

ІНВАЗІЯ ЯСЕНЕВОЇ ВУЗЬКОТІЛОЇ ЗЛАТКИ *AGRILUS PLANIPENNIS* FAIRMAIRE (COLEOPTERA: BUPRESTIDAE): ТАКТИКА ДІЙ

У 2019 році зафіксовано проникнення на територію України карантинного інвазійного шкідника ясеневі смарагдової вузькотілої златки *Agrilus planipennis*. Цей небезпечний інвайдер становить загрозу виживанню дерев ясеня у лісах, захисних лісосмугах та зелених насадженнях населених пунктів. Особливості біології та екології цього виду на території України потребують проведення детальних досліджень, оскільки ясенєва смарагдова златка відзначається широкою пластичністю та здатністю пристосовуватися до різних умов у межах свого ареалу. Для ознайомлення фахівців лісового та садово-паркового господарств із новим небезпечним інвазійним видом проаналізовано літературу, охарактеризовано особливості біології та фенології ясеневі вузькотілої златки. Оцінено вірогідність поширення златки територією України. Особливу увагу приділено методам виявлення та нагляду за поширенням цього шкідника. Узагальнено інформацію про методику викладання ловильних дерев та відбору гілок, варіанти застосування феромонів, типи феромонних пасток та умови їх встановлення. Охарактеризовано методи протидії подальшому поширенню та боротьби із ясенєвою вузькотілою златкою включаючи методи контролю: біологічного (використання природних ворогів і паразитоїдів) та хімічного (застосування інсектицидів).

Ключові слова: *Agrilus planipennis*; ясен; інвайдер, ловильні дерева; феромонні пастки; природні вороги та паразитоїди.

"In terms of invasive forest pests, emerald ash borer may well represent a worst-case scenario."

"У випадку інвазійних лісових шкідників, вузькотіла смарагдова ясенєва златка добре демонструє найгірший випадок, який може бути."

D. A. Herms and D. G. McCullough (2014)

Вступ. Ясенєва смарагдова вузькотіла златка *Agrilus planipennis* Fairmaire 1888 на даний час вважається найбільш небезпечним видом, який призводить до руйнування лісових екосистем та є причиною значних економічних втрат у країнах Північної Америки (Aukema et al., 2011; Herms and McCullough, 2014). На сьогодні цей вид є офіційно задокументований на території України (<https://gd.eppo.int/taxon/AGRLPL/distribution/UA>). Англійську назву Emerald ash borer у спеціальній міжнародній літературі та документах з карантину рослин часто скорочують – ЕАВ. У "Переліку регульованих шкідливих організмів" (Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України № 397 від 16.07.2017 р.) подано назву – вузькозлатка ясенєва смарагдова. У Європі, смарагдова златка має найвищий карантинний статус (EPPO, 2013). Виявлення ЕАВ на території України в кінці літа 2019 р. (Drogvalenko, Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2019) ставить нові серйозні виклики перед працівниками лісового та садово-паркового господарств. Дендрохронологічні дані показали, що цей азіатський жук вперше проник в передмістя Детройту в південно-східному Мічигані (США) на початку 1990-х, якщо не раніше (Siegert et al., 2014b). Однак пізніше, лише через 10 років, у 2002 році, ЕАВ було визнано основною причиною відми-

¹ Мацях Ірина Павлівна – кандидат біологічних наук, докторант кафедри лісівництва. Національний лісотехнічний університет України, вул. Генерала Чупринки, 103, м. Львів, 79057, Україна. Тел.: +38-032-260-04-08. E-mail: iramatsah@ukr.net ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2249-1296>

рання дерев ясена (*Fraxinus* spp.) на більшій частині території Детройту та в сусідньому Віндзорі, (провінція Онтаріо, Канада) (Cappaert et al., 2005b; Poland and McCullough, 2006). Незважаючи на всі, застосовані в той час, федеральні та державні регулятивні заходи, покликані мінімізувати подальше розповсюдження златки зі зрубаною деревиною, дровами чи садивним матеріалом (Harms and McCullough, 2014; Siegert et al., 2014b), перелік штатів та графств охоплених інвазією ЕАВ розширювався кожного року. Пошкодження ЕАВ зафіксовано у 35 штатах США, а також у п'яти провінціях Канади (ЕАВ.info, 2019). Понад 20 мільйонів дерев (*Fraxinus* spp.) уже знищені та понад 8,5 мільярдів дерев ясена, що ростуть у лісах континентальної частини США та Онтаріо, і мільйон більше дерев ясена в ландшафтних посадках США знаходяться під загрозою заселення златкою (US Federal Register, 2003; Poland and McCullough, 2006). У 2017 році Міжнародна організація з охорони природи додала п'ять основних північно-американських ясенів до «червоного списку» критично зникаючих видів дерев.

Перші згадки про спалахи златки в Росії датуються 2003 роком (Шанхиза, 2007). Однак, наявність смарагдової златки, яка призвела до відмирання більшості ясенів на вулицях і парках Москви протягом 2003-2006 років, офіційно підтверджено пізніше (Мозолевская, Ижевский, 2007; Мозолевская, Исмаилов, 2007; Мозолевская и др., 2008; Varanchicov et al., 2008; Orlova-Bienkowskaja, 2014). Експертні оцінки показали, що тільки на території Москви відмерло більше 1 мільйона дерев ясена (Гниненко, Клюкин, 2017). Ясенова смарагдова златка і надалі залишається критично важливим лісовим шкідником у Північній Америці, наслідки її вторгнення можуть бути настільки ж серйозними і у багатьох європейських країнах. Подальше поширення ЕАВ з Західної Росії та проникнення на територію України становить небезпеку трьом корінним для Європи видам ясенів. З огляду на це зрозумілим є занепокоєння європейських вчених та їх зацікавленість у підготовці до протидії ймовірному поширенню ЕАВ.

Мета роботи: проаналізувати вплив смарагдової вузькотілої златки на види ясенів в Україні; охарактеризувати особливості біології ясеневої смарагдової златки та динаміку її популяцій; дати оцінку методам прогнозування її поширення; оцінити ефективність методів і тактики, застосованих в Північній Америці для боротьби із ЕАВ.

Результати досліджень. Ясени в Україні та Європі під загрозою. Види ясенів східноазійського походження мають тривалу історію коеволюції з ЕАВ і є більш стійкими – за рахунок тривалого природного відбору у них виробився певний комплекс захисних властивостей протидії цій златці, на відміну від ясенів Північної Америки та Європи (Wei et al., 2004, 2007; Liu et al., 2007; Rebek et al., 2008). Азіатські види маньчжурський ясен (*Fraxinus mandshurica* Rubr.) та два види китайських ясенів (*F. chinensis* Roxb. і *F. rhyncophylla* [Hance] A.E. Murray) належать до рослин-господарів златки (Wei et al., 2004, 2007). Північноамериканські ясени пенсільванський (*F. pennsylvanica* Marshall), білий (*F. americana* L.), чорний (*F. nigra* Marshall), *F. profunda* [Bush] Bush та голубий (*F. quadrangulata* Michx.) (Knight et al., 2013; Anulewicz et al., 2008; Tanis and McCullough, 2012) визнані як дуже чутливі до заселення златкою. До 2010 року, златкою було знищено більше 99% дерев білого, зеленого та чорного ясенів у лісах південно-східного Мічігану біля осередку спалаху інвазії, що призвело до повного припинення збору насіння

та вирощування цих видів ясенів в розсадниках (Kashian and Witter, 2011; Klooster et al., 2014). Дерева розміром від 2,5 до 90 см діаметром на висоті грудей повністю загинули при пошкодженні златкою, що сягнуло катастрофічного рівня відмирання (McCullough, 2019). Ясен орегонський (*F. latifolia* Benth.), аборигенний вид західного узбережжя Північної Америки також виявився дуже вразливим до ЕАВ на південному сході Мічигану (Driesche і Reardon, 2015).

Поточна ситуація з *A. planipennis* на європейській частині Росії досить схожа на ситуацію на Півночі Америки. Перші зафіксовані пошкодження *A. planipennis* в Росії спостерігалися на *F. pennsylvanica* (Волкович 2007; Мозолевская и др., 2008). Цей вид ясеня, інтродукований з Америки, значною мірою домінує в міських насадженнях, і вважається одним із шести найпоширеніших дерев в Росії (Baranchikov et al., 2008). До недавнього не було зрозуміло чи європейський ясен (*F. excelsior* L.) може пошкоджуватись златкою (Baranchikov et al., 2008), зважаючи на одиничне спостереження в Росії (Волкович, 2007) та результати експерименту, де показана здатність дорослих особин златки жити на листях ясеня звичайного (Pureswaran і Poland, 2009). Дослідження, проведені пізніше, показали, що *F. excelsior* є так само чутливий до заселення златкою (Orlova-Bienkowskaja, 2014). Практично всі дерева ясеня звичайного в Москві та її околицях, а також в районах Орла, Воронежа і Тули пошкоджені златкою (Baranchikov et al., 2010; Orlova-Bienkowskaja, 2014). За даними Orlova-Bienkowskaja et al. (2019) усі випадки пошкодження ясеня звичайного спостерігаються в осередках масового спалаху златки в посадках *F. pennsylvanica*, коли златка використовує ясен звичайний як додаткове джерело для живлення та заселення. *Agilus planipennis* ще не є типовим лісовим шкідником, оскільки пошкодження ясенів в Україні та Росії відбувається в міських насадженнях та захисних смугах вздовж доріг, магістралей. Осередок пошкодження златкою в Україні поки, що обмежується Луганською областю (рис. 1), але розширюється порівняно з літом 2019 і немає сумніву, що пошкодження *F. pennsylvanica* буде продовжуватися та ймовірно, що скоро досягне міст Чернігів, Суми та Харків (Orlova-Bienkowskaja et al., 2019).

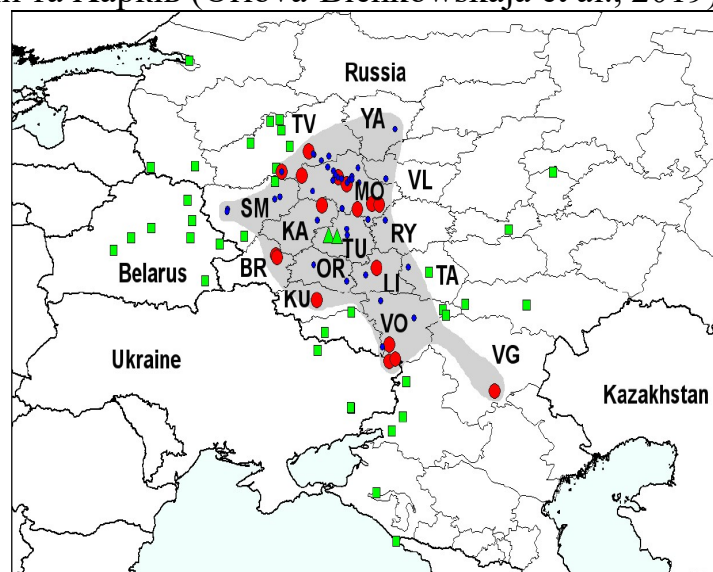


Рис. 1. Ареал поширення *A. planipennis* в європейській частині Росії та Україні в 2019 році (за даними Orlova-Bienkowskaja et al., 2019) Червоні крапки вказують на місця, де виявлено *A. planipennis*. Зелені квадрати вказують місця, де златку не було виявлено під час обстежень у 2017-2019.

В лісових насадженнях України деревостани з перевагою у складі видів роду *Fraxinus* займають біля 154 тис. га. Найбільші площі насаджень ясеня звичайного (рис. 2) зосереджені в центральній частині України (Вінницька, Кіровоградська, Полтавська та Черкаська області). Ясен звичайний є типовим мезотрофом, тому досить часто трапляється у складі лісостанів дуба як субдомінант.

