

Viktoria Valenta¹, Gianni Gilioli², Gritta Schrader³

Umweltrisikoaanalyse des Asiatischen Eschenprachtkäfers *Agrilus planipennis* Fairmaire für Europa

Environmental Risk Analysis for the Emerald Ash Borer
Agrilus planipennis Fairmaire for Europe

1

Zusammenfassung

Die Einschleppung des Asiatischen Eschenprachtkäfers, *Agrilus planipennis*, in den europäischen Raum kann erhebliche Auswirkungen auf die heimischen Eschen als Wirtspflanzen und deren Ökosysteme haben. Um das Ausmaß der Gefährdung einzuschätzen, wird ein neues Umweltrisikobewertungsverfahren angewendet. Hierfür werden die Auswirkungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität in urbanen Gebieten und Wäldern untersucht. Über zwei Zeithorizonte werden die Auswirkungen von *A. planipennis* analysiert um Kurzzeit- und Langzeitfolgen der Einschleppung abzuschätzen. Das Gesamtrisiko durch einen Befall wird für den kurzen Zeitraum von 5 Jahren als gering, für den langen von 15 Jahren als moderat eingeschätzt, wobei langfristig vor allem die Biodiversitätskomponenten betroffen sind. Die Anwendung dieses Verfahrens erleichtert die Erstellung der Umweltrisikobewertung und auch die Einschätzung der Unsicherheiten der Analyse.

Stichwörter: Holzbohrender Käfer, Quarantäneschadorganismus, Ökosystemdienstleistungen, Biodiversität, *Fraxinus* spp.

Abstract

The introduction of the Emerald Ash Borer, *Agrilus planipennis*, into Europe can have severe impacts on native

ash species and their ecosystems. Applying a new method of Environmental Risk Assessment helps to analyse the potential consequences of an infestation. Impacts on ecosystem services and biodiversity are assessed in urban areas and forest ecosystems. Here long term and short term impacts are estimated using two different temporal scales. The results show the overall impacts are rated as minor (short term) and moderate (long term) with medium uncertainty. The biodiversity seems to be affected the most, especially in the long term.

Using this new method helps assessing the environmental risk of a pest and the uncertainty of this assessment.

Key words: Woodboring beetle, quarantine pest, ecosystem services, biodiversity, *Fraxinus* spp.

1 Einleitung

Der Asiatische Eschenprachtkäfer *Agrilus planipennis* (Fairmaire, Coleoptera: Buprestidae) ist ein in Ostasien beheimateter holzbohrender Käfer. Unabsichtlich eingeschleppt, hat er in den letzten Jahrzehnten in Nordamerika schwere Schäden verursacht. 2003 wurde er auch im europäischen Teil Russlands entdeckt, breitet sich seither von Moskau ausgehend aus und hat bei weiterer Ausbreitung das Potenzial, sich negativ auf die europäische Forstwirtschaft und Umwelt auszuwirken. Neben einer generellen Risikoanalyse zu diesem Schadorganismus

Institut

Department für Naturschutzbiologie, Vegetations- und Landschaftsökologie, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien, Österreich ¹

DMMT, Universität Brescia, Viale Europa 11, 25123 Brescia, Italien ²

Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für nationale und internationale Angelegenheiten der Pflanzengesundheit, Braunschweig, Deutschland³

Kontaktanschrift

Dr. Gritta Schrader, Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für nationale und internationale Angelegenheiten der Pflanzengesundheit, Messeweg 11/12, 38104 Braunschweig, Deutschland, E-Mail: gritta.schrader@julius-kuehn.de

Zur Veröffentlichung angenommen

17. Oktober 2016

(EPPO, 2013), ist deshalb eine detaillierte Bewertung der Umweltauswirkungen von *A. planipennis* notwendig. Die hier angewandte Umweltrisikobewertung basiert auf der Methode von GILLOLI et al. (2014), die von der EFSA als Leitlinie verabschiedet wurde (EFSA PLH, 2011). Die möglichen Folgen für Ökosystemleistungen und Biodiversität werden analysiert. Die Analyse beinhaltet auch die Einschätzung der Unsicherheiten, die bei der Bewertung des Risikos für Europa zum Tragen kommen.

2 *Agrilus planipennis*

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Asiatischen Eschenprachtkäfers, *Agrilus planipennis* Fairmaire (Coleoptera: Buprestidae), auch bekannt als *Agrilus marcopoli* Obenberger *A. marcopoli ulmi* Kurosawa und *A. feretrius* Obenberger (JENDEK, 1994), umfasst Nordostchina (Jilin, Liaoning, Heilongjiang, Innere Mongolei, Hebei, und Shandong), Nord- und Südkorea, Japan (Hokkaido, Honshu, Kyushu, Shikoku), die Mongolei, Taiwan und den östlichsten Teil Russlands (EPPO PQR, 2016). Der Käfer wurde unbeabsichtigt nach Nordamerika und in den europäischen Teil Russlands eingeschleppt (HAACK et al., 2002; EPPO PQR, 2016).

In Amerika wurde *A. planipennis* das erste Mal 2002 entdeckt: in Detroit, Michigan (USA) und dem benachbarten Windsor, Ontario (Kanada) (HAACK et al., 2002). Man geht allerdings davon aus, dass der Käfer zumindest fünf Jahre vor der Entdeckung bereits in Stauholz auf Frachtschiffen in Detroit eingeschleppt worden ist (EPPO, 2005). Seither hat er sich in weitere 24 US-Bundesstaaten und eine weitere kanadische Provinz ausgebreitet (KOVACS et al., 2010; KANSAS DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2014; emeraldashborer.info 2015, Stand: Juli 2015). Alle in diesen Regionen heimischen *Fraxinus*-Arten und Kultivare scheinen anfällig für einen Befall mit *A. planipennis* zu sein (CAPPAERT et al., 2005).

Agrilus planipennis ernährt sich hauptsächlich von *Fraxinus* spp. ist aber auch auf anderen Laubbäumen zu finden. *Fraxinus chinensis*, *F. japonica*, *F. lanuginosa*, *F. mandshurica*, *F. rhynchophylla*, *Juglans mandshurica*, *Pterocarya rhoifolia*, *Ulmus davidiana* und *U. propinqua* sind in Asien als Wirtspflanzen gelistet (EPPO, 2005; LIU et al., 2003), wobei jedoch hinsichtlich der Nicht-*Fraxinus*-Arten Zweifel bestehen (EPPO, 2013). In Nordamerika wurden *F. americana*, *F. nigra* und *F. pennsylvanica* befallen (HAACK et al., 2002). In Moskau ist die europäische Eschenart *F. excelsior* befallen, *F. angustifolia* und *F. ornus*, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im südlichen Europa haben, sind noch nicht betroffen, aber vermutlich ebenfalls anfällig für *A. planipennis* (BARANCHIKOV et al., 2008; ANULEWICZ und McCULLOUGH, 2012).

2.1 Ausbreitung

Die Ausbreitung von *A. planipennis* erfolgt durch zwei Mechanismen, den Flug der Insekten (natural spread) und die Verbringung durch den Menschen (human assisted spread).

