



УНИВЕРЗИТЕТ У НОВОМ САДУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ
ДЕПАРТМАН ЗА БИОЛОГИЈУ И ЕКОЛОГИЈУ



Ана Анђелковић

АКВАТИЧНИ КОРИДОРИ БИЉНИХ ИНВАЗИЈА У СРБИЈИ

- ДОКТОРСКА ДИСЕРТАЦИЈА -

Нови Сад, 2019.

Истраживања су реализована при Одсеку за хербологију Института за заштиту биља и животну средину у Београду у оквиру пројекта Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије бр. ТР31018.

Највећу захвалност дугујем својој менторки, проф. др Снежани Радуловић, на поверењу указаном од првог дана, на свим лекцијама и усмеравањима у последњих седам година, не само везано за ова истраживања, већ у науци генерално. Посебно сам јој захвална за неизмерну помоћ у финалним фазама израде ове дисертације, када је у „фото-финишу“ увек имала времена за мене и спреман савет и решење за све недоумице.

Велико хвала и мојој шефици и другој менторки, др Данијели Павловић, на несебичној помоћи од првих корака у науци, на послу, на неизмерном стрпљењу и речима подстрека у последњих година дана панике и на свему што сам научила седећи уз њу свих ових година.

Најлепше хвала и доц. др Душанки Цвијановић на свим указаним приликама за сарадњу последњих година и на корисним смерницама и сугестијама приликом израде свих досадашњих публикација и ове дисертације.

Такође велико хвала и проф. др Горану Аначкову на поверењу које ми је указао приликом доласка у новосадско „јато“, на јако лепој сарадњи од првих дана докторских студија и на бројним саветима и лекцијама, кроз које сам пуно научила.

Хвала мојим драгим колегиницама и теренским сапутницама Милицы Живковић и Маји Новковић. Милице, хвала на свој помоћи у последњих седам година, на свим идејама, саветима, разговорима и охрабрењима.

Хвала свим мастер студентима који су нам указали гостопримство и са уживањем откривали чари свог родног краја и лепоте река крај којих су одрастали. Посебно хвала Бојану Дамњановићу на дивним теренима дуж реке Штире и Михајлу Горуновићу на чаробним данима у Власотинцу.

Хвала др Драгани Марисављевић, што ми је те 2012. године отворила врата Института и увела ме у свет истраживања екологије инвазија.

Посебну захвалност дугујем Владану Живковићу, који је са мном током прве и друге године истраживања прошао Србију уздуж и попреко.

Велико хвала др Слађани Поповић из Центра за екологију Института за хемију, технологију и металургију на безрезервној помоћи око нумеричких анализа резултата.

Хвала Филипу на саветима, критикама и спремности да чита делове тезе у време када нам је обома „горело под ногама“.

Хвала мојим Молерима – Миљки, Слађи, Гаги и Јели, што су моја породица ван породице и мој ослонац у најирњим данима. За све бескрајне глупости којима смо се најслађе смејале.

Неизмерно хвала мојој најдражој Марији. За ових 12 година пријатељства. За сву подршку, помоћ и охрабрења. За све грешке које је њено оштро око уочило у радовима, на презентацијама и постерима у задњих седам година и на томе што је имала снаге и воље да тезу чита изнова и изнова у свим фазама израде.

Бескрајно хвала мојим родитељима на свој љубави, подршци и помоћи коју ми сваки дан пружају. Тати, који је са мном прошао скоро све истраживане локалитете и без чије помоћи теза данас не би била овог обима и мами за све дане (и ноћи) помоћи, разговора, савета и критика. Без вас ништа не би било исто.

Баки и деки, због којих сам се и отиснула овим путем.

Ана

САДРЖАЈ

Листа табела.....	i
Листа илустрација.....	ii
Листа скраћеница коришћених у тексту.....	v
1. Увод	1
1.1 Феномен биолошких инвазија.....	1
1.2 Биолошке инвазије - концепт и дефиниције.....	3
1.3 Порекло страних врста.....	7
1.4 Тип станишта као фактор у процесу биолошке инвазије.....	8
1.5 Коридори ширења инвазивних врста.....	11
1.6 Реке и канали као коридори инвазије.....	12
1.7 Рипаријалне зоне као коридори ширења.....	15
1.8 Утицај инвазивних врста.....	20
1.9 Историјат истраживања страних инвазивних биљних врста на подручју Србије.....	22
1.10 Значај истраживања.....	24
2. Циљеви рада	27
3. Материјал и методе	28
3.1 Основни подаци о истраживаном подручју.....	28
3.1.1 <i>Слив Дунава</i>	28
3.1.2 <i>Слив Саве</i>	31
3.1.3 <i>Слив Колубаре</i>	32
3.1.4 <i>Слив Дрине</i>	33
3.1.5 <i>Слив Велике Мораве</i>	33
3.1.6 <i>Слив Јужне Мораве</i>	34
3.1.7 <i>Слив Западне