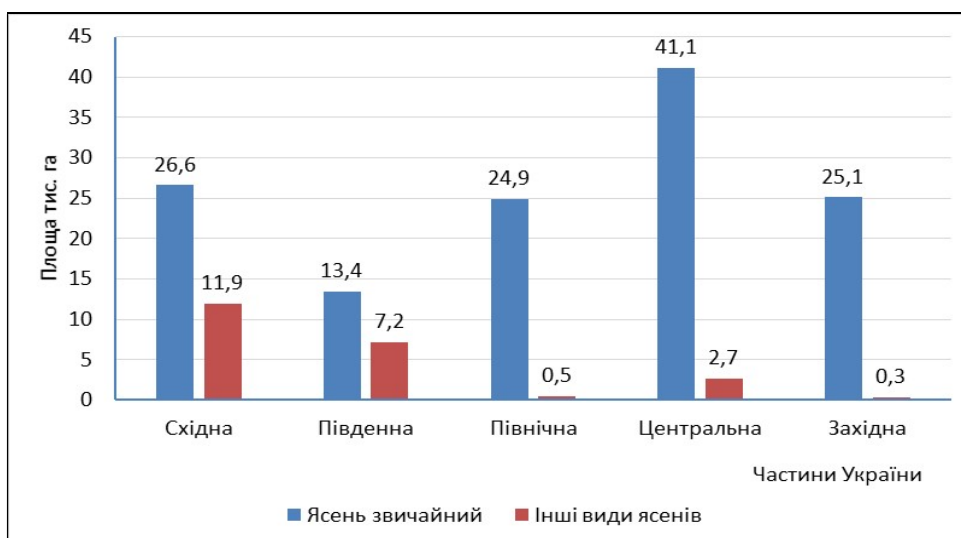


Рис. 2. Площі насаджень з перевагою у складі ясеня на території України

В східній та південній частинах України у лісових культурах часто використовували інтродукований ясен пенсільванський, який краще витримує посушливі умови цих регіонів. На території Херсонської області насадження ясеня пенсільванського становлять 92,4% від площі лісостанів з участю видів роду *Fraxinus* (рис. 3), високий процент насаджень цієї породи є на території областей Запорізької, Дніпропетровської, Луганської, Донецької та Полтавської.

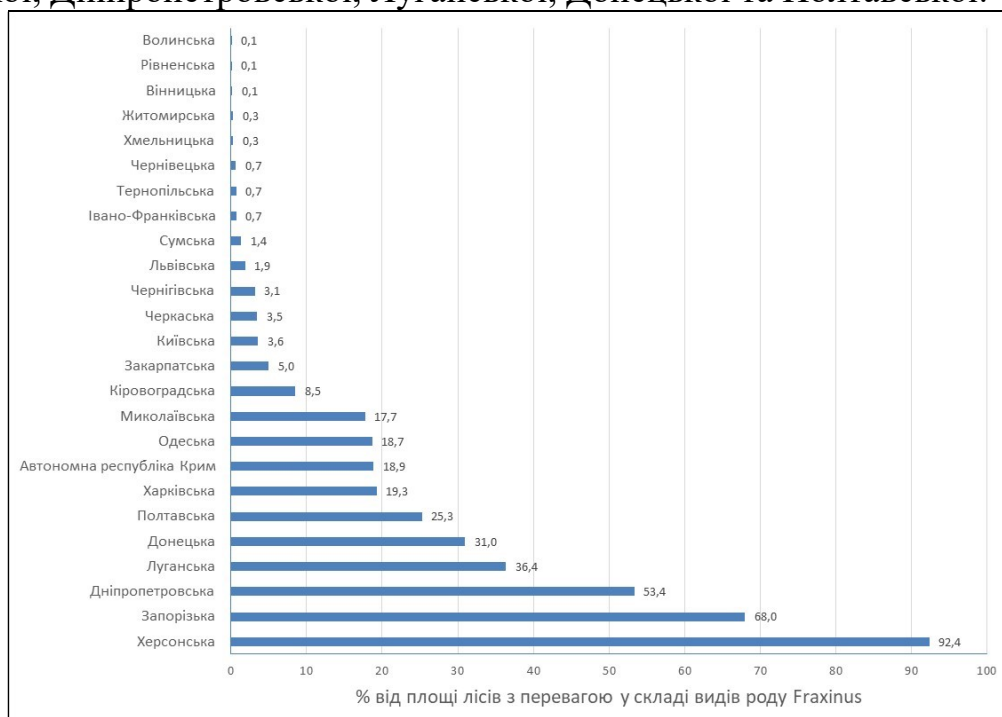


Рис. 3. Процент площ, зайнятих насадженнями ясеня пенсільванського у різних областях України

В Україні ясен пенсільванський, так само як і у Росії (Baranchikov et al., 2008), часто висаджували в містах, полезахисних та придорожніх лісосмугах. Однак, на даний час ця порода розглядається як небезпечний інвазійний вид, який може безконтрольно поширюватися та суттєво впливати на структуру і стан природних екосистем (Prots et al., 2011), водночас також має значення його низька стійкість до заселення ЕАВ (Orlova-Bienkowskaja, 2014).

Прогнози щодо ймовірності значних пошкоджень ясеня звичайного залишаються невизначеними. Не можна також ігнорувати того факту, в Україні, як і у Європі, ясен звичайний також відіграє значну роль в озелененні міст. Якщо златка пошириться далі на захід, то це зможе значно вплинути на стан дерев ясеня, особливо зважаючи на сучасну проблему в Європі, спричинену патогенним грибом *Hymenoscyphus fraxineus* (Musolin et al., 2017, Vasaitis and Enderle 2017) і не відомо якою в подальшому буде взаємодія між цими двома інвазійними видами та який це матиме вплив на швидкість поширення *A. planipennis* територією України, Білорусії та інших європейських країн.

Прогнози щодо поширення *A. planipennis* до 2022. Ясенева смарагдова златка інтенсивно розселяється і, швидше за все, буде виявлена в інших європейських країнах у найближчі роки (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2018). За 16 років від моменту першого виявлення у Європі, *A. planipennis* поширилась на площі понад 600 000 км² (ця площа більша за територію Іспанії). Ясенева смарагдова златка поширилась на території 16 регіонів Росії (Белгород, Брянськ, Калуга, Курськ, Липецьк, Москва, Орел, Рязань, Смоленськ, Тамбов, Тула, Твер, Володимир, Волгоград, Воронеж та Ярославль), а тепер і в межах Луганської обл. України (Orlova-Bienkowskaja et al., 2019). На даний час природне поширення популяції *A. planipennis* обмежується лише кількома кілометрами на рік (Siebert et al., 2010), однак за іншими даними, ЕАВ може поширюватися до 10 км за рік (Mercader et al., 2009). Швидше за все її перенесення на великі відстані відбувається внаслідок перевезення заселеної деревини. Через 10 років після першої появи в європейській частині Росії ясеневу вузькотілу златку було виявлено аж на 460 км далі від первинного місця заселення (Orlova-Bienkowskaja, 2014). Є припущення, що цей інвайдер на європейській території Росії з'явився швидше, ніж його вдалося ідентифікувати (Беньковская, 2017). В США розселенню цієї златки сприяло широке використання деревини ясеня в якості дров (Poland, 2007). На відміну від США, дрова ясеня не використовуються в європейській частині Росії, вектором швидкого розселення дорослих жуків *A. planipennis* тут, найімовірніше, є великогабаритні транспортні засоби, з допомогою яких (свого роду "автостопом") златка може проникати на нові території (Straw et al., 2013). Знахідки *A. planipennis* поблизу залізничних вузлів, також вказують на можливість поширення златки залізничним транспортом (Беньковская, 2017).

За даними рекурентного алгоритму, до 2022 року вірогідність розселення смарагдової златки в Україні, Білорусії, Естонії, Латвії та Литві складає від 15 до 40% (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2018) (рис. 4).

На жаль, немає значних географічних бар'єрів, які могли б уповільнити поширення цього шкідника з Росії до інших сусідніх країн. Регулярні обстеження та контроль необхідні, оскільки ясенева смарагдова златка на нових територіях може з'явитися в будь-який час. Подальше поширення смарагдової златки залежать від

багатьох непередбачуваних факторів, зокрема, погоди. Є кілька факторів, які можуть у деяких випадках уповільнити або прискорити розповсюдження *A. planipennis*. Однак, навряд чи вони суттєво змінять швидкість поширення златки протягом найближчих 5 років.

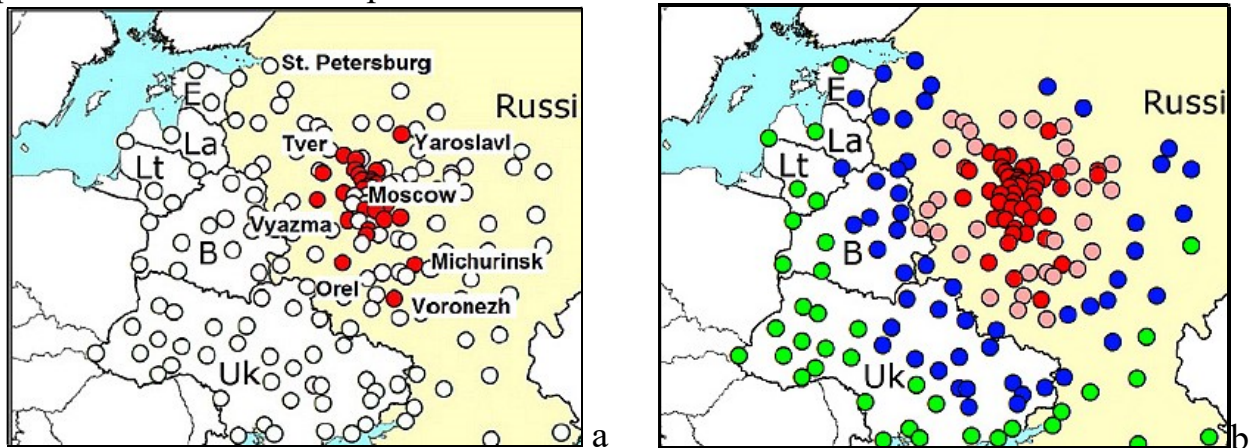


Рис.4. Поширення *Agrilus planipennis*: a – поширення в 2016-2017 рр.; b – прогноз поширення до 2022 р.; 1 – вірогідність появи шкідника до 2022 р. більше 85%, 2 – 40-85%, 3 – 15-40%, 4 – менше 15% (за даними Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2018).

Фактори, які можуть уповільнити поширення *A. planipennis*:

- Надзвичайно сильні морози взимку. Для *A. planipennis* обов'язковою є зимівля у стадії передлялечки (Herns & McCullough, 2014; Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2016). Однак передлялечки гинуть при температурі нижче $-35,3^{\circ}\text{C}$ (Crosthwaite et al., 2011). Такі низькі температури взимку в Україні спостерігаються дуже рідко, але цей чинник може обмежити поширення смарагдової вузькотілої златки на північ Європи, а в окремі зими може мати значення і на нашій території.
- Масове розмноження паразитоїдів. Близько 50% дорослих особин *A. planipennis* можуть гинути від дії паразитоїда *Spathius polonicus* (Orlova-Bienkowskaja, 2015; Orlova-Bienkowskaja & Belokobylskij, 2014). Цей природний ворог може суттєво зменшити чисельність популяції *A. planipennis* і сповільнити її поширення. Однак, як правило, паразити не здатні повністю ліквідувати осередки поширення ЕАВ.
- Спонтанне зниження чисельності популяції златки. Значна частина популяції інвазійних немісцевих видів може періодично різко зменшуватися через хвороби та інші причини (Simberloff & Gibbons, 2004).

Фактори, які теоретично можуть сприяти поширенню ЕАВ:

- Надзвичайно спекотне літо. Екстремальна спека та посуха можуть сприяти спалахам стовбурових шкідників (Komarova, 2015).
- Поширення златки в лісі. Ясен звичайний (*Fraxinus excelsior*) також пошкоджується смарагдовою златкою тому, теоретично, проникнення в лісові насадження може сприяти розповсюдженню шкідника. На території України досить часто створювали лісові культури з участю ясеня пенсільванського (*F. pennsylvanica*), що також буде сприяти поширенню ЕАВ.
- Зникнення ясеня як кормової рослини-господаря. На території Європи спостерігається інтенсивне відмирання дерев ясеня звичайного, спричинене інвазій-

ним грибом-аскоміцетом *Hymenoscyphus fraxineus*, що походить із Східної Азії. Зафіксоване відмирання ясена звичайного і на території України (Мацях та Крамарець, 2014; Matsiakh et al., 2016). Досі не існує досліджень щодо характеру екологічних взаємодій між цими двома інвазійними видами.

Особливості біології вузькотілої смарагдової златки *Agilus planipennis*.

A. planipennis (рис. 5) належить до родини Buprestidae – златки (metallic wood-boring beetles). Життєвий цикл розвитку ЕАВ, симптоми пошкодження златкою дерев ясеня детально описані і опрацьовані (de Groot et al., 2006; Driesche та Reardon, 2015; Orlova-Bienkowskaja та Bieńkowski, 2016). Однак, аналіз особливостей її біології є важливим з огляду на загрозу, яку він становить і буде становити у найближчому майбутньому.