Forschungsergebnisse aus dem natürlichen Verbreitungsgebiet in China und Japan zeigen, dass der Eschenprachtkäfer ein guter Flieger ist: kurze Distanzen legt er in Einheiten von 8 bis 12 Metern zurück, lange Flüge von mehr als einem Kilometer sind auch möglich (HAACK et al., 2002). Seit circa 1998 hat sich *A. planipennis* in den USA mit rund 20 Kilometern im Jahr ausgebreitet, wobei laut PRASAD et al. (2010) vor allem die Ausbreitung über weite Strecken durch den Menschen bedenklich ist. Diese Ausdehnung des Verbreitungsgebietes geschieht hauptsächlich durch den internationalen Handel beim Transport von berindeten Pflanzen und Holzprodukten – Bretter, Holzverpackung, Holzschnitzel und Feuerholz (BARANCHIKOV et al., 2008; EPPO, 2005; MARSHALL et al., 2010). Eine zweite Verbreitungsmöglichkeit ist das sogenannte „insect hitchhiking“ bei dem sich die Käfer vermehrt entlang des Verkehrsnetzes in Autos und Zügen verbreiten. PRASAD et al. (2010) hebt die Bedeutung des Straßennetzwerkes für die Ausbreitung von *A. planipennis* hervor: die Wahrscheinlichkeit, dass ein bestimmter Baum befallen werde, sei größer, wenn er sich in der Nähe (bis zu etwa 2 km) einer Autobahn befände. Auch in Russland wird dem Transport eine wichtige Bedeutung beigemessen (ORLOVA-BIENKOWSKAJA, 2014).

2.2 Auswirkungen

Auswirkungen von *A. planipennis* sind nicht nur direkt auf die Wirtspflanzen als solche zu erwarten, sondern auch für die Esche in ihrer Funktion als Kultur- und Wirtschaftspflanze. In den betroffenen Gebieten sorgen vor allem die Larven des Käfers durch Schädigung des Holzes für Probleme. Sie fressen sich während des Wachstums durch das Kambium, unterbrechen Nährstoffflüsse des Phloems und bilden S-förmige Galleriegänge (BARANCHIKOV et al., 2008; MARSHALL et al., 2010; WANG et al., 2010). Der Käfer befällt dabei nicht nur gestresste, sondern auch gesunde Bäume verschiedenster Altersklassen und Schnittholz (CAPPAERT et al., 2005). TIMMS et al. (2006) beschreibt einen Schwellenwert von mindestens 1,5 mm und maximal 5 mm Borkendicke für einen *A. planipennis* Befall. Angaben variieren bezüglich der Dauer von Befall bis zum Absterben des Baumes: große Bäume überleben zwischen 3 und 7 Jahre, kleinere meist nur 1 bis 3 Jahre (EPPO, 2005; BENDOR et al., 2006; POLAND, 2007; PONTIUS et al., 2008; KOVACS et al., 2013, STRAW et al., 2013). Die ersten Anzeichen für einen Befall sind ein Absterben der Äste im Kronenbereich und vermehrte Austriebe am Stamm (LIU et al., 2003).

In den Wäldern sind nicht nur die Eschen, sondern auch von ihnen abhängige Arten betroffen. Ein großflächiger Rückgang von *Fraxinus* spp. beeinflusst sowohl die Artenzusammensetzung als auch die Struktur dieses Ökosystems (GANDHI und HERMS, 2010; FLØ et al., 2013). Auch in urbanen Regionen führt der Befall mit *A. planipennis* zu Veränderung der Ökosysteme und Ökosystemleistungen und kann negative Folgen für den Menschen haben.

3 Umweltrisikobewertung

3.1 Methode

Um festzustellen, wie sich die Einschleppung beziehungsweise weitere Ausbreitung von *A. planipennis* nach Europa auswirken könnte, wird eine Umweltrisikobewertung (Environmental Risk Assessment, ERA) nach den EFSA- (European Food Safety Authority) Leitlinien für invasive Arten durchgeführt (EFSA Panel on Plant Health (PLH), 2011). Die Vorgangsweise entspricht GILIOI et al. (2014) und wurde bereits zur Bewertung der Apfelschnecke (EFSA PLH, 2014) herangezogen.

Hierbei wird die invasive Art als treibende Kraft von Veränderungen in Ökosystemen angesehen. Die Auswirkungen dieser Änderungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität werden mit Hilfe sogenannter Service Providing Units (SPU) gemessen und werden beeinflusst von der Resistenz und Resilienz des Ökosystems beziehungsweise von Managementmaßnahmen.

Die zu bewertenden Ökosystemleistungen werden entsprechend dem Millennium Ecosystem Assessment in folgende Kategorien eingeteilt: unterstützende Ökosystemleistungen (z.B. Fasern, Nahrung, Biochemikalien und medizinische Stoffe, Genetische Ressourcen, Zierpflanzen, Frischwasser) und bereitstellende und regulierende Ökosystemleistungen (z.B. Luftqualität und Klimaregulierung, Wasser- und Erosionsregulierung, Photosynthese, Primärproduktion und Nährstoffkreisläufe). Die Biodiversitätskomponenten umfassen Genetische Vielfalt, Vielfalt heimischer Arten, seltene und gefährdete Arten, Zusammensetzung und Struktur von Habitaten, Gemeinschaften und/oder Ökosystemen, Habitate mit hohen Schutzwerten.

Die Einschätzung der Auswirkungen von *A. planipennis* beruht auf einer prospektiven Expertenbewertung. Für den Vergleich der Bewertungen müssen folgende Aspekte definiert werden:

3.1.1 Service Providing Unit. Die Service Providing Unit ist eine funktionale Einheit, deren Komponenten (Individuen, Arten, Artengemeinschaft) durch Funktionsmerkmale (functional traits) charakterisiert sind, die deren Beitrag zum Ökosystem definieren (VANDERWALLE et al., 2008). Invasive Arten interagieren mit diesen Komponenten und verändern so die Leistungsfähigkeit der Ökosysteme. *Agilus planipennis* hat Auswirkungen auf *Fraxinus* spp. in verschiedenen Habitaten, wie Wäldern und Waldrandbereichen aber auch in urbanen Bereichen, wie Gärten und Parks. Deshalb werden für diese Umweltrisikobewertung zwei Service Providing Units definiert: urbane Regionen mit Eschen (urban areas) und Wälder in denen *Fraxinus* spp. vorhanden sind (forests).

3.1.2 Zeithorizont. Die Auswirkungen von *A. planipennis* werden für die Risikoanalyse in zwei verschiedenen Zeitebenen bewertet: Kurzzeiteffekte (short term) und Langzeiteffekte (long term). Die Definition dieser beiden Zeithorizonte basiert auf dem Lebenszyklus und der Reproduktionsfähigkeit von *A. planipennis* und deren Auswirkungen auf die Eschensterblichkeit.

In seinem natürlichen Verbreitungsgebiet hat der Eschenprachtkäfer einen uni- beziehungsweise semivoltinen Lebenszyklus (WEI et al., 2007). Eine zu späte Eiablage im Spätsommer kann dazu führen, dass die Larven die präpupale Phase vor dem Winter nicht erreichen und sich deshalb erst im zweiten Jahr vollständig entwickeln können (CAPPAERT et al., 2005; EPP0, 2013). Eine zweite mögliche Erklärung für die verschiedenen Lebenszyklen ist die erhöhte mechanische und chemische Verteidigung neu befallener Bäume gegen die Insekten, was die Larvenentwicklung verlangsamen könnte (CAPPAERT et al., 2005; FLØ et al., 2013). Auch kältere Temperaturen, geringere Nährstoffverfügbarkeit und andere Faktoren könnten zu einer verminderten Entwicklung führen (WEI et al., 2007).

