інструментів, при цьому особлива увага приділяється забезпеченню якості та ефективності допомоги, що надходить від Європейського союзу. У своїй активній участі у сфері розвитку ми прагнемо до утвердження принципів ефективного управління, зміцнення людського потенціалу та стимулювання економічного розвитку, а також до вирішення таких глобальних завдань як боротьба з голодом і збереження природних ресурсів.

http://ec.europa.eu/index_en.htm



СВІТОВИЙ БАНК

Група Світового банку – одне з найбільших у світі джерел знань та фінансування, які надаються 188 державам-членам. Акціонерами організацій, що входять до складу Групи Світового банку, є уряди держав-членів, що мають право ухвалення остаточних рішень в рамках цих організацій за усіма аспектами, включаючи питання стратегії, фінансування та членства. До Групи Світового банку входять п'ять тісно пов'язаних між собою організацій: Міжнародний банк реконструкції та розвитку (МБРР) та Міжнародна організація розвитку (МАР), які разом утворюють Світовий банк; Міжнародна фінансова корпорація (МФК); Багатостороннє агентство з інвестиційних гарантій (БАІГ) та Міжнародний центр врегулювання інвестиційних спорів (МЦВІС). Кожна організація грає певну роль у виконанні місії Групи Світового банку щодо викорінення крайньої бідності шляхом скорочення населення, яке живе менше ніж 1,25 долара США на день, до рівня, що не перевищує 3%, й забезпечення загального процвітання за рахунок підвищення рівня доходів 40% найбідніших

верств населення в кожній країні. Більш детальна інформація надана на сайтах:

<http://www.worldbank.org> <http://www.ifc.org> <http://www.miga.org>



МІЖНАРОДНИЙ СОЮЗ ОХОРОНИ ПРИРОДИ

Діяльність Міжнародного союзу охорони природи (МСОП/IUCN) спрямована на пошук оптимальних рішень найгостріших проблем охорони довкілля та розвитку. МСОП приділяє особливу увагу необхідності цінувати та охороняти природу, забезпечувати її ефективне та справедливе використання й розробляти базоване на збереженні природи вирішення таких глобальних проблем як зміна клімату, забезпечення продовольством та розвиток. МСОП надає підтримку науковим дослідженням, організує проекти на місцях в усьому світі й допомагає об'єднувати діяльність неурядових організацій, ООН та компаній з формування політики та розробки правових принципів та передових практик. МСОП – найстаріша і найбільша міжнародна екологічна організація в світі, що об'єднує понад 1200 урядових та неурядових структур і близько 11 тис. фахівців з 160 країн, що працюють на добровільній основі. Діяльність МСОП забезпечується роботою понад 1 тис. штатних співробітників більш ніж в 45 офісах і сотнями партнерських організацій державного, громадського та приватного секторів по всьому світу.

<http://www.iucn.org>



ВСЕСВІТНІЙ ФОНД ПРИРОДИ

Всесвітній фонд природи (WWF) – одна з найбільших у світі і найбільш авторитетних незалежних природоохоронних організацій, що об'єднує близько 5 млн. прихильників і має відділення більш ніж у 100 країнах. Місія WWF – у запобіганні дедалі глибшій деградації природного середовища планети і досягненні гармонії людини і природи, збереження біологічного розмаїття Землі та забезпеченні сталого використання відновлюваних природних ресурсів і зниженні рівня забруднення довкілля та марнотратного споживання.

www.panda.org