Рис. 5. Доросла особина вузькотілої смарагдової златки *A. planipennis* (Фото James Connell, Austrian Research Centre for Forests (BFW), Vienna, Austria)

ЕАВ може успішно заселяти як здорові, так і ослаблені дерева ясеня різного віку та різного діаметру – від саджанців діаметром 2-3 см до зрілих дерев, як на відкритих просторах, так і в середині насаджень (Liu et al., 2003; Wei et al., 2004; Poland and McCullough, 2006; Baranchikov et al., 2008; Haack et al., 2002; McCullough et al., 2009; Wang et al., 2010).

Спостереження в осередках показали, що ясенева смарагдова вузькотіла златка на півдні Далекого Сходу є тепло- і світлолюбивим видом. Може використовувати одні і ті ж дерева для розмноження протягом кількох років. Додаткове живлення жуків (імаго) проходить на листках ясеня (Юрченко и др. 2013).

Аналіз заселення облікових дерев ясеня пенсільванського показав, що на початку розвитку осередків тривалість заселення одного і того ж дерева становить 5-7 років, а при досягненні високої чисельності златки, цей термін скорочується до 3-4 років. Щільність заселення личинок при цьому коливається від 0,3 до 1,7 шт. на 1 дм². На щільність заселення також впливають загальний стан дерева, діаметр стовбура і товщина кори, частка живого лубу, та ушкодження різного ступеня, отримані деревом раніше (Юрченко и др. 2013).

Як це характерно для багатьох видів *Agilus*, дерева часто гинуть після 1-3 років послідовного пошкодження златкою, при цьому відмирання, зазвичай, починається з гілок крони і просувається до низу стовбура в наступні роки (Haack and Benjamin, 1982; Cappaert et al., 2005; Ryall et al., 2011; Foelker et al., 2013). Однак, у дерев ясеня невеликого діаметру початкові інвазії ЕАВ часто починаються на головному стовбурі (Timms et al., 2006; Wei et al., 2007; Tluczek et al., 2011). У багатьох дерев ясеня, пошкоджених ЕАВ, у нижній частині стовбура розроста-

ються водяні пагони, які функціонують аж до повного відмирання дерева (Cappaert et al., 2005; Wang et al., 2010).

Перша поява жуків ЕАВ тісно збігається з періодом, коли цвіте робінія звичайна (*Robinia pseudoacacia*). В Україні це травень-червень. Цей фенологічний показник може бути індикатором появи імаго златки в різних регіонах (Herms et al., 2019). Дорослі особини живляться листками ясеня. Досягнувши статевої зрілості, спарюються в кроні. Самки відкладають яйця на поверхню чи в тріщини кори. Пік відкладання яєць та виходу личинок припадає на період з початку червня до початку середини серпня, залежно від регіону та погоди. Стадія яйця зазвичай триває 7-18 днів та залежить від температури. Новонароджені личинки прогризають поверхню яйця, яка контактує з корою, і прокладають хід через кору до камбію, де вони живляться флоемою та зовнішньою ксилемою, створюючи заповнені порошнею ходи (Wei et al., 2007; Wang et al., 2010). Личинкові ходи, як правило, мають звивисту (змієподібну) форму на здорових, добре розвинених деревах-господарях (рис. 6). На ослаблених деревах та при високій щільності личинок їх ходи більш рівніші, поздовжні (Wei et al., 2007; Wang et al., 2010).



а



б

Рис. 6. Ознаки пошкодження ясеня пенсільванського ЕАВ на території загально-зоологічного заказника місцевого значення “Герасківський”: а – звивисті ходи, б – заповнені порошнею ходи з личинками (фото надані відділом фітосанітарного аналізу ДУ “Луганська обласна фітосанітарна лабораторія”)

Молоді личинки більш чутливі до інсектицидів, ніж личинки старшого віку. Більше того, боротьба з молодими личинками запобігає подальшому пошкодженню дерева личинками старшого віку, які прокладають ходи більшого розміру і тим самим травмують більшу площу лубу під корою. Весняне лікування дерев інсектицидами системної дії є ефективнішим, ніж коли таке лікування застосовується восени (Herms et al., 2019).

Личинка 4 віку, яка закінчила розвиток вигризає лялечкову колісочку в ксилемі та зимує там. Якщо личинка не встигає досягнути 4 віку за один сезон, то її розвиток затягується ще на один рік: перший раз вона зимує в личинковому ході, а другий – в лялечковій колісочці (Беньковская, 2017). Petrice and Naack (2007) виявили, що для ЕАВ може знадобитися два роки, щоб звершити цикл розвитку на зрубаних колодах або дровах, особливо коли деревина вже добре висохла. Навесні личинки, які перезимували в лялечкових камерах, формують передлялечки, поступово змінюючи своє тіло – вони стають коротшими та набувають більш циліндричної форми. Потім передлялечки линяють перетворюються у лялечки відкритого типу (Wang et al., 2010). Лялькування відбувається пізньою весною та на початку літа і зазвичай триває 3-4 тижні. Після еклізії (появи імаго із лялечки) новоутворені жуки залишаються в своїй камері приблизно один тиждень, перш ніж прогризуть собі шлях із дерева на зовні, збільшуючи вихідний канал, створений раніше зрілою личинкою (Wei et al., 2007; Wang et al., 2010). Вихідний отвір, зроблений дорослими особинами, зазвичай має D-подібну форму, плоска сторона “D” відповідає верхній стороні тіла імаго. Після вильоту дорослі жуки охоче повзають на стовбурі або перелітають в крону для додаткового живлення.

В умовах Росії більшість личинок розвиваються до 4-го віку до кінця липня (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2016). У серпні деякі личинки формують лялечкові камери і стають передлялечками. В цей час також можна виявити присутність нової когорти личинок 1-го віку поточного року. Багато з них залишаються личинками 1-го віку з осені до початку травня. Взимку під корою дерев присутні личинки всіх поколінь. Чисельність личинок четвертого віку і передлялечок знижується взимку – вони рідко трапляються до початку травня. Наприклад, при обстеженнях в Москві на початку травня виявили лише одну личинку 4-го віку та жодної передлялечки, хоча було зібрано 40 личинок інших молодих вікових стадій (Мозолевская, Ижевский, 2007; Orlova-Bienkowskaja, 2013). Таке зниження кількості личинок старшого віку, ймовірно, відображає високий рівень смертності, спричиненої комахоїдними птахами, оскільки дірки, продовбані птахами, є звичайним явищем на стовбурах ясена. Всі личинки, зібрані в червні та липні, належали до однієї когорти. На початку червня приблизно половина з них була 3-го віку, а друга половина – 4-го віку. До кінця липня майже всі личинки стали личинками 4-го віку (Мозолевская, Ижевский, 2007; Orlova-Bienkowskaja, 2013). Деякі личинки, що вилупилися влітку, досягають передлялечкової стадії восени того ж року і стають дорослими наступної весни. Коли личинки не досягають четвертої стадії віку до зими, розвиток лялечки може затримуватися до наступної осені. Така затримка розвитку найчастіше частіше проявляється у популяціях *A. planipennis* з низькою щільністю (Tluczek et al., 2011). При заселенні ослаблених дерев личинки розвиваються швидше, ніж у здорових деревах. Однак в умовах Москви, розвиток (життєвий цикл) ясенової смарагдової вузькотілої златки триває два роки навіть на сильно ослаблених деревах (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2015).

Фенологія ЕАВ характеризується нестабільністю та гнучкістю. На півдні ареалу в Китаї для цього виду характерна однорічна генерація із зимівлею на стадії личинки 4-го віку. У Росії, на півночі природного ареалу, також типова однорічна генерація, але часто зимівля значної частини популяції відбувається на стадії

личинки 2-3-го віку, а літ жуків в серпні-вересні вказує на наявність двох поколінь (Юрченко и др. 2013; Orlova-Bienkowskaja та Bieńkowski, 2016). Даних для України стосовно генерації златки поки немає, потрібно проводити дослідження, тому що в різних частинах нашої держави цикли розвитку ЕАВ можуть суттєво відрізнятися. Життєвий цикл ЕАВ, як правило, завершується за один рік, але часто триває два роки, особливо якщо (Cappaert et al., 2005; Wei et al., 2007; Wang et al., 2010):

- дерева ясена здорові;
- розселення златки відбувається у прохолодніших кліматичних умовах;
- коли самки відкладають яйця в кінці сезону.

Гнучкість життєвого циклу дозволяє *A. planipennis* оселитись в регіонах, де клімат відрізняється від клімату в її природному ареалі. Відомо, що в європейській частині Росії, дорослі особини починають з'являтися в кінці травня або на початку червня, піковий політ відбувається в період з 5 по 15 червня, а деякі повнолітні личинки зимують в лялечкових камерах (Мозолевская, Ижевский, 2007). Тривалість розвитку та кількість вікових стадій личинок у видів Buprestidae може бути різною у різних регіонах (Beer, 1949). Зазвичай для одної частини когорти (тобто покоління особин, що вилупилися з яєць того ж року), життєвий цикл однорічний, але дворічний для іншої частини тієї ж когорти. У теплих регіонах більшість особин завершують розвиток за один рік, тоді як у холодних регіонах це займає два роки. В регіонах з помірним кліматом, співвідношення між числом особин, які розвиваються за один чи два роки, залежить від додаткових факторів. Відомо також, що на ослаблених деревах (наприклад, з яких знімають кільце кори), личинки розвиваються швидше, ніж на здорових (Tluczek et al., 2011).

Сезон льоту дорослих жуків ЕАВ, зазвичай, починається в травні або червні в регіоні Великих озер Північної Америки та на схожих широтах в Азії. Пік льоту імаго припадає на червень-липень і закінчується до вересня (Cappaert et al., 2005; Wei et al., 2007; Wang et al., 2010). Дорослі особини найактивніші у сонячні дні, коли температура повітря перевищує 25°C (Wang et al., 2010). Під час дощової та прохолодної погоди імаго часто відпочивають у щілинах кори та на листках (Rodriguez-Saona et al., 2007). Дорослі ЕАВ живляться листками ясена протягом усього життя і можуть жити кілька тижнів у сприятливих лабораторних умовах (Wang et al., 2010; EPPO, 2013).

В умовах Росії (в Москві, зокрема), період польоту дорослих *A. planipennis* починається на початку червня (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2016). Дорослих жуків відловлювали з 8 червня по 5 липня у 2013 році та з 2 червня по 9 липня у 2014 році. На початку червня під корою також було виявлено багато личинок 3-4-го віку. Ці личинки не могли належати до когорти жуків, які з'являються дорослими в тому ж році, оскільки до серпня не утворюються передлялечки. Вони також не можуть належати до когорти, яка вилупилася з яєць протягом поточного року, оскільки вони були присутні до того, як відбулася яйцекладка або на самому початку періоду яйцекладки. Тому вони належать до окремої когорти, що свідчить про те, що життєвий цикл триває не один рік (Orlova-Bienkowskaja & Bieńkowski, 2016).

Дворічна генерація може також бути і у випадку розвитку личинок на сильно ослаблених деревах. Теоретично тривалість життєвого циклу може залежати

від виду рослин-господарів. Дослідження, які в Чанчуні проводилися на *Fraxinus pennsylvanica* (Liu et al., 2007) та *F. mandshurica* Rupr. (Wei et al., 2007) не виявили суттєвих відмінностей у життєвому циклі златки. Однак, життєвий цикл *A. planipennis* у Москві та Мічигані відрізняється, хоча личинки розвивалися на ясені пенсільванському в обох регіонах. Швидкість розвитку личинок може визначатися, насамперед, кліматом, кількістю тепла та тривалістю теплового періоду, сумою ефективних температур, яку отримують личинки за один сезон. Кількість місяців із середньою температурою вище 10°C – сім у Тяньцзіні, шість – у Мічигані та по п'ять у Москві, Харбіні та Чанчуні (Hijmans et al., 2005). У багатьох видів комах, які виживають як в теплих, так і в холодних регіонах або місцях проживання, тривалість життєвого циклу змінюється залежно від умов; розвиток личинок триває додатковий рік або більше при більш низьких температурах (Danks, 1992).

Якщо життєвий цикл дворічний, популяція складається з двох когорт, які досягають зрілості в наступні роки. У цьому випадку когорти не ізольовані між собою, оскільки невелика частина кожної когорти закінчує розвиток швидше або повільніше, ніж основна частина. Це явище називається розділення когорт.