Im häufigeren univoltinen Zyklus leben die Larven circa 208 Tage (semivoltin 673 Tage) und fressen bis Oktober oder November (HAACK et al., 2002; WEI et al., 2007). Die Überwinterung erfolgt als Präpuppe, Verpuppung findet Mitte April bis Mai statt, adulte Tiere treten ungefähr 3 Wochen später auf (TIMMS et al., 2006; WANG, et al., 2010). Adulte Weibchen leben circa 3 bis 6, Männchen dagegen nur 2 Wochen, wobei sie sich nach 5 bis 7 Tagen verpaaren. Rund eine Woche später beginnt die Eiablage (HAACK et al., 2002; CAPPAERT et al., 2005; WEI et al., 2007).

Die Dauer dieses Lebenszyklus führt zu mittlerem Populationswachstum und kann zusammen mit der Situation in den USA zur Festlegung der Bewertungshorizonte herangezogen werden. Schon kurze Zeit nach der Entdeckung von *A. planipennis* in den USA 2002 waren 5 bis 7 Millionen Eschen am Absterben oder tot. Zwei Jahre später waren es bereits 15 Millionen Bäume. Mit der kurzen Überlebensdauer der befallenen Bäume von etwa 3 bis 5 Jahren wird der Zeitraum, in dem signifikante Auswirkungen auf die Umwelt zu erwarten sind, auf 5 Jahre (short term) und 15 Jahre (long term) festgelegt.

3.1.3 Räumliche Ausdehnung und Populationsdichte. Wie weit sich *A. planipennis* im gegebenen Zeitraum (15 Jahre) ausbreiten kann, hängt vor allem vom Populationswachstum ab: ein bis zwei Generationen in zwei Jahren, wobei die Weibchen im Durchschnitt 68–90 Eier legen (CAPPAERT et al., 2005; Laborverhältnisse). Zusätzlich sind die natürlichen und anthropogenen Ausbreitungsmechanismen zu berücksichtigen. Es wird davon ausgegangen, dass nach erfolgreichem Eindringen in eine Region circa 30 bis 35 Prozent der geeigneten Fläche (SPU) befallen sein werden. Die Populationsdichte hängt dann hauptsächlich vom Lebenszyklus und den vorhandenen Wirtspflanzen ab. Über 90 Prozent der Eier werden in einem Umkreis von nur 500 Metern um den Baum, aus dem die Weibchen geschlüpft sind, gefunden (MERCADER et al., 2011). Dies führt zur Bildung von Clustern mit hoher Populationsdichte der Käfer umgeben von Flächen mit sehr niedrigen Dichten. Ist genug Futter vorhanden – hohe Dichte an Wirtspflanzen – verringert sich die Ausbreitungsgeschwindigkeit. In Amerika geht man von 1998 bis 2006 von einer durchschnittlichen Ausbreitungsgeschwin-

digkeit von 20 Kilometern im Jahr aus, die durch Insektenflug und Verbringung durch den Menschen zustande gekommen ist (PRASAD et al., 2010). In Russland beträgt die Geschwindigkeit rund 10 Kilometer im Jahr seit den späten 1980ern/frühen 1990ern. Insgesamt hat sich *A. planipennis* von Moskau aus 250 Kilometer westwärts bewegt und es wird damit gerechnet, dass er die russische Grenze spätestens 2020 überqueren wird (ORLOVA-BIENKOWSKAJA, 2014).

3.1.4 Resistenz, Resilienz und Management. In den USA ist seit der Einschleppung von *A. planipennis* die Resistenz der Eschen und damit der Ökosysteme gegen den Käfer gestiegen. Verschiedene Faktoren beeinflussen diesen Anstieg, wie chemische Inhaltsstoffe, Parasiten und Fraßdruck. Wie DUAN et al. (2013) feststellen konnte, wird *A. planipennis* von Spechten und möglicherweise heimischen Parasitoiden (*Atanycolus* spp.) attackiert. Vor allem in noch gesunden Bäumen spielt die Widerstandsfähigkeit der Pflanze eine Rolle bei der Sterblichkeit der Käferlarven: 10 bis 41 Prozent Sterblichkeit der Larven im ersten und zweiten Stadium mit Bildung von Kallusgewebe (DUAN et al., 2010). Ähnliche Auswirkungen sind auch bei Auftreten von *A. planipennis* in Europa zu erwarten: eine anfängliche Periode mit geringer Widerstandsfähigkeit und hohen Schäden gefolgt von steigender Resistenz und Resilienz durch Anpassung an den Käfer, sowie geeignete Managementmaßnahmen. Es wird mit einer Dauer von mindestens 15 bis 20 Jahren gerechnet bis es zu so einer Anpassung kommt.

Wichtig ist daher die Etablierung effizienter Managementmaßnahmen beziehungsweise im besten Fall die Verhinderung der Einschleppung. Bis jetzt tritt der Käfer noch nicht in der EU auf, breitet sich aber von Moskau weiter Richtung Westen aus. Diverse EU-Richtlinien bezüglich der Wirtspflanzen und deren Produkte sollen die Einschleppung und Verbreitung des Käfers verhindern (2000/29/EC).

Managementmaßnahmen umfassen Techniken zum Lokalisieren der Populationen, Monitoring, mechanische, chemische und biologische Bekämpfung. Entfernung der Wirtspflanzen kann zur Regulierung der Bestandsgröße angewendet werden, da diese stark von der Futterpflan-

zenverfügbarkeit abhängig ist (HERMS und MCCULLOUGH, 2014). Biologische Bekämpfung beinhaltet vor allem den Einsatz von natürlichen Feinden (*Tetrastichus planipennis*, *Oobius agrili* und *Spathius agrili*) aus dem ursprünglichen Verbreitungsgebiet (DUAN et al., 2013). Zusätzlich werden in Parks und Gärten Insektizide zum Schutz der Zierpflanzen eingesetzt. Wie effektiv diese Maßnahmen in Europa wären, kann aus den Situationen in Nordamerika und Russland abgeleitet werden. In Europa wurde vor kurzem auch ein heimischer Käfer gefunden (*Spathius polonicus*) der *A. planipennis* in hohem Maß parasitiert (ORLOVA-BIENKOWSKAJA und BELOKOBYLSKIJ, 2014). Dieser Käfer ist zwar relativ selten, aber in Europa weit verbreitet und könnte zum biologischen Management eingesetzt werden.

3.1.5 Risiko und Unsicherheiten. Die Einschätzung des Risikos von *A. planipennis* für Biodiversität und Ökosystemleistungen basiert auf der Abschätzung der Wahrscheinlichkeitsverteilungen. Die befragten Experten beurteilen die Wahrscheinlichkeit einer Reduktion der Serviceleistungen der Service Providing Units durch den Befall mit *A. planipennis*. Für jede Biodiversitätskategorie und Ökosystemleistung werden von den Experten für beide Zeithorizonte (short term und long term) Einschätzungen des Ausmaßes der Reduktion und die Unsicherheit der Einschätzung angegeben.

Um das Risiko zu bewerten, wird der Prozentsatz der Reduktion der Leistungsfähigkeit des Ökosystems beziehungsweise der Biodiversität angegeben: zwischen 0% (keine Reduktion) und 100% (maximale Reduktion). Zur realistischeren Einschätzung wird das Risiko in fünf Kategorien eingeteilt (Tab. 1). Die Unsicherheit der Einschätzung wird für jedes Ergebnis in gering (low), mittel (medium) und hoch (high) eingeteilt (Shannonsche Informationstheorie).