Відомості про фенологію та особливості розвитку *A. planipennis* ґрунтуються виключно на дослідженнях американських чи російських колег. Для того, що встановити терміни льоту імаго ЕАВ в різних областях України необхідно мати дані про суми активних температур в розрізі областей. Незалежно від локалізації, виліт дорослих особин ЕАВ починається коли сума активних температур сягає 450-550°C (виходячи з порогу 10°C) та розрахована з початкової дати 1 січня. Масовий літ жуків найчастіше відбувається при сумі активних температур 1000°C.

Вивчення життєвого циклу *A. planipennis* в умовах України є надзвичайно актуальним завданням. По-перше, інформація щодо фенології (період льоту імаго, тривалість розвитку личинок та особливості зимівлі) є необхідними при розробці заходів з своєчасного виявлення шкідника та боротьби з ним (Беньковская, 2017). По-друге, тривалість життєвого циклу – це ключовий фактор, який впливає на популяційну динаміку, механізми та швидкість поширення інвайдера. По-третє, дані про життєвий цикл є основою для вивчення взаємодії шкідника з його природними ворогами, в т.ч. з європейським паразитоїдом *Spathius polonicus* (Braconidae), живлення якого на *A. planipennis* недавно виявлено (Orlova-Bienkowskaja та Belokobylskij, 2014). Крім цього, вивчення життєвого циклу допоможе краще зрозуміти процеси еволюційної адаптації, які дозволили *A. planipennis* акліматизуватися в регіонах, в яких клімат суттєво відрізняється від клімату в її природньому ареалі (Bienkowskaja, 2017).

Методи виявлення *A. planipennis* та особливості встановлення феромонних пасток. Виявити нові пошкодження ЕАВ та заселені дерева ясена, на яких є лише кілька личинок, дуже складно. Ясени з низькою щільністю личинок ЕАВ зазвичай не мають зовнішніх ознак пошкодження, або вони малопомітні. Встановлено, що більшість самок ЕАВ відкладають яйця на найближчі дерева, тобто в межах до 90-100 метрів від дерева, з якого вони вилетіли. Однак деякі самки можуть летіти далі – від 800 м до 5 км. Якщо ясени знаходяться в межах до 50 км від місця де виявлено пошкодження ЕАВ, то вони, найімовірніше, є в зоні ризику та можуть бути заселеними. Ознаками пошкодження ЕАВ також є дірки,

продовбані дятлами або водяні пагони на стовбурах та великих гілках, розріджена крона, тріщини кори над старими личинковими ходами (Herms et al., 2019).

Імаго *A. planipennis* використовують зорові та нюхові сигнали для пошуку рослин-господарів та інших особин свого виду. Відтінки фіолетового та зеленого кольору дуже привабливі для дорослих ЕАВ (Francese et al., 2005, 2008, 2010b; Crook et al., 2009). Більше того, імаго ясеневі смарагдової златки приваблюють навіть мертві дорослі жуки ЕАВ, коли їх розмістити на листках або в пастках як принади (Lelito et al., 2007, 2008). Це не дивно, враховуючи те, що дорослі самці ЕАВ локалізуються біля дерев-господарів на яких уже присутні імаго їх виду (Lelito et al., 2007; Rodriguez-Saona et al., 2007).

Різні летючі речовини з кори ясеня та листків викликають позитивні реакції у дорослих особин *A. planipennis* в лабораторних умовах, а деякі з цих сполук посилюють приваблення ЕАВ до фіолетових або зелених пасток (Rodriguez-Saona et al., 2006; Crook et al., 2008; Crook and Mastro, 2010; Grant et al., 2011; Poland et al., 2011; Poland and McCullough, 2014). Крім того, для ЕАВ були визначені та синтезовані статеві феромони самок, що підвищило привабливість імаго до пасток (Lelito et al., 2009; Silk et al., 2011; Ryall et al., 2012).

В Північній Америці значні ресурси були вкладені в розробку методів обстеження та виявлення ЕАВ з часу її першого виявлення (Crook & Mastro, 2010). Моніторингові програми спочатку спиралися на візуальні обстеження для виявлення пошкоджених дерев ясеня. Однак незабаром стало зрозуміло, що зовнішні ознаки та симптоми стають очевидними лише після того, як щільність місцевої популяції златки стає досить значною (Anulewicz et al., 2007). За цей час встигає сформуватися та поширитися кілька поколінь жуків (Mercader et al., 2012; Siegert et al., 2010). Переважання дворічного життєвого циклу при інвазії з низькою щільністю популяції в поєднанні зі схильністю жуків спочатку колонізувати верхню частину дерева (Cappaert et al., 2005a; Cappaert et al., 2005b; Duan et al., 2010; Tluczek et al., 2011), показала не достатню ефективність візуальних обстежень. Оскільки в перший рік після заселення дерев златкою неможливо чітко діагностувати видимі ознаки та симптоми пошкодження, візуальні обстеження вважаються корисними лише для виявлення сформованих та діючих певний час осередків інвазії. З моменту коли виявлене пошкодження златкою, візуальне обстеження може бути використане лише для встановлення меж розселення шкідника (Silk et al., 2019).

Використання пасток. Самці та самки ЕАВ чутливі до ультрафіолетового світла, фіолетового та зеленого (420-430, 460 та 530-560 нм відповідно) діапазонів електромагнітного спектру, а запліднені самки також чутливі до світла в червоному (640-670 нм) діапазоні (Crook et al., 2009, 2012). Жуків приваблюють зелені або фіолетові пастки (рис. 7), встановлені як на відкритих просторах, так під наметом насадження (Crook et al., 2009; Francese et al., 2010a).

Аромат листків ослаблених ясенів (Rodriguez-Saona et al., 2006), зелені листові леткі речовини, особливо цис-3-гексен-1-ол (cis-3-Hexen-1-ol; (Z)-3-hexenol; спирт листків) (de Groot et al., 2008; Grant et al., 2010, 2011) та сесквітерпени (леткі речовини з кори ясеня) є привабливими для ЕАВ. Імаго златки також приваблюють сполуки, присутні в олії новозеландського чайного дерева, що називається манука або тонконасінник мітлоподібний (*Leptospermum scoparium* J.R.Forst. &

G.Forst.) (Crook et al., 2008). Тому ця олія часто є компонентом, що додається в пастки для ЕАВ.

Призмові пастки. Клейкі та кольорові тристоронні призмові пастки (35 × 60 см) забезпечували перший стандартний метод моніторингу для ЕАВ (Francese et al., 2010a; Francese et al., 2010b). Призмові пастки, виготовляють з кольорового гофрованого пластику та широко використовуються для моніторингу у США та Канаді (Francese et al., 2011; McCullough and Poland, 2017). За даними APHIS (2018) приблизно 12 000 фіолетових призмових пасток використовуються щорічно, що є основою системи моніторингу ЕАВ у США. Пастки, покриті прозорим клеєм, до якого приліплюються комахи, підвішують в крону дерева (рис. 7а). До них додають олію мануки, яка вивільняється зі швидкістю 50 мг/добу (Synergy Semiochemicals, Burnaby, B.C.).

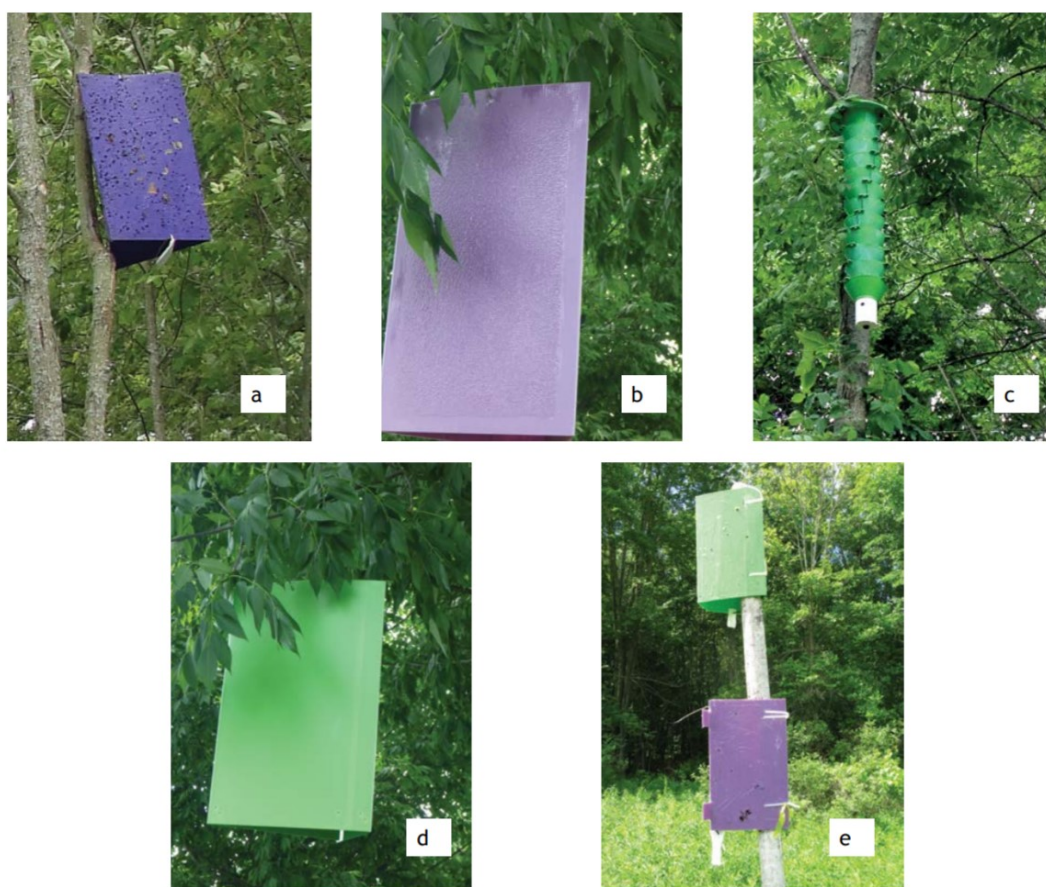


Рис. 7. Пастки, які використовують для контролю *A. planipennis*:

a – темно-фіолетова клейка призма; b – світло-фіолетова клейка призма; c – зелена багато-лійкова, покрита слизьким полімером (Fluon); d – зелена клейка призма; e – двоповерхова пастка. Фото Therese Poland та Toby Petrice

Були перевірені різні варіанти пасток, кольорів та комбінації принад. Починаючи з 2014 року, новий світліший відтінок фіолетового кольору (Great Lakes IPM, Vestaburg, MI; Sabic purple, 413 nm, 32,8%; 613 nm, 18,8%; 650 nm, 28,5%) використовують з цис-3-гексенолом (Scentry Biologicals, Inc., Billings, MT) та олією мануки (рис. 7b). Самці найкраще виловлюються пастками зеленого кольору підвішеними під наметом дерев ясеня (Rodriguez-Saona et al., 2007). Самки, які відкладали яйця на стовбурах дерев, в більшості випадків краще ловились фіолетовими пастками (рис. 8) з привабленням на сесквітерпени – леткі речовини з кори ясеня (Crook and Mastro, 2010; Grant et al., 2011).

Зелені лійкові пастки, мульти-лійкові (ліндгрєнські) пастки (рис. 7с) багаторазового використання. Вони оснащені ємкостями для мокрого збору, в які залито 150-200 мл пропіленгліколю, що використовується як поверхнево-активна речовина та консервант. Вміст постійно контролюється при перевірках. Використовували і фіолетові, і зелені мульти-лійкові пастки, що мали подібну або кращу ефективність порівняно зі стандартними фіолетовими призмовими пастками. Багатолійкові пастки більшого розміру (з 12 і 16 лійками) виловлювали більше жуків, ніж менші за розміром (4- та 8-лійкові) аналоги (Francese et al., 2013). Зелені пастки, покриті слизьким полімером флуоном (Fluon) були в 4 рази ефективніші за пастки без використання флуону та не впливали на статеве співвідношення виловлених імаго (Francese et al., 2013).

Зелені клейкі призмові пастки (рис. 7d). Вивішуються під наметом насадження. Для принади використовують цис-3-гексенол та феромон цис-лактон (Z)-3-lactone, який виробляється самками. Використовуються для приваблення та виловлювання самців (Sylvar Technologies, Inc., Fredericton, NB) (Ryall et al., 2012).



Рис. 8. Фіолетова призмове пастка

Двоповерхові пастки (рис. 7е). Ці пастки також були розроблені з метою раннього виявлення ЕАВ (McCullough and Poland, 2017). Вони складаються з двох гофрованих пластикових призм, прикріплених до 3-метрової полівінілхлоридної (ПВХ) труби, одна зелена (з принадою цис-3-гексенол) на горі і одна фіолетова (на висоті 60 см від землі). Ці двоповерхові пастки мають вдвічі більше поверхні (144000 cm^2) в порівнянні із одиничними пастками і на 30% більше площі, ніж комбіновані 12-лійкові ліндгрєнські пастки (11160 cm^2). На відміну від призмових пасток, які вивішують на гілках та під наметом дерев ясена, двоповерхові пастки призначені для розміщення на відкритих просторах, на сонячній стороні біля насаджень, що забезпечує добру проглядність та видимість для жуків. Такі пастки показують найефективніші результати при низькій щільності популяції златки, але також залишаються ефективними разом із призмовими пастками і при збільшенні щільності популяції протягом літа.

Призмові клейкі пастки є найефективнішими для виявлення появи *A. planipennis* на ранніх етапах, оскільки вони приваблюють імаго, які летять до нових дерев-господарів. Найкращий ефект такі пастки дають з початку до середини червня, коли очікується поява та масовий літ молодих жуків.

Ryall et al. (2015) зробили висновок, що оптимальна пастка для вилову жуків ЕАВ повинна бути зеленого кольору з принадами 3,0 мг (Z)-3-lactone і (Z)-3-hexenol. Пастки слід вивішувати на сонячній стороні дерев, при застосуванні призмових пасток – хоча б одна сторона повинна освітлюватись сонцем. Найкраще розташовувати пастки по середині крони між гілками (на висоті 5-8 м) (Ryall et al., 2015). Для моніторингу пастки доцільно встановлювати по одній в межах кожного 1 km^2 , враховуючи усі фактори ризику: близькість до населених пунктів; місця

проїзду та зупинки транспорту; лісові насадження; розсадники тощо. Якщо в межах 1 км² виявлені дерева із типовими симптомами заселення златкою, то потрібно звалювати такі дерева і підраховувати личинкові ходи. Пастки встановлюють при температурі повітря 10°C, замінюють протягом 60 днів, перевіряють як мінімум при заміні або 2 рази за місяць та залишають протягом літа.

Метод ловильних дерев. У захисних смугах і лісових культурах можна використовувати метод ловильних дерев (McCullough et al. 2009a; McCullough et al. 2009b). Такі дерева приваблюють самок для відкладання яєць, їх можна використати для подальшого вивчення щільності популяції (Ryall, 2015). Ловильні дерева досі є одним із найефективніших засобів виявлення златки при дуже низькій щільності популяції (McCullough et al., 2009a; McCullough et al., 2009b; Mercader et al., 2013). За даними McCullough & Siegert (2007), видалення кільцем смуги кори та флоєми навколо стовбура дерева впливає на транспортування поживних речовин. Такі дерева стають приваблюють златок і заселяються швидше, ніж дерева, які ростуть поруч в насадженні. Окільцьовані дерева приваблюють самок для відкладання яєць, а восени використовуються для оцінки кількості та щільності личинок. Ясен із таким кільцем може жити мінімум 2 роки після оперізування і по 2 роках є ще більш привабливим для заселення ЕАВ.

Вибір “ловильного дерева”. Для цієї мети відбирають окремі дерева, які ростуть на відкритому просторі і освітлені зі всіх сторін. Відомо, що жуків приваблюють сонячні, теплі місця. Імаго також приваблює наявність летючих речовин з листків чи кори ясена, особливо коли дерева знаходяться на відкритому просторі. Жуки більш охоче заселяють окремо стоячі дерева, ніж затінені у густих лісових насадженнях.

Рекомендовані категорії “ловильних дерев”:

- 1) дерева, що ростуть на відкритому просторі – вздовж узбіччя дороги або в полі (найбільш бажано);
- 2) дерева, що ростуть у вигляді живоплоту (принаймні 2-3 боки дерева здебільшого відкриті);
- 3) дерева, які ростуть на узліссі чи по краю зелених насаджень, крона яких освітлена з 1-2 сторін;
- 4) дерева під наметом насаджень (найменш придатні).

Текстура кори: Самки найчастіше відкладають яйця в тріщини або щілини кори, рідше – на гладкі ділянки кори. Більшість личинкових ходів розташовані поблизу розвилок гілок або інших частин дерева, які мають невеличкі тріщини.

Розмір ловильного дерева: Розмір дерева, суттєво не впливає на вибір заселення жуком, тому, зазвичай, керуються практичними міркуваннями. Рекомендовано вибирати дерева, що мають діаметр 8-12 см на висоті грудей, так щоб їх у місці формування кільця не зламало сильним вітром. Не рекомендовано вибирати дерева діаметром більше 20 см, так як їх буде важко звалювати, обдирати кору і транспортувати. Модельні дерева слід вибирати так, щоб при звалюванні вони не пошкодили ростучі поруч дерева. *Застереження:* вибрані дерева не повинні призвести до пошкодження або травм, якщо вони зламаються та не межувати з місцями відпочинку чи стежками (якщо це лісопарк чи парк).

Формування кільця на ловильному дереві. Використовуючи ніжик, пилку чи маленьку бензопилу роблять два паралельні надрізи, приблизно 10-20 см один від одного. Кожен зріз повинен повністю оточувати стовбур дерева (рис. 9). Про-

різають кору, флоему і зовнішні шари деревини. Потім, використовуючи ніж, пилку або зубило, видаляють кору і флоему в проміжку між двома надрізами, так щоб досягнути заболоні. Молоді, здорові ясени протягом літа іноді починають формувати калюс над кільцем. Це зменшує рівень стресу і, імовірно, робить дерево менш привабливим для заселення ЕАВ. Якщо пошкодити заболонь, то можна пошкодити клітини ксилеми, які транспортують воду. Це буде додатковим стресовим фактором і може призвести до швидкого відмирання дерева ще до кінця літа. Якщо дерево планується використовуватися як ловильне протягом двох років, найкраще уникати розрізання заболоні навколо стовбура. Видалення кори з одного боку або з половини дерева менше приваблюватиме жуків в порівнянні з деревом окільцьованим по окружності стовбура.

Восени знімають кору. До цього часу ймовірність знайти ходи личинок 4-го віку зростає – простіше можна виявити ходи більшого розміру. Іноді також використовують клейку стрічку шириною 30 см, яку змащують ентомологічним клеєм і встановлюють над кільцем. Таку стрічку потрібно оглядати 2 рази в місяць, вибирати жуків, які приліплюються до клею і вимочувати їх в етанолі. При сильному забрудненні, клейку стрічку замінюють. Стрічку знімають в кінці періоду льоту жуків, але все одно звалюють дерево, для підрахунку личиночних ходів (Гнищенко и др., 2012). При дуже низькій щільності (<5 личинок ЕАВ на дереві) використання трьох ловильних дерев збільшить ймовірність виявлення златки до 90%, прикріплення клейкої стрічки допоможе зловити більшу кількість дорослих особин (McCullough et al., 2008). Ділянка діаметром 8-12 см на стовбурі повинна бути пріоритетною, оскільки на ній може бути понад 50% личинок ЕАВ в межах дерева (Marshall et al., 2011).



Рис. 9. Варіанти кільця на дереві (фото з https://www.nny360.com/news/ash-borer-workshop-lays-out-hard-truth/article_4773cf1c-0141-517d-aeb7-427d022cc9cb.html; https://www.nps.gov/acad/learn/news/workshop_offered.htm; McCullough & Siegert 2007)

Проте, такий метод детекції є трудомістким та дорогим. Підібрати ловильні дерева може бути складно, особливо у населених пунктах або коли обстеження потрібно проводити протягом декількох років (Mercader et al., 2013). Незважаючи на це, метод ловильних дерев залишається найбільш дієвим та ефективним і нате-пер.

Метод відбору гілок (branch sampling techniques). Розробка методу відбору гілок для виявлення ЕАВ на ранніх етапах заселення ґрунтувались на дослі-

дженнях, що стосуються розповсюдження ЕАВ в межах дерева. Найбільш висока щільність личинкових ходів златки, зазвичай спостерігалась в нижній частині дерева (<4 м) (Timms et al., 2006; Roscoe, 2014), але у свіжозаселених дерев ясеня личинкові ходи ЕАВ, в основному, були виявлені на стовбурах невеликого діаметру (6,0–9,0 см) з товщиною кори 2,5–4 мм. Заселення дерев златкою починалося з гілок в кроні (Timms et al., 2006) з подальшим пошкодження основного стовбура (Haack et al., 2002; Carpaert et al., 2005).

Метод відбору гілок був розроблений і випробуваний в містах Канади (Ryall, 2013). П'ять дерев навколо центру кожної ділянки площею 1 км обстежували на наявність візуальних ознак пошкодження (льотних отворів, личинкових ходів та продовбаних дятлами дірок). Якщо таких ознак не було виявлено, відбирали дві гілки із середньої частини крони і до 50 см від її основи до верхівки очищали кору ножем у пошуку личинкових ходів. Якщо і в такому випадку нічого не знаходили, вибирали ще додатково 5 дерев, щоб збільшити шанс на виявлення златки при низькій щільності її популяції. Додатково, таку ж саму процедуру проводили на відстані 3–4 км від місця, де було вже виявлено шкідника. Запропонований метод дає можливість виявити ясеневу вузькотілу златку при низькій щільності її популяції, зокрема в нових місцях її проникнення. В районах з високою щільністю популяції відбір зразків гілок допомагає встановити межі інвазії (Ryall, 2013). Метод відбору гілок є більш трудомістким, ніж інші методи та до цього часу використовувався лише в містах на деревах діаметром 20–40 см (Ryall, 2013). Однак він може бути використаний як важливий додатковий метод моніторингу заселення дерев златкою при низькій щільності її популяції, зокрема для ідентифікації заселених дерев в районах, де були знайдені дорослі ЕАВ з допомогою пасток (Ryall, 2013).

Усі методи, з допомогою яких можна виявити початкову інвазію ЕАВ є важливими інструментом для своєчасної боротьби із шкідником. Чим раніше буде виявлена вузькотіла смарагова златка, тим більше шансів на боротьбу із нею.

Метод біологічного контролю. В Америці та Росії ведеться інтенсивний пошук біологічних методів боротьби з *A. planipennis* (Bauer et al., 2008; Belokobylskij et al., 2012). У зв'язку з цим, особливо перспективним вважається пошук природних ворогів *A. planipennis*, перш за все паразитоїдів. В Азії та Північній Америці було виявлено декілька видів паразитоїдів, які можуть бути використані для біоконтролю ясеневі вузькотілої смарагової златки: *Spathius agrili*, *S. galinae* (Hymenoptera: Braconidae), *Oobius agrili* (Hymenoptera: Encyrtidae) та *Tetrastichus planipennisi* (Hymenoptera: Eulophidae). За даними Kimberling (2004), усі чотири види мають характеристики, які сприяють підвищенню ймовірності успішного біоконтролю: оптимальне статеве співвідношення самок і самців або здатність до партеногенезу, короткий життєвий цикл, високі показники паразитизму та плодючість. Ці чотири види були завезені карантинною службою до Сполучених Штатів для тестування їх діапазону господарів (Driesche та Reardon, 2015). У нових умовах (в деяких регіонах США) інтродуковані паразитоїди утворили стійкі популяції, але рівень паразитизму стосовно *A. planipennis* виявився суттєво нижчим, ніж в тих регіонах Китаю, звідки була проведена інтродукція (Duan et al., 2012). *Spathius polonicus* Niezabitowski, 1910 (Hymenoptera: Braconidae: Doryctinae) – є першим зафіксованим паразитоїдом *A. planipennis* в єв-

ропейській частині Росії (Orlova-Bienkowskaja & Belokobylskij, 2014). З жовтня 2013 до листопада 2014 в Московській обл. було зібрано 108 личинок старшого віку *A. planipennis* з-під кори ясеня пенсільванського, більша половина яких була пошкоджена цим ектопаразитом (Беньковская, 2017). *S. polonicus* широко поширений вид в західній палеарктиці. Він трапляється в Іспанії, Нідерландах, Швейцарії, Італії, Польщі, Чехії, Словаччині, Сербії, Білорусії, Україні, Вірменії, Азербайджані та ін. (Belokobylskij, 2003; Yu et al., 2012), Бельгії (Belgian Species List, 2014) і на південному-сході європейської частини Росії (Белокобыльский, 1989).