4 Ergebnisse

4.1 Unterstützende Ökosystemleistungen

4.1.1 Fasern. Obwohl das in der EU verwendete Holz zum größten Teil von Nadelbäumen stammt, stellt eine Einschleppung von *A. planipennis* doch ein Risiko für diese

Tab. 1. Einteilung der Risikoeinschätzung für *A. planipennis*. Fünf Kategorien ($J = 5$) werden verwendet. Das Ausmaß der Auswirkungen auf Ökosystemleistungen und Biodiversität wird als Prozentsatz der Reduktion der Dienstleistung (L) definiert. Fünf Intervalle sind gegeben, wobei L^* den mittleren Wert der Bewertung darstellt (für eine detaillierte Erläuterung siehe Anhang (Appendix) C in EFSA PLH Panel 2011)

Kategorien (j)	Negative Auswirkungen in % (L)	Mittlerer Wert in % (L^*)
Sehr gering (Minimal)	Vernachlässigbar	0
Gering (Minor)	$0 < L \leq 5\%$	2,5
Moderat (Moderate)	$5 < L \leq 20\%$	12,5
Hoch (Major)	$20 < L \leq 50\%$	35
Sehr hoch (Massive)	$L > 50\%$	75

Ökosystemleistung dar. Eschenholz hat gute physische und mechanische Eigenschaften zur Bauholzproduktion, eignet sich gut in Tragkonstruktionen und kommt sowohl in der Möbel- und Musikindustrie als auch als Teil von Werkzeug und Sportgeräten zum Einsatz (PLIÛRA und HEUERTZ, 2003; BELL et al., 2008; GÛRLEVIK, 2009; CRIVELLARO und PELLERI, 2013; KNORZ et al., 2014). Vor allem *F. excelsior*, aber auch *F. ornus* und *F. angustifolia* werden verwendet. Wie in den bereits befallenen Regionen wird für urbane Regionen nur ein geringes Risiko erwartet, für Wälder hingegen ein moderates bis hohes Risiko (Abb. 1), wobei die Unsicherheit als mittel eingestuft wird, da nicht bekannt ist, inwieweit sich die Zerstörung des Kambiums durch die Larven auf die Holzqualität auswirken wird. Ein weiterer Faktor, der hier nicht berücksichtigt wird, aber bei der Verfügbarkeit von Eschenholz eine Rolle spielt, ist die Ausbreitung des Pilzes *Chalara fraxinea*.

4.1.2 Nahrung, Biochemikalien und medizinische Stoffe. In der Vergangenheit war die Esche in Europa sowohl Nahrungsquelle als auch Rohstoff für diverse Medizinprodukte: gegen Rheuma, Atemwegserkrankungen und als

Beruhigungsmittel (PLIÛRA und HEUERTZ, 2003; FRAXIGEN, 2005; BELL et al., 2008). Manna, der Saft von *Fraxinus ornus* und anderen *Fraxinus*-Arten, wird in Sizilien produziert (MIPAAF, 2014), insgesamt jedoch in geringen Mengen. Vor allem die Rinde und Blätter von *Fraxinus*-Arten enthalten einige biochemische Stoffe für die medizinale Anwendung. Inwieweit diese Anwendungen heute noch praktiziert werden, ist weitgehend unbekannt, die Bedeutung dürfte allerdings wie in den bereits befallenen Regionen von *A. planipennis* gering sein. Das Risiko, das von *A. planipennis* ausgeht, ist deshalb in diesen Fällen minimal mit niedriger Unsicherheit.

4.1.3 Genetische Ressourcen, Zierpflanzen. Alle drei Europäischen Eschenarten zeigen eine hohe genetische Variabilität und scheinen anfällig für *A. planipennis* Befall zu sein. Dies kann dazu führen, dass sogar in einem kurzen Zeitraum ein großer Teil der genetischen Ressourcen verloren geht – wie es auch in den bereits befallenen Regionen zu beobachten ist. Vor allem in Südosteuropa und im Norden Mitteleuropas zeigt *F. excelsior* eine hohe Variabilität zwischen den Populationen, was genetisches Material aus diesen Regionen besonders wertvoll macht, auch weil *F. excelsior* in den meisten Ländern als gefährdet (auf Populationslevel) eingestuft ist (PLIÛRA und HEUERTZ, 2003). *Fraxinus ornus*, die von den drei Europäischen Arten am nächsten mit den Asiatischen Eschen verwandt ist, scheint eine bessere Chance zu haben, *A. planipennis* zu widerstehen. Das allgemeine Risiko wird trotzdem als hoch eingeschätzt, allerdings ist auch die Unsicherheit relativ hoch, aufgrund der wenigen Informationen über die Verbreitung bestimmter Genotypen (FRAXIGEN, 2005).

Auch als Zierpflanze ist die Esche vor allem in urbanen Regionen weit verbreitet und gefährdet durch einen Befall. Da nach einer Entdeckung von *A. planipennis* oft die befallene Pflanze entfernt wird, ist diese Ökosystemleistung besonders betroffen. Wie in den bereits befallenen Gebieten wird ein hohes Risiko erwartet, vor allem in den ersten 15 bis 20 Jahren. Diese Einschätzung ist mit einer mittleren Unsicherheit behaftet, die hauptsächlich von dem Erfolg der Managementmaßnahmen – systemische Insektizide in urbanen Gebieten, biologische Kontrolle in Wäldern – abhängt (Abb. 2).

4.1.4 Frischwasser. Bäume spielen eine wichtige Rolle im Wasserkreislauf, beeinflussen das Abfließen von Oberflächenwasser und die Verdunstung. Vor allem in ufernahen Gebieten kann das Absterben von Bäumen beziehungsweise der Verlust von Blättern durch *A. planipennis* Auswirkungen auf die Nährstoffe und Wasserqualität haben. Die Auswirkungen werden vermutlich in der ersten Zeit des Befalls höher sein bis die Eschen durch andere Bäume ersetzt wurden. Im Allgemeinen wird der Einfluss hier eher gering sein, mit mittlerer Unsicherheit.

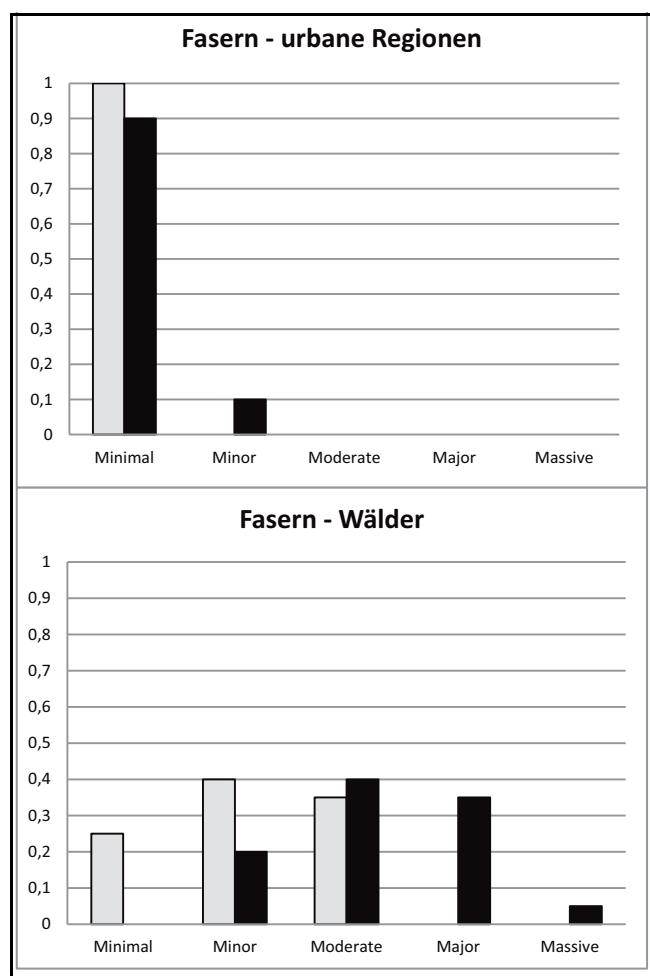


Abb. 1. Auswirkungen auf die Ökosystemleistung „Fasern“ in urbanen Regionen und in Wäldern, grau: Kurzzeiteffekte nach 5 Jahren, schwarz: Langzeiteffekte nach 15 Jahren. Unsicherheit urbane Regionen: 0 (Kurzzeit), 0,2 (Langzeit). Unsicherheit Wälder: 0,67 (Kurzzeit), 0,75 (Langzeit).