Цей ектопаразит може також пошкоджувати личинок златок *Agrilus suvorovi* Obenberger, 1935 (Kenis, Hilszczanski, 2007), *A. viridis* Linnaeus, 1758, *A. constantini* Obenberger, 1927, *Anthaxia* sp., *Coraebus florentinus* (Herbst, 1801), *Trachypteris picta* (Pallas, 1773), *Trachypteris picta decastigma* (Fabricius, 1787), *Ovalisia mirifica* (Mulsant, 1855), *Cratomerus* sp., *Sphenoptera kaznakowi* Jakovlev, 1899 і *S. davatchii* Descarpentries, 1960. Є випадки паразитування цього виду також на короїдах *Scolytus* Geoffroy, 1762 (Curculionidae: Scolytinae) (Belokobylskij, 2003; Yu et al., 2012). Проте, треба зазначити, що трофічні зв'язки паразитоїдів із стовбуровими шкідниками видоспецифічні, і навіть такі види як *S. polonicus* (які не є поліфагами, а диз'юнктивними олігофагами) здебільшого пристосовані до живлення личинками тільки певних видів-господарів (Беньковская, 2017).

Життєвий цикл *S. polonicus* поки що недостатньо вивчений (Беньковская, 2017). Однак попередні спостереження показують, що зимівля цього виду відбувається на стадії личинки в коконі чи лялечки. Заселення личинок *A. planipennis*, вірогідно, відбувається в червні-липні, так як в цей період було виявлено літ дорослих особин *S. polonicus*. Не виключено, що *S. polonicus* може давати не одне покоління за сезон, так як личинки в коконах трапляються протягом усього року. Рівень паразитизму теж виявився доволі високим, що дозволяє розглядати *S. polonicus* як потенційного агента біологічної боротьби з *A. planipennis* в Європі та Північній Америці. Його перевагою, в порівнянні з іншими раніше застосованими агентами біологічної боротьби, є те, що його ареал знаходиться в поясі помірного клімату. Недоліком *S. polonicus* є широкий спектр господарів, тому у Європі він може мати незначний вплив на *A. planipennis*, оскільки тут є багато інших, більш звичних йому видів-господарів. З іншої сторони, інтродукція цього паразитоїда за межі природного ареалу (до Північної Америки) може нести загрозу для аборигенних видів златок і привести до непередбачуваних наслідків (Беньковская, 2017). З огляду на це, потенціал цього паразитоїда потребує подальших досліджень, зокрема в Україні. Разом з тим, біологічний контроль є методом довготривалого контролю, який не дає змоги негайно вирішити проблему подальшого поширення ясеневої смарагдової златки та швидко ліквідувати її осередки.

Метод хімічного контролю. Випробування хімічних методів боротьби з ЕАВ, які проводили в перші кілька років після його виявлення в Північній Америці, не дали відчутних результатів. У деяких випадках системні інсектициди досить добре захищали дерева від златки, але ті ж методи лікування не працювали або давали неоднозначні результати в інших випробуваннях (Herms et al., 2009, McCullough et al., 2005). Дослідження, проведені протягом декількох років, показали, що пошкодження ЕАВ зростає, незважаючи на постійне застосування хімії (Herms et al., 2009). Проте в останні роки нові системні інсектициди та методи їх

застосування стали доступнішими та більш ефективними. Системні інсектициди для боротьби з ЕАВ включають препарати, що застосовуються у вигляді ін'єкцій в ґрунт чи дренаж, їх вводять під кору, або обприскують нижню частину дерева – до 1,5 м від основи стовбура (Herms et al., 2009; Smitley et al., 2010). Препарат з діючою речовиною емаектин бензоат забезпечив до трьох років майже 100% контроль ЕАВ в деяких випробуваннях (Herms, 2010, McCullough і Mercader, 2012, McCullough et al., 20011, Smitley et al., 2010). Ці досягнення різко збільшили ймовірність успішного захисту ясеня на всій території вторгнення ЕАВ в Північній Америці (Herms і McCullough, 2014). Більше того, витрати, пов'язані із захистом дерев, виявилися значно нижчими, ніж витрати на видалення заселених дерев, особливо якщо враховувати цінність екосистемних послуг, що надаються деревами, наприклад, захоплення зливової води (McCullough і Mercader, 2012; Sivyer, 2011, Vannatta et al., 2012).

Висновки. Поширення ясеневої вузькотілої смарагдової златки потребує застосування ефективних методів нагляду та прогнозу. Своєчасне виявлення осередків цього інвазійного шкідника дасть змогу ефективно протидіяти її поширенню – чим раніше буде виявлена вузькотіла смарагдова златка, тим більше шансів на успішну боротьбу із нею. Для нагляду за появою ясеневої смарагдової златки ефективними є феромонні пастки та ловильні дерева. Однак найбільш оптимальним є поєднання різних методів нагляду.

Spathius agrili, *S. galinae*, *Oobius agrili*, *Tetrastichus planipennisi* та європейський вид *Spathius polonicus* можуть паразитувати на личинках смарагдової вузькотілої златки, однак методики їх використання для біоконтролю потребують подальших досліджень. Хімічний контроль не завжди забезпечує достатній ефект при боротьбі із цим небезпечним інвазійним видом. Найбільш ефективним є застосування системних інсектицидів проти личинок молодшого віку.

Література

1. Anulewicz A. C., McCullough D. G., Cappaert D. L., Poland T. M. 2008. Host range of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) (Coleoptera: Buprestidae) in North America: results of multiple-choice field experiments.
2. Anulewicz A.C., McCullough D.G., Cappaert D.L. 2007. Emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) density and canopy dieback in three North American ash species. Arboric. Urban For. 33: 338–349.
3. Aukema J.E., Leung B., Kovacs, K., Chivers C., Britton K.O., Englin J., et al. 2011 Economic impacts of non-native forest insects in the continental United States. PLoS ONE 6, e24587. Environmental Entomology 37: 230–241.
4. Baranchikov Y.N., Gninenko Y.I., Yurchenko G.I. 2010. Emerald ash borer in Russia: 2009 situation update. Proceedings of the 21st USDA interagency research forum on invasive species. USDA FS APHIS, Morgantown, pp 66–67.
5. Baranchikov Y.N., Mozolevskaya E.G., Yurchenko G.I., Kenis M. 2008. Occurrence of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) in Russia and its potential impact on European forestry. EPPO Bull 38:233–238.
6. Bauer L.S. Liu H., Miller D., Gould J. 2008. Developing a classical biological control program for *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae), an invasive ash pest in North America. Newsl. Mich. Entomol. Soc., 53 (3–4): 38–39.
7. Beer F.M. 1949. The rearing of Buprestidae and delayed emergence of their larvae. Coleopt. Bul., 3: 81–84.

8. **Belgian Species List** 2014: *Spathius polonicus* Niezabitowski, 1910. <http://www.species.be/en/8753> (Accessed 29 March 2014).
9. **Belokobylskij S.A.** 1989. *Palearkticheskiye vidy brakonid roda Spathius Nees: gruppy vidov S. labdacus, S. urios i S. leucippus (Hymenoptera, Braconidae, Doryctinae)* [Palearctic species of the braconid of the genus *Spathius* Nees: groups of species *S. labdacus*, *S. urios* and *S. Leucippus*]. Proceedings of the Zoological Institute RAS, 188: 39-57. (in Russian).
10. **Belokobylskij S.A.** 2003. The species of the genus *Spathius* Nees, 1818 (Hymenoptera: Braconidae: Doryctinae) not included in the monograph by Nixon (1943). *Ann. Zool.* 53: 347–488.
11. **Belokobylskij S.A., Yurchenko G.I., Strazanac J.S., Zaldivar-Riveron A., Mastro V. et al.** 2012. A new emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) parasitoid species of *Spathius* Nees (Hymenoptera: Braconidae: Doryctinae) from the Russian Far East and South Korea. *Ann. Entomol. Soc. Am.*, 105: 165–178.
12. **Bienkowskaya M.** 2017. *Chuzherodnyye zhestkokrylyye nasekomye yevropeyskoy chasti Rossii* [Invasive Coleoptera insects of the European part of Russia]. (Doctoral thesis. Specialty 03.02.05 – entomology. Institute of Ecology and Evolution named by Severtsov A.N. of the Russian Academy of Sciences). Moscow, 400 pp. (in Russian).
13. **Cappaert D., McCullough D. G., Poland T. M., Siegert N. W.** 2005. Emerald ash borer in North America: A research and regulatory challenge. *American Entomologist* 51: 152–165.
14. **Cappaert D., McCullough D.G., Poland T.M., Siegert N.W.** 2005b. Emerald ash borer in North America: a research and regulatory challenge. *Am. Entomol.* 51: 152–165.
15. **Cappaert D., McCullough D.G., Poland, T.M.** 2005a. The upside of the emerald ash borer catastrophe: a feast for woodpeckers. In *Proceedings of the Emerald Ash Borer Research and Technology Development Meeting*. Mastro, V. and R. Reardon (compilers). USDA Forest Service, FHTET-2004-15, pp. 69–70.
16. **Crook D.J., Francese J.A., Zylstra K.E., Fraser I., Sawyer A.J., Bartels D.W. et al.** 2009. Laboratory and field response of the emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae), to selected regions of the electromagnetic spectrum. *Journal of Economic Entomology* 102: 2160–2169.
17. **Crook D.J., Khrimian A., Cossã A., Fraser I., Mastro V.C.** 2012. Influence of trap color and host volatiles on capture of the emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). *J. Econ. Entomol.* 105: 429–437.
18. **Crook D.J., Khrimian A., Francese J.A., Fraser I., Poland T.M., Sawyer A.J. et al.** 2008. Development of a host-based semiochemical lure for trapping emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae). *Environ. Entomol.* 37: 356–365.
19. **Crook D.J., Mastro V.C.** 2010. Chemical ecology of the emerald ash borer *Agrilus planipennis*. *J.Chem. Ecol.* 36: 101–112.
20. **Crosthwaite J. C., Sobek S., Lyons D. B., Bernards M. A., Sinclair B. J.** 2011. The overwintering physiology of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae). *Journal of Insect Physiology*, 57, 166–173. <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2010.11.003>.
21. **Danks H.V.** 1992. Long life cycles in insects. *Canadian Entomol.* 124: 167–187.
22. **de Groot P., Biggs W.D., Lyons D.B., Scarr T., Czerwinski E., Evans H.J., Ingram W., Marchant K.** 2006. A visual guide to detecting emerald ash borer damage. Ontario Ministry of Natural Resources, Canada, 16pp.
23. **de Groot P., Grant G.G., Poland T.M., Scharbach R., Buchan L., Nott R.W. et al.** 2008. Electrophysiological response and attraction of emerald ash borer to green leaf volatiles (GLVs) emitted by host foliage. *Journal of Chemical Ecology* 34, 1170–1179.
24. **Drogvalenko A.N., Orlova-Bienkowskaja M.J., Bieńkowski A.O.** 2019. Record of the Emerald Ash Borer (*Agrilus planipennis*) in Ukraine is confirmed. *Insects* 10: 338. <https://doi.org/10.3390/insects10100338>.
25. **Driesche R. G. V., Reardon R. C.** 2015. Biology and Control of Emerald Ash Borer. Forest Health Technology Enterprise Team Morgantown, WV, 165 pp.
26. **Duan J.J., Ulyshen M.D., Bauer L.S., Gould J., Van Driesche R.G.** 2010. Measuring the impact of biotic factors on populations of immature emerald ash borers (Coleoptera: Buprestidae). *Environ. Entomol.* 39: 1513–1522.