4.2 Bereitstellende und regulierende Ökosystemleistungen

4.2.1 Luftqualität und Klimaregulierung. In urbanen Gebieten beeinflussen Bäume sowohl die Luftqualität als auch

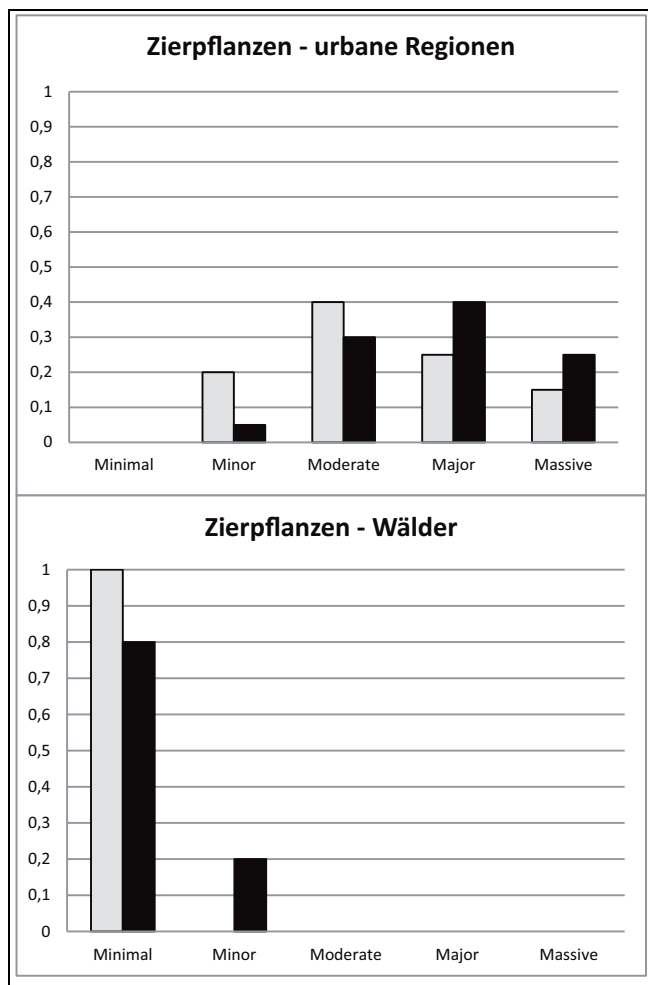


Abb. 2. Auswirkungen auf die Ökosystemleistung „Zierpflanzen“ in urbanen Regionen und in Wäldern, grau: Kurzzeiteffekte nach 5 Jahren, schwarz: Langzeiteffekte nach 15 Jahren. Unsicherheit urbane Regionen: 0,82 (Kurzzeit), 0,76 (Langzeit). Unsicherheit Wälder: 0 (Kurzzeit), 0,31 (Langzeit).

das Mikroklima: Immissionsschutz, Luftbefeuchtung, Schattenspende, Windschutz und Reduktion des Wärmeinseleffekts. Auch als CO₂-Speicher spielen sie eine wichtige Rolle. Es ist nicht bekannt, inwieweit Eschen besser oder schlechter für Luft- und Klimaregulierung geeignet sind, als andere Bäume. DONOVAN et al. (2013) haben in Amerika eine Verbindung zwischen Eschensterben durch *A. planipennis* und erhöhten Sterberaten bei Herz-Kreislauf- und Atemwegserkrankungen festgestellt. Auch in den Wäldern werden der Blattverlust und das Absterben der Eschen Auswirkungen auf die CO₂-Speicherungskapazität haben, bis diese durch andere Bäume ersetzt werden. Im Norden Europas wird die Speicherreduktion geringer sein als in Mittel- und Südosteuropa aufgrund des geringeren Eschenanteils. In vielen Ländern ist die Speicherfähigkeit allerdings schon durch das Eschensterben reduziert. Die Auswirkungen auf Luftqualität und Klima werden als hoch mit möglichen Konsequenzen für die menschliche Gesundheit eingestuft, der Unsicherheitsfaktor ist jedoch hoch.

4.2.2 Wasser- und Erosionsregulierung. Es werden im Allgemeinen nur geringe Auswirkungen auf Wasser- und Erosionsregulierung erwartet. Entlang der Flussläufe, wo Eschen eine wichtige Rolle spielen, können sie jedoch höher sein. Hier hat ihr Wurzelsystem mehr Volumen und Biomasse als viele andere Auwaldbäume (MARIGO et al., 2000; BELL et al., 2008). Dadurch kann mehr Material zurückgehalten und die Ufer können besser befestigt werden. Vor allem in steilerem Gelände, wie in den Alpen – wo *F. excelsior* in einer Höhe von 1650 m vorkommt – wird der Abfluss von Regenwasser verringert (MARIGO et al., 2000). Eine Reduktion des Eschenbestandes würde also den Boden anfälliger für Erosion durch Wind und Wasser machen. In urbanen Gebieten müssten deshalb die Eschen durch andere Bäume oder künstliche Strukturen ersetzt werden, wobei die Auswirkungen stark von der Geländemorphologie abhängig sind. Die Unsicherheit ist deshalb relativ hoch.

4.2.3 Photosynthese, Primärproduktion und Nährstoffkreisläufe. *Agrilus planipennis* verursacht Veränderungen der Pflanzenphysiologie und Sterblichkeitsraten von *Fraxinus* spp. und führt dadurch zu einer Reduktion der Primärproduktion. FLOWER et al. (2013) haben in den USA gezeigt, dass ein kompletter Verlust der Esche in einem Ökosystem zu einer Reduktion der Nettoprimärproduktion (NPP) von circa 30 Prozent führen kann. Durch Ersetzen der Esche mit anderen Bäumen wird die NPP wieder steigen. Da allerdings die Esche über eine höhere phänotypische Plastizität verfügt, was die Photosynthese betrifft, haben die Samen einen Vorteil bei der Wiederbesiedlung offener Stellen (MITCHELL et al., 2014). Zusätzlich verliert die Esche ihre Blätter im Herbst wenn sie noch grün sind und resorbiert nur wenige Nährstoffe. Dadurch geht relativ viel K, Mg, N und S in den Boden, was zu höheren Nährstoffflüssen und Recyclingraten führt (MITCHELL et al., 2014). Ersetzt man also die Esche mit anderen Bäumen kommt es zu sichtbaren Veränderungen in der Artenzusammensetzung und im Nährstoffkreislauf: Änderung der Bodenvegetation, erhöhte CO₂-Speicherung und langsamere Nährstoffkreisläufe. Im Allgemeinen hat *A. planipennis* so einen mittleren Einfluss auf Photosynthese und Primärproduktion, aber einen moderaten Einfluss auf Nährstoffkreislauf und Artenzusammensetzung.