27. **Duan J.J., Yurchenko G.I., Fuester R.** 2012. Occurrence of emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) and biotic factors affecting its immature stages in the Russian Far East. *Environ. Entomol.*, 41: 245–254.
28. **EAB.info [Emerald Ash Borer Information Network].** 2019 Online at: <http://www.emeraldashborer.info/index.cfm> (accessed on 10 January 2019).
29. **EPPO (European and Mediterranean Plant Protection Organization).** 2013. Pest risk analysis for *Agrilus planipennis*. http://www.eppo.org/QUARANTINE/Pest_Risk_Analysis/PRA_documents.
30. **EPPO,** 2013. European and mediterranean plant protection organization. Database on quarantine pests. <http://www.eppo.int/DATABASES/pqr/pqr.htm>. Accessed 20 Sept 2013
31. **Foelker C. J., Vandenberg J. D., Whitmore M., Fierke M. K.** 2013. Modeling *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) within-tree colonization patterns and development of a subsampling technique. *Environmental Entomology* 42: 532–538.
32. **Francese J.A., Crook D.J., Fraser I., Lance D.R., Sawyer A.J., Mastro V.C.** 2010a. Optimization of trap color for emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). *Journal of Economic Entomology* 103: 1235–1241.
33. **Francese J.A., Fraser I., Lance D.R., Mastro, V.C.** 2011. Efficacy of multifunnel traps for capturing emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae): effect of color, glue, and other trap coatings. *Journal of Economic Entomology* 104, 901–908.
34. **Francese J.A., Fraser I., Rietz M.L., Crook D.J., Lance D.R., Mastro V.C.** 2010b. Relation of color, size, and canopy placement of prism traps in determining capture of emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). *Canadian Entomologist* 142: 596–600.
35. **Francese J.A., Mastro V.C., Oliver J.B., Lance D.R., Youssef N., Lavallee S.G.** 2005. Evaluation of colors for trapping *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae). *J. Entomol. Sci.* 40: 93–95.
36. **Francese J.A., Oliver J.B., Fraser I., Lance D.R., Youssef N., Sawyer A.J. et al.** 2008. Influence of trap placement and design on capture of the emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). *Journal of Economic Entomology* 101: 1831–1837.
37. **Francese J.A., Rietz M.L., Mastro, V.C.** 2013. Optimization of multifunnel traps for emerald ash Borer (Coleoptera: Buprestidae): influence of size, trap coating, and color. *Journal of Economic Entomology* 106, 2415–2423.
38. **Gninenko Yu.I., Klyukin M.S.** 2017. *Vtoraya volna usykhaniya yasenya v gorodakh* [The second wave of ash decline in the cities]. Materials of the XII session of the IOBC/EPRS General Assembly (dedicated to the 40th anniversary activities) and reports of the International scientific conference «Biological plant protection: achievements, problems, prospects» (April, 24 – 27, 2017, Saint-Petersburg), 76–79. (in Russian).
39. **Gninenko Yu.I., Mozolevskaya E.G., Baranchikov Yu.I., Klyukin M.S., Yurchenko G.I.** 2012. *Vyyavleniye yasenevoy uzkoteloy izumrudnoy zlatki v lesakh yevropeyskoy chasti Rossii* [Detection of emerald ash borer in the forests of the European part of Russia]. *Quarantine and Plant Protection*, No. 3: 36–38. (in Russian).
40. **Grant G.G., Poland T.M., Ciaramitaro T., Lyons D.B., Jones G.C.** 2011 Comparison of male and female emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) responses to phoebe oil and (Z)-3-hexenol lures in light green prism traps. *Journal of Economic Entomology* 104, 173–179.
41. **Grant G.G., Ryall K.L., Lyons D.B., Abou-Zaid M.M.** 2010. Differential response of male and female emerald ash borers (Col., Buprestidae) to (Z)-3-hexenol and manuka oil. *Journal of Applied Entomology* 134, 26–33.
42. **Haack R. A., Benjamin D. M.** 1982. The biology and ecology of the twolined chestnut borer, *Agrilus bilineatus* (Coleoptera: Buprestidae), on oaks, *Quercus* spp., in Wisconsin. *The Canadian Entomologist* 114: 385–396.
43. **Haack R. A., Jendek E., Liu H. P., Marchant K. R., Petrice T. R., Poland T. M., Ye H.** 2002. The emerald ash borer: a new exotic pest in North America. *Newsletter of the Michigan Entomological Society* 47: 1–5.
44. **Herms D.A.** 2010. Multiyear evaluations of systemic insecticides for control of emerald ash borer. *Proc. Emerald Ash Borer Res. Technol.Dev.Meet.*, ed.DLance, J Buck,DBinion, R Rear-

don, VMastro, Oct. 20–21, 2009, Pittsburgh, Pa., pp. 71–75. USDA For. Health Technol. Enterprise Team, FHTET-2010-01. 136 pp.

45. **Herms D.A. and McCullough D.G.** 2014. Emerald ash borer invasion of North America: history, biology, ecology, impacts, and management. *Ann. Rev. Entomol.* 59, 13–30.

46. **Herms D.A., McCullough D.G.** 2019 Emerald Ash Borer Invasion of North America: History, Biology, Ecology, Impacts, and Management *Annu. Rev. Entomol.* 2014.59:13-30.

47. **Herms D.A., McCullough D.G., Smitley D.R., Sadof C.F., Williamson R.C., Nixon P.L.** 2009. Insecticide Options for Protecting Ash Trees from Emerald Ash Borer. Urbana, IL: Natl. IPM Center. 12 pp.

48. **Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis A.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25: 1965–1978 doi: 10.1002/joc.1276.

49. **Kashian D. M., Witter J. A.** 2011. Assessing the potential for ash canopy tree replacement via current regeneration following emerald ash borer-caused mortality on southeastern Michigan landscapes. *Forest Ecology and Management* 261: 480–488.

50. **Kenis M., Hilszczanski J.** 2007. Natural enemies of Cerambycidae and Buprestidae infesting living trees. *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis*; eds.: F. Lieutier, K.R. Day, A. Battisti, J.-C. Grégoire, H.F. Evans. Dordrecht: Springer, 475–498.

51. **Kimberling D. N.** 2004. Lessons from history: predicting successes and risks of intentional introductions for arthropod biological control. *Biological Invasions*, 6: 301–318.

52. **Klooster W. S., Herms D. A., Knight K. S., Herms C. P., McCullough D. G., Smith A. S., Gandhi K. J. K., Cardina J.** 2014. Ash (*Fraxinus* spp.) mortality, regeneration, and seed bank dynamics in mixed hardwood forests following invasion by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). *Biological Invasions* 16: 859–873. DOI: 10.1007/s10530-0130543-7.

53. **Knight K. S., Brown J. P., Long R. P.** 2013. Factors affecting the survival of ash (*Fraxinus* spp.) trees infested by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). *Biological Invasions* 15: 371–383.

54. **Lelito J.P., Böröczky, K., Jones T.H., Fraser I., Mastro V.C., Tumlinson J.H. et al.** 2009. Behavioral evidence for a contact sex pheromone component of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis* Fairmaire. *J. Chem. Ecol.* 35: 104–110.

55. **Lelito J.P., Fraser I., Mastro V.C., Tumlinson J.H., Baker T.C.** 2008. Novel visual-cue-based sticky traps for monitoring of emerald ash borers, *Agrilus planipennis* (Col., Buprestidae). *J. Appl. Entomol.* 132: 668–674.

56. **Lelito J.P., Fraser I., Mastro V.C., Tumlinson J.H., Böröczky K., Baker T.C.** 2007. Visually mediated 'paratrooper copulations' in the mating behavior of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae), a highly destructive invasive pest of North American ash trees. *Journal of Insect Behaviour* 20: 537–552.

57. **Liu H. P., Bauer L. S., Gao R., Zhao T., Petrice T. R., Haack R. A.** 2003. Exploratory survey for emerald ash borer, *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) and its natural enemies in China. *The Great Lakes Entomologist* 36: 191–204.

58. **Liu H., L. S. Bauer D. L. Miller T. Zhao R. Gao L. Song Q. Luan R. Jin, C. Gao.** 2007. Seasonal abundance of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) and its natural enemies *Oobius agrili* (Hymenoptera: Encyrtidae) and *Tetrastichus planipennisi* (Hymenoptera: Eulophidae) in China. *Biological Control* 42: 61–71.

59. **Marshall J.M., Storer A.J., Fraser I., Mastro, V.C.** 2011. A predictive model for detection of *Agrilus planipennis* (Col., Buprestidae) larvae in girdled ash (*Fraxinus* spp.) (vol 135, pg 91, 2011). *J. Appl. Entomol.* 135, 714–714.

60. **Matsiakh I., Solheim H., Nagy N.E., Hietala A.M., Kramarets V.** 2016. Tissue-specific DNA levels and hyphal growth patterns of *Hymenoscyphus fraxineus* in stems of naturally infected *Fraxinus excelsior* saplings. *Forest Pathology*. Vol. 46. P. 206-214.

61. **Matsiakh I.P., Kramarets V.O.** 2014. *Vsikhannya yasena zvichaynogo (Fraxinus excelsior L.) na zakhodi Ukraïni* [Declining of Common Ash (*Fraxinus excelsior* L.) in Western Ukraine]. *The Scientific Bulletin of UNFU*, 24.07: 67–74. (in Ukrainian).

62. **McCullough D. G., Poland T. M., Cappaert D.** 2009. Emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) attraction to ash trees stressed by girdling, herbicide or wounding. *Canadian Journal of Forest Research* 39: 1331–1345.
63. **McCullough D.G.** 2019. Challenges, tactics and integrated management of emerald ash borer in North America *Forestry* 00, 1–15, doi:10.1093/forestry/cpz049.
64. **McCullough D.G., Mercader R.J.** 2012. SLAM in an urban forest: evaluation of potential strategies to SLOW Ash Mortality caused by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*). *Int. J. Pest Manag.* 58:9–23
65. **McCullough D.G., Poland T.M.** 2017. Building double-decker traps for early detection of emerald ash borer. *J. Vis. Exp.*, 7.
66. **McCullough D.G., Poland T.M., Anulewicz A.C., Cappaert D.L.** 2008. Double-deckers and towers: Emerald ash borer traps in 2007. In *Proceedings of the Emerald Ash Borer and Asian Longhorned Beetle Research and Technology Development Meeting*. V.C. Mastro, D. Lance, R. Reardon and G. Parra (eds.), FHTET-2008–07, USDA Forest Service Forest Health Technology, Enterprise Team, Morgantown, W. Va., Pittsburgh, Pa., US.
67. **McCullough D.G., Poland T.M., Anulewicz A.C., Cappaert, D.** 2009a. Emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) attraction to stressed or baited ash trees. *Environ. Entomol.* 38, 1668–1679. <https://doi.org/10.1603/022.038.0620>.
68. **McCullough D.G., Poland T.M., Anulewicz A.C., Lewis P., Cappaert D.** 2011. Evaluation of *Agrilus planipennis* control provided by emamectin benzoate and two neonicotinoid insecticides, one and two seasons after treatment. *J. Econ. Entomol.* 104:1599–612.
69. **McCullough D.G., Poland T.M., Cappaert D.** 2009b. Attraction of the emerald ash borer to ash trees stressed by girdling, herbicide treatment, or wounding. *Can. J. For. Res.* 39, 1331–1345. <https://doi.org/10.1139/X09-057>.
70. **McCullough D.G., Poland T.M., Cappaert D.L., Lewis P., Molongowski J.** 2005. Evaluation of trunk injections for control of emerald ash borer. *Proc. Joint U.S.-Canada Emerald Ash Borer Sci. Meet.*, pp. 38–39.
71. **McCullough D.G., Siegert N.W.** 2007. Using girdled trap trees effectively for emerald ash borer detection, delimitation and survey. *Dept. of Entomology and Dept. of Forestry, Michigan State University*. <https://www.researchgate.net/publication/274371614>.
72. **Mercader R., Siegert N.W., Liebhold A.M., McCullough D.G.** 2009. Dispersal of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, in newly colonized sites. *Ag. For. Entomol.* 11, 421–424.
73. **Mercader R.J., McCullough D.G., Bedford J.M.** 2013. A comparison of girdled ash detection trees and baited artificial traps for *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) detection. *Environ. Entomol.* 42, 1027–1039.
74. **Mercader R.J., Siegert N.W., D McCullough D.G.** 2012. Estimating the influence of population density and dispersal behaviour on the ability to detect and monitor *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) populations. *J. Econ. Entomol.* 105, 272–281.
75. **Mozolevskaya E.G., Ismailov A.I.** 2007. *Yasenevaya izumrudnaya uzkotelaya zlatka v gorodskikh nasazhdeniyakh Moskvy* [Emerald ash borer in the urban plantations of Moscow]. *Forestry bulletin*, No. 2(35): 17–20. (in Russian).
76. **Mozolevskaya E.G. & Izhevskiy S.S.** 2007. *Ochagi yasenevoy zlatki v Moskovskom regione* [The foci of the ash buprestid in Moscow region]. *Quarantine and Plant Protection* 5, 28–30. (in Russian).
77. **Mozolevskaya E.G., Izmailov A.I. & Alexeyev N.A.** 2008. *Ochagi opasnogo vreditelya yasenya – izumrudnoy uzkotelay zlatki v Moskve i Podmoskov'ye* [Foci of the dangerous pest of ash – emerald ash borer in Moscow and vicinity]. *Forestry bulletin*, 1: 53–59. (in Russian).
78. **Musolin D.L., Selikhovkin A.V., Shabunin D.A., Zviagintsev V.B., Baranchikov Y.N.** 2017. Between ash dieback and emerald ash borer: two Asian invaders in Russia and the future of ash in Europe. *Baltic Forestry* 23(1): 316–333.
79. **Orlova-Bienkowskaja M.J.** 2013. European range of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) is expanding: the pest destroys ashes in the north-west of Moscow region and in part of Tver region. *Russian Journal of Biological Invasions* 4: 49–58.