4.3 Biodiversität

4.3.1 Genetische Vielfalt, Vielfalt heimischer Arten, seltene und gefährdete Arten. Der Verlust der genetischen Vielfalt durch *A. planipennis* betrifft nicht nur die drei heimischen Eschenarten, sondern auch amerikanische Eschen wie *F. pennsylvanica*, die in Mittel- und Südosteuropa als Zierpflanze beziehungsweise zur Holzgewinnung gepflanzt wird (EPPO, 2013). Zusätzlich sind noch viele Insekten und andere eschen-assoziierte Arten betroffen. In Amerika wurden alleine 43 Arthropoden gefunden, die sich ausschließlich von Esche ernähren (GANDHI und HERMS, 2010). Auch in Europa hat MITCHELL et al. (2014) allein in Großbritannien 69 Arten gefunden, die

durch Rückgang der Esche aussterben könnten beziehungsweise starke Populationseinbußen verzeichnen müssten. Für zusätzliche 169 Arten wären Bestandsrückgänge zu erwarten. Zu diesen Arten zählen auch einige seltene beziehungsweise endemische Arten. In Europäischen Wäldern sind vor allem epiphytische Flechten betroffen, von denen einige seltene vom Aussterben bedroht sind (NASCIMBENE et al., 2013). Eine Ausbreitung der russischen *A. planipennis* Populationen könnte zusätzlich zur Bedrohung zahlreicher endemischer Arten im Kaukasus führen. Wie in den USA könnte ein Rückgang der heimischen Arten invasive Pflanzen und Tiere begünstigen, die sich wiederum negativ auswirken würden. Die Auswirkungen auf die heimische Artenvielfalt werden als moderat eingeschätzt, mit mittlerer Unsicherheit. Die Auswirkungen auf die genetische Vielfalt ist wie in den bereits befallenen Gebieten etwas höher einzuschätzen, da hier auch eine Reduktion bei vielen Eschen-Kultivaren erwartet wird.

4.3.2 Zusammensetzung und Struktur von Habitaten, Gemeinschaften und/oder Ökosystemen. *Fraxinus excelsior* hat vielfältigen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenvegetation und deren Besiedlung durch andere Arten: sie spendet Schatten, ihr Laubfall beeinflusst die Vegetation und Nährstoffkreisläufe (MITCHELL et al., 2014). Wie sich in Nordamerika zeigt, führt der Verlust von Eschen zu Änderungen in Habitatstruktur und Artenzusammensetzung, vor allem dort, wo dominante Eschen fehlen und nachwachsende Bäume noch nicht ihre volle Größe erreicht haben. In Europa wirkt sich der Verlust in urbanen Gebieten zum Beispiel auf Heckenhabitats aus, die eine wichtige Korridorfunktion für Wildtiere besitzen (MARIGO et al., 2000; LITTLEWOOD et al., 2015). In Wäldern hat das Eschensterben Einfluss auf diverse Invertebraten und deren Beitrag zum Ökosystem: die meisten obligat an Esche gebundenen Arten sind phytophag (88% der Arten) und verlieren somit ihre Futterquelle (LITTLEWOOD et al., 2015). Unter den eschen-assoziierten Arten befinden sich auch einige Totholzbewohner (37%), die vom Absterben der Bäume profitieren würden, wodurch sich die Artenzusammensetzung zu ihren Gunsten verschieben würde. Andere Arten würden dadurch zurückgedrängt, weshalb ein großes Risiko für diese Biodiversitätsleistung erwartet wird, die Unsicherheit ist jedoch auch hoch.

4.3.3 Habitate mit hohen Schutzwerten. In Europa sind einige Schutzgebiete entlang von Flussläufen zu finden in denen auch Eschen enthalten sind. In Russland und Amerika zeigt sich, dass Wälder eine wesentlich höhere Bedeutung haben was den Schutzstatus wichtiger Habitate betrifft. In den meisten EU-Mitgliedsstaaten spielt die Esche in zwei geschützten Lebensraumtypen eine wichtige Rolle (FFH Richtlinie 92/43/EEC): "91E0* Erlen- und Eschenwälder und Weichholzlauenwälder an Fließgewässern (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)" und "91F0 Hartholzlauenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus*

angustifolia (*Ulmion minoris*)". Zusätzlich ist im nördlichen Verbreitungslimit der Esche in Schweden "9020* Fennoscandian hemiboreal natural old broad-leaved deciduous forests (*Quercus*, *Tilia*, *Acer*, *Fraxinus* or *Ulmus*) rich in epiphytes" zu finden (EEA, 2015). Diese Lebensraumtypen sind im Natura 2000 Netzwerk geschützt und erhalten entsprechendes Management. Dadurch verringert sich das Risiko. Die Risikoeinschätzung geht von geringen bis moderaten Auswirkungen aus, wobei die Unsicherheit mittel ist.

5 Darstellung des Gesamtrisikos

Das Gesamtrisiko und die Unsicherheit wurden laut der Methode von EFSA PLH (2011) Anhang C berechnet. Das Risiko wird für den kurzen Zeitraum von 5 Jahren als gering, für den langen Zeitraum von 15 Jahren als moderat eingeschätzt. *Agrilus planipennis* wirkt sich auf die verschiedenen Ökosystemleistungen unterschiedlich aus. Für die bereitstellenden Leistungen wird das Risiko insgesamt gering bis moderat eingeschätzt, wobei vor allem *Zierpflanzen* in urbanen Gebieten und *Genetische Ressourcen* in Wäldern betroffen sind, hier wird sogar ein hohes Risiko für wahrscheinlich gehalten. Für die regulierenden und unterstützenden Leistungen gilt die gleiche Gesamteinschätzung – hier sind hauptsächlich *Luftqualität*, *Klimaregulierung* und *Photosynthese* betroffen. Auf längere Zeit gesehen, sind die Biodiversitätsleistungen am stärksten betroffen – moderat in den urbanen Gebieten und hoch in den Wäldern. Für die *Vielfalt heimischer Arten* und *seltene und gefährdete Arten* besteht hier das höchste Risiko.

Die Unsicherheit (Shannonsche Informationstheorie von 0 bis 100%) ist insgesamt als mittel einzustufen. Die größte Unsicherheit (hoch) geht hierbei aus der Einschätzung der Biodiversitätsleistungen – vor allem *Genetische Vielfalt* und *Vielfalt heimischer Arten* – hervor. Die Quellen für diese Unsicherheiten sind bei allen Ökosystemleistungen die gleichen: die Effektivität von Managementmaßnahmen, die Auswirkungen von Resistenz und Resilienz der Ökosysteme und die Unterschiede zwischen urbanen Gebieten und Wäldern.