80. **Orlova-Bienkowskaja M. J., Belokobylskij S. A.** 2014. Discovery of the first European parasitoid of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae). *European Journal of Entomology*, 111(4), 594–596. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.061>
81. **Orlova-Bienkowskaja M. J., Bieńkowski A. O.** 2016. The life cycle of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* in European Russia and comparisons with its life cycles in Asia and North America. *Agricultural and Forest Entomology*, 18(2), 182–188. <https://doi.org/10.1111/afe.12140>.
82. **Orlova-Bienkowskaja M.J.** 2015. Cascading ecological effects caused by establishment of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* in European Russia. *European Journal of Entomology*, 112: 778–789.
83. **Orlova-Bienkowskaja M.J.** 2014. Ashes in Europe are in danger: the invasive range of *Agrilus planipennis* in European Russia is expanding. *Biol Invasions*, 16:1345–1349.
84. **Orlova-Bienkowskaja M.J., Bieńkowski A.O.** 2018. Modeling long-distance dispersal of emerald ash borer in European Russia and prognosis of spread of this pest to neighboring countries within next 5 years. *Ecology and Evolution*, 1–9. DOI: 10.1002/ece3.4437.
85. **Orlova-Bienkowskaja M.J., Drovalenko A.N., Zabaluev I.A., Sazhnev A.S., Peregudova E.Y., Mazurov S.G., Komarov E.V., Struchaev V.V., Bieńkowski A.O.** 2019. Bad and good news for ash trees in Europe: alien pest *Agrilus planipennis* has spread to Ukraine and the south of European Russia, but serious damage of *Fraxinus excelsior* in the forests is not detected. *BioRxiv* preprint doi: <https://doi.org/10.1101/689240>. This version posted October 5, 2019.
86. **Petrice T.R., Haack R. A.** 2007. Can emerald ash borer, *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) emerge from logs two summers after infested trees are cut? *The Great Lakes Entomologist* 40: 92–95.
87. **Poland T.M.** 2007. Twenty million ash trees later: current status of Emerald ash borer in Michigan. *Newslett. Mich. Entomol. Soc.* 52, no 1–2: 10–14.
88. **Poland T.M., Chen Y., Koch J., Pureswaran D.** 2015 Review of the emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae), life history, mating behaviours, host plant selection, and host resistance. *Can. Entomol.* 147, 252–262. <https://doi.org/10.4039/tce.2015.4>.
89. **Poland T.M., McCullough D.G.** 2014. Comparison of trap types and colors for capturing emerald ash borer adults at different population densities. *Environ. Entomol.* 43: 157–170.
90. **Poland T.M., McCullough D.G., Anulewicz A.C.** 2011. Evaluation of an artificial trap for *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) incorporating olfactory and visual cues. *J. Econ. Entomol.* 104: 517–531.
91. **Poland, T. M., McCullough D. G.** 2006. Emerald ash borer: Invasion of the urban forest and the threat to North America's ash resource. *Journal of Forestry* 104: 118–124.
92. **Prots B., Drescher A., Vykhov B.** 2011. Invasion ecology of green ash *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. in the Transcarpathia (Ukraine). *Journal of Biological Systems*, 3 (3): 269–276.
93. **Pureswaran D.S., Poland T.M.** 2009. Host selection and feeding preference of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) on ash (*Fraxinus* spp.). *Environ. Entomol.* 38, 757–765.
94. **Rebek E. J., Herms D. A., Smitley D. R.** 2008. Interspecific variation in resistance to emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) among North American and Asian ash (*Fraxinus* spp.). *Environmental Entomology* 37: 242–246.
95. **Rodriguez-Saona C. R., Miller J. R., Poland T. M., Kuhn T. M., Otis G. W., T. Turk, Ward D. L.** 2007. Behaviors of adult *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae). *The Great Lakes Entomologist* 40: 1–15.
96. **Rodriguez-Saona C., Poland T.M., Miller J.R., Stelinski L.L., Grant G.G., de Groot P. et al.** 2006. Behavioral and electrophysiological responses of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, to induced volatiles of Manchurian ash, *Fraxinus mandshurica*. *Chemoecology* 16, 75–86.
97. **Roscoe L.E.** 2014. *Phasgonophora sulcata* Westwood (Hymenoptera: Chalcididae): a potential augmentative biological control agent for the invasive *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae) in Canada. In Doctoral dissertation. University of Toronto.
98. **Ryall K.** 2013. Detecting and monitoring emerald ash borer populations. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service-Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie, ON. *Frontline Express* 67.

99. **Ryall K.** 2015. Detection and sampling of emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) infestations. *Can. Entomol.* 147, 290–299.
100. **Ryall K. L., Fidgen J. G., Turgeon J. J.** 2011. Detectability of the emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) in asymptomatic urban trees by using branch samples. *Environmental Entomology* 40: 679–688.
101. **Ryall K.L., Silk P.J., Mayo P., Crook D., Khrimian A., Cosse A.A. et al.** 2012. Attraction of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) to a volatile pheromone: effects of release rate, host volatile, and trap placement. *Environmental Entomology* 41: 648–656.
102. **Shankhiza, E. V.** 2007. *Invaziya uzkoteloy zlatki Agrilus planipennis v Moskovskom regione* [Invasion of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* to Moscow region]. Retrieved from <http://www.zin.ru/Animalia/Coleoptera/rus/fraxxx.htm>. (in Russian).
103. **Siegert N. W., McCullough D. G., Williams D. W., Fraser I., Poland, T. M.** 2010. Dispersal of *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) from discrete epicenters in two outlier sites. *Environmental Entomology*, 39, 253–265. <https://doi.org/10.1603/EN09029>.
104. **Siegert N.W., McCullough D.G., Liebhold A.M., Telewski F.W.** 2014b. Dendrochronological reconstruction of the epicentre and early spread of emerald ash borer in North America. *Divers. Distrib.* 20, 847–858.
105. **Silk P.J., Ryall K., Mayo P., Lemay M.A., Grant G., Crook D. et al.** 2011. Evidence for a volatile pheromone in *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae) that increases attraction to a host foliar volatile. *Environmental Entomology* 40: 904–916.
106. **Silk P.J., Ryall K., Roscoe L.** 2019. Emerald ash borer, *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae), detection and monitoring in Canada Forestry. 00, 1–7, doi:10.1093/forestry/cpz036.
107. **Simberloff D., Gibbons L.** 2004. Now you see them, now you don't!—population crashes of established introduced species. *Biological Invasions*, 6(2), 161–172. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000022133.49752.46>.
108. **Sivyer D.** 2011. Mapping the future for emerald ash borer readiness and response planning. *For. GIS J.* 2011 (Spring):10–11.
109. **Smitley D.R., Doccia J.J., Cox D.L.** 2010. Multiple-year protection of ash trees from emerald ash borer with a single trunk injection of emamectin benzoate, and single-year protection with an imidacloprid basal drench. *Arboric. Urban For.* 36: 206–11.
110. **Straw N.A., Williams D.T., Kulinich O., Gninenko Y.I.** 2013. Distribution, impact and rate of spread of emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) in the Moscow region of Russia. *Forestry* 86: 515–522.
111. **Tanis S. R., McCullough D. G.** 2012. Differential persistence of blue ash and white ash following emerald ash borer invasion. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1542–1550.
112. **Timms L. L., Smith S. M., de Groot P.** 2006. Patterns in the within-tree distribution of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Fairmaire) in young, green-ash plantations of southwestern Ontario, Canada. *Agricultural and Forest Entomology* 8: 13–321.
113. **Thuczek A.R., McCullough D. G., Poland T.M.** 2011. Influence of host stress on emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) adult density, development, and distribution in *Fraxinus pennsylvanica* trees. *Environmental Entomology* 40: 357–366.
114. **US Federal Register.** 2003. Emerald ash borer: quarantine regulations, interim rule and request for comments. USDA Animal and Plant Health Inspection Service 68(198). 14 October 2003.
115. **Vannatta A.R., Hauer R.H., Schuettpelz N.M.** 2012. Economic analysis of emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae) management options. *J. Econ. Entomol.* 105:196–206
116. **Vasaitis R., Enderle R., editors.** Dieback of European ash (*Fraxinus* spp.) – Consequences and Guidelines for Sustainable Management. Uppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences; 2017. 299 p. Available from: URL: <http://www.slu.se/globalassets/ew/org/inst/mykopat/forskning/stenlid/dieback-of-european-ash.pdf>.
117. **Volkovich M.G.** 2007. *Uzkotelaya zlatka Agrilus planipennis – novyy opasneyshiy vreditel' yaseney v yevropeyskoy chasti Rossii* [Emerald ash borer *Agrilus planipennis* – new extremely dangerous pest of ash in the European part of Russia]. *Beetles and coleopterologists.* (in Russian).

118. Wang X.-Y., Yang Z.-Q., Gould J. R., Zhang Y.-N., Liu G.-J., Liu E.-S. 2010. The biology and ecology of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, in China. Journal of Insect Science 10: 128. DOI: insectscience.org/10.128.
119. Wei X., Reardon R. Y. Wu, T. H. Sun, Lu M., Sun J.-H. 2007. Biology and damage traits of emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) in China. Insect Science 14: 367–373.
120. Wei X., Reardon R. Y. Wu, Sun. J.-H. 2004. Emerald ash borer, *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae), in China: a review and distribution survey. Acta Entomologica Sinica 47: 679–685.
121. Yu D.S., van Achterberg C., Horstman K. 2012, Ichneumonidea. Database on flash-drive. Ottawa, Ontario, Canada, 2012.
122. Yurchenko G.I., Kuz'min E.A., Burde P.B. 2013. *Osobennosti biologii i osnovnyye parazitoidy yasenevoy izumrudnoy uzkoteloj zlatki (Agrilus planipennis Fairmaire) na yuge Primorskogo kraya* [Biology of the emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) and its parasitoids in the south part of Primorskii krai]. A.I. Kurentsov's Annual Memorial Meetings, 24: 174-178. (in Russian).
123. Zoltán I., Lohonyai Z., Csóka G., Muskovits J., Szanyi S., Véték G., Fail J., Tóth M., Domingue M. J. 2019. Improving trapping methods for buprestid beetles to enhance monitoring of native and invasive species. Forestry An International Journal of Forest Research. Submitted.

UDC 630.4 + 595.765

Doctoral stud. Iryna Matsiakh – UNFU

Invasion of emerald ash borer *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae): the tactic of actions

This review summarizes the behaviour of emerald ash borer (EAB) and aims as contributing to the challenges of detecting and managing this pest, along with an array of EAB impacts recorded in USA, Canada, and Russia, including variation in host preference and prediction of invasion spread. It provides an overview of tactics available to manage EAB infestations. EAB was first recorded in Ukraine on 20-22 June 2019. Ash trees in Starokozhiv Forest and field shelterbelts in its vicinity (Markivka district, Luhansk region of Ukraine) were examined and officially reported by National Plant Protection Organization of Ukraine in autumn 2019. EAB is included in the list of 20 priority quarantine pests of the EU (EU 2019) including Ukraine. Detection of EAB in Ukraine requires detailed research and growing awareness of its biology, ecology, interaction with hosts, spread prediction especially because the species is distinguished by its wide plasticity and ability to adapt to different ecological conditions within its native range. The pest is quickly spreading to the south and will undoubtedly occur soon in other European countries. The analyses of the forecasting model of EAB spread have shown no significant geographic barriers which could slow the spread of the pest to the neighbouring countries. Consequently, the probability of EAB detection in western Europe can be up to 15–40% in a couple of years. No case of serious *A. planipennis* damage to *Fraxinus excelsior* in European forests including Ukraine has been detected yet. Therefore, it is still unknown whether *A. planipennis* will become a devastating forest pest in Europe or just a pest of urban plantings. The biology and ecology of *A. planipennis* in Russia are similar to those in North America and China, with only two exceptions: parasitism is low, and host trees are highly susceptible. More research is needed to understand the behaviour of this pest in Ukraine, encouraging the scientists from universities, government agencies, and companies to continue to discover EAB-related issues in order to advance EAB management and ash conservation. Our understanding on how EAB can be managed/controlled continues in different countries and methods with available monitoring techniques (e.g. visual detection, an array of woodpeckers, use of pheromone traps, girdled ash trees, branch sampling techniques, insecticides, and native larval parasitoids or introduced parasitoids) were discussed in this review paper. It aims at developing adaptive forest management options/strategies and controlling the movement/spread of EAB for all interested stakeholders in Ukraine.

Keywords: *Agrilus planipennis*; ash; quarantine invasion pest; catching trees; pheromone traps; natural enemies and parasitoids.