6 Schlussfolgerungen

Die Bewertung der Auswirkungen von *A. planipennis* auf die Umwelt, insbesondere auf Ökosystemleistungen und Biodiversität, zeigt die Anwendung und Praktikabilität des neuen Umweltrisikobewertungsverfahrens (EFSA, 2011; GILJOLI et al., 2014). Es wird demonstriert, wie die Auswirkungen auf die Ökosystemleistungen bewertet und kategorisiert werden können, einschließlich der Berücksichtigung von Unsicherheiten. In dieser Einschätzung waren die wichtigsten Quellen der Unsicherheit die Vorhersage der Wirksamkeit von Managementmaßnahmen und das Populationswachstum des Käfers, das Ausmaß der Resistenz und Resilienz des Ökosystems, ein-

schließlich der Wirksamkeit oder der Zunahme der Wirksamkeit der natürlichen Feinde, und mögliche Unterschiede zwischen Auswirkungen auf die beiden SPUs (Stadt- und Waldökosysteme). Mit dem Verfahren können diese Unsicherheiten transparent gemacht werden, das Bewertungssystem zeigt die Verteilung der abgeschätzten Wahrscheinlichkeit über 5 verschiedene Stufen (von sehr unwahrscheinlich bis sehr wahrscheinlich) an. Hierdurch ist der Ansatz auch anwendbar, wenn größere Unsicherheiten vorhanden sind oder wenn nur wenig konkrete Daten vorhanden sind.

Literatur

- ANULEWICZ, A., D. MCCULLOUGH, 2012: Development of emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) in novel ash (*Fraxinus* spp.) hosts. Emerald Ash Borer National Research and Technology Development Meeting—2011-10-12/13. Wooster, Ohio. http://www.fs.fed.us/foresthealth/technology/pdfs/EAB_FHTET-2011-06.pdf.
- BARANCHIKOV Y., E. MOZOLEVSKAYA, G. YURCHENKO, M. KENIS, 2008: Occurrence of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis* in Russia and its potential impact on European forestry. EPPO Bulletin **38** (2), 233-238. DOI: 10.1111/j.1365-2338.2008.01210.x.
- BELL, S., J. MCLOUGHLIN, T. REEG, A. GAVALAND, U. MUEHLHALER, K. MAKINEN, J. CASTRO, A.M. CARVALHO, A. CZIESEWZKA, J. BOROWSKI, F. FERRINI, L. PENNATI, O. DINI-PAPANASTASI, I. ISPIKOUDIS, 2008: Cultural aspects of the trees in selected European countries. In COST E42: Valuable broadleaved trees in Europe, https://bibliotecadigital.ipb.pt/bitstream/10198/3913/1/2008%20-%20Bell%20et%20al%20COST_E42-Cultural_values_book_final_2_.pdf, (Stand: 03.07.2015).
- BENDOR, T.K., S.S. METCALF, L.E. FONTENOT, B. SANGUNETT, B. HANNON, 2006: Modeling the spread of the Emerald Ash Borer. Ecological Modelling **197** (1-2), 221-236. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.003.
- CAPPAERT, D., D.G. MCCULLOUGH, T.M. POLAND, N.W. SIEGERT, 2005: Emerald Ash Borer in North America: A research and regulatory challenge. American Entomologist **51** (3), 152-165.
- CRIVELLARO, A., F. PELLER, 2013: European ash (*Fraxinus excelsior* L.) secondary woodlands in Italy: management systems and timber properties. In: International Scientific Conference on Hardwood Processing (ISCHP, 2013).
- DONOVAN, G.H., D.T. BUTRY, Y.L. MICHAEL, J.P. PRESTEMON, A.M. LIEBHOLD, GATZIOLIS, D., M.Y. MAO, 2013: The Relationship Between Trees and Human Health. American Journal of Preventive Medicine **44** (2), 139-145. DOI: 10.1016/j.amepre.2012.09.066.
- DUAN, J.J., M.D. ULYSHEN, L.S. BAUER, J. GOULD, R.G. VAN DRIESCHE, 2010: Measuring the impact of biotic factors on populations of immature emerald ash borer (Coleoptera: Buprestidae). Environ. Entomol. **39**, 1513-1522.
- DUAN, J.J., L.S. BAUER, K.J. ABELL, J.P. LELITO, R. VAN DRIESCHE, 2013: Establishment and abundance of *Tetrastichus planipennisi* (Hymenoptera: Eulophidae) in Michigan: potential for success in classical biocontrol of the invasive emerald ash borer. J. Econ. Entomol. **106**, 1145-1154.
- EEA, (European Environmental Agency): Lebensraumtypen Anhang I Richtlinie. http://eunis.eea.europa.eu/habitats-annex1-browser.jsp?expand=9,91,90#level_9000. (Stand: 14.07.2015).
- EFSA Plant Health Panel (EFSA PLH Panel), 2011: Guidance on the environmental risk assessment of plant pests. EFSA Journal **9** (12), 2460, 121 S.
- EFSA Plant Health Panel (EFSA PLH Panel), 2014: Scientific Opinion on the environmental risk assessment of the apple snail for the EU. EFSA Journal **12** (4), 3641, 97 S. DOI: 10.2903/j.efsa.2014.3641.
- EPPO, 2005: DataSheet *Agrilus planipennis*. Bulletin OEPP/EPPO Bulletin **35**, 436-438.
- EPPO, 2013: Pest risk analysis for *Agrilus planipennis*. http://www.eppo.int/QUARANTINE/Pest_Risk_Analysis/PRA_intro.htm, (Stand: 07.07.2015).
- EPPO PQR, (Plant Quarantine Data Retrieval System) 2016: EPPO database on quarantine pests, <http://www.eppo.int>, (Stand: 03.10.2016).
- FLØ, D., P. KROKENE, B. ØKLAND, 2013: Importing deciduous wood chips from North America to northern Europe – the risk of introducing bark- and wood-boring insects. Scandinavian Journal of Forest Research, **29**, 77-89. DOI: 10.1080/02827581.2013.863380.
- FLOWER, C.E., K.S. KNIGHT, J. REBECK, M.A. GONZALEZ-MELER, 2013: The relationship between the emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) and ash (*Fraxinus* spp.) tree decline: Using visual canopy condition assessments and leaf isotope measurements to assess pest damage. Forest Ecology and Management, **303**, 143-147. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.04.017.
- FRAXIGEN, 2005: Ash species in Europe: biological characteristics and practical guidelines for sustainable use. In Oxford Forestry Institute, University of Oxford. 128 S.
- GANDHI, J.K.J., D.A. HERMS, 2010: North American arthropods at risk due to widespread *Fraxinus* mortality caused by the alien emerald ash borer. Biol. Invasions **12**, 1839-1846. DOI: 10.1007/s10530-009-9594-1.
- GILIOLI, G., G. SCHRADER, R.H.A. BAKER, E. CEGLARSKA, V.K. KERTÉSZ, G. LÖVEI, M. NAVAJAS, V. ROSSI, S. TRAMONTINI, J.C. VAN LENTEREN, 2014: Environmental risk assessment for plant pests: a procedure to evaluate their impacts on ecosystem services. In The Science of the total environment 468-469, 475-486. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.068.
- GÜRLEVIK, N., 2009: Proceedings of the Conference of IUFRO Working Party 7.02.02. Egirdir, Turkey, 11-16 May 2009. SDU Faculty of Forestry Journal (Special Issue), 1302-7085.
- HAACK, R., E. JENDEK, H. LIU, K.R. MARCHANT, T.R. PETRICE, T.M. POLAND, H. YE, 2002: The emerald ash borer: a new exotic pest in North America. Newsl. Mich. Entomol. Soc. **47** (3-4), 1-5.
- HERMS D.A., D.G. MCCULLOUGH, 2014: Emerald ash borer invasion of North America: history, biology, ecology, impacts, and management. Annual Review of Entomology **59**, 13-30. DOI: 10.1146/annurev-ento-011613-162051.
- JENDEK, E., 1994: Studies in the East Palaearctic species of the genus *Agrilus* Dahl, 1823 (Coleoptera: Buprestidae). Part I. Entomological Problems **25** (1), 9-25.
- KANSAS DEPARTMENT OF AGRICULTURE, 2014: Emerald Ash Borer: Emerald Ash Borer is a Threat to Kansas Ash Trees. <http://agriculture.ks.gov/divisions-programs/plant-protect-weed-control/emerald-ash-borer/>, (Stand: 10.08.2015).
- KNORZ, M., M. SCHMIDT, S. TORNO, J.-W. VAN DE KULEN, 2014: Structural bonding of ash (*Fraxinus excelsior* L.). Resistance to delamination and performance in shearing tests. Eur. J. Wood Prod. **72** (3), 297-309. DOI: 10.1007/s00107-014-0778-8.
- KOVACS, K.F., R.G. HAIGHT, R.J. MERCADER, D.G. MCCULLOUGH, 2013: A bioeconomic analysis of an emerald ash borer invasion of an urban forest with multiple jurisdictions. Resource and Energy Economics **36** (1), 270-289. DOI: 10.1016/j.reseneeco.2013.04.008.
- LITTLEWOOD, N.A., B.S. NAU, G. POZSGAI, J.A. STOCKAN, A. STUBBS, M.R. YOUNG, 2015: Invertebrate species at risk from Ash Dieback in the UK. J. Insect Conserv. **19** (1), 75-85. DOI: 10.1007/s10841-014-9745-2.
- LIU, H.P., L.S. BAUER, R. GAO, T. ZHAO, T.R. PETRICE, R.A. HAACK, 2003: Exploratory survey for the emerald ash borer, *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae), and its natural enemies in China. Great Lakes Entomologist, **36** (3-4), 191-204.
- MARIGO, G., J.-P. PELTIER, J. GIREL, G. PAUTOU, 2000: Success in the demographic expansion of *Fraxinus excelsior* L. Trees **15** (1), 1-13. DOI: 10.1007/s004680000061.
- MARSHALL, J.M., A.J. STORER, I. FRASER, V.C. MASTRO, 2010: Efficacy of trap and lure types for detection of *Agrilus planipennis* (Col., Buprestidae) at low density. Journal of Applied Entomology **134** (4), 296-302. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2009.01455.x.
- MERCADER, R.J., N.W. SIEGERT, A.M. LIEBHOLD, D.G. MCCULLOUGH, 2011: Simulating the effectiveness of three potential management options to slow the spread of emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) populations in localized outlier sites. Can. J. For. Res. **41** (2), 254-264. DOI: 10.1139/X10-201.
- MIPAAF, 2014: Ministero delle politiche agricole alimentari e forestali. Quattordicesima revisione dell'elenco dei prodotti agroalimentari tradizionali. 94 pp. <https://www.politicheagricole.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/3276> (last accessed 2 November 2015).
- MITCHELL, R.J., J.K. BEATON, P.E. BELLAMY, A. BROOME, J. CHETCUTI, S. EATON, C.J. ELLIS, A. GIMONA, R. HARMER, A.J. HESTER, R.L. HEWISON, N.G. HODGETTS, G.R. IASON, G. KERR, N.A. LITTLEWOOD, S. NEWBY, J.M. POTTS, G. POZSGAI, D. RAY, D.A. SIM, J.A. STOCKAN, A. TAYLOR, S. WOODWARD, 2014: Ash dieback in the UK. A review of the ecological and conservation implications and potential management options. Biological Conservation **175**, 95-109. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.04.019.
- NASCIMBENE, J., G. THOR, P.L. NIMIS, 2013: Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of

- Europe – A review. *Forest Ecology and Management* **298**, 27-38. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.03.008.
- 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.
- ORLOVA-BIENKOWSKAJA, M.J., S.A. BELOKOBYSKIJ, 2014: Discovery of the first European parasitoid of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera, Buprestidae). *Eur. J. Entomol.* **3** (4), 000-000. DOI: 10.14411/eje.2014.061.
- PLIÚRA, A., M. HEUERTZ, 2003: EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for common ash (*Fraxinus excelsior*). In: International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. 6 S.
- POLAND, T.M., 2007: Twenty Million Ash Trees Later: Current Status of Emerald Ash Borer in Michigan. *Newsletter of the Michigan Entomological Society* **52** (1-2), 10-14.
- PONTIUS, J., M. MARTIN, L. PLOURDE, R. HALLETT, 2008: Ash decline assessment in emerald ash borer-infested regions: A test of tree-level, hyperspectral technologies. *Remote Sensing of Environment* **112** (5), 2665-2676. DOI: 10.1016/j.rse.2007.12.011.
- PRASAD, A.M., L.R. IVERSON, M.P. PETERS, J.M. BOSSENBROEK, S.N. MATTHEWS, T.D. SYDNOR, M.W. SCHWARTZ, 2010: Modeling the invasive emerald ash borer risk of spread using a spatially explicit cellular model. *Landscape Ecology* **25** (3), 353-369. DOI: 10.1007/s10980-009-9434-9.
- SCHRADER, G., G. GILIOLI, Y.N. BARANCHIKOV, L. DUMOUCHEL, K. KNIGHT, D. MCCULLOUGH, M. ORLOVA-BIENKOWSKAJA, S. PASQUALI, 2014: Proceedings of the 8th International Conference on Biological Invasions – from understanding to action. (Hrsg.: A. ULUDAG, A. YAZLIK, K. JABRAN, S. TÜRKSEVEN, U. STARFINGER), 99-100.
- STRAW, N.A., D.T. WILLIAMS, O. KULINICH, Y.I. GNINENKO, 2013: Distribution, impact and rate of spread of emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Coleoptera: Buprestidae) in the Moscow region of Russia. *Forestry* **86** (5), 515-522. DOI: 10.1093/forestry/cpt031.
- TIMMS, L.L., S.M. SMITH, P. DE GROOT, 2006: Patterns in the within-tree distribution of the emerald ash borer *Agrilus planipennis* (Fairmaire) in young, green-ash plantations of south-western Ontario, Canada. *Agricultural and Forest Entomology* **8** (4), 313-321. DOI: 10.1111/j.1461-9563.2006.00311.x.
- VANDERWALLE, M., M.T. SYKES, P.A. HARRISON, G.W. LUCK, P. BERRY, R. BUGTER, T.P. DAWSON, C.K. FELD, R. HARRINGTON, J.R. HASLET, D. HERING, K.B. JONES, R. JONGMAN, S. LAVOREL, P. MARTINS DE SILVA, M. MOORA, J. PATERSON, M.D.A. ROUNSEVELL, L.L. J. SETTELE, J.P. SOUSA, M. ZOBEL, 2009: Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services. RUBICODE project, 94 pp.
- WANG, X.-Y., Z.-Q. YANG, J.R. GOULD, Y.-N. ZHANG, G.-J. LIU, E.-S. LIU, 2010: The biology and ecology of the emerald ash borer, *Agrilus planipennis*, in China. *Journal of Insect Science*, **10**, 1-23. DOI: 10.1673/031.010.12801.
- WEI, X.I., Y. WU, R. REARDON, T.H. SUN, M. LU, J.-H. SUN, 2007: Biology and damage traits of emerald ash borer (*Agrilus planipennis* Fairmaire) in China. *Insect Science* **14** (5), 367-373. DOI: 10.1111/j.1744-7917.2007.00163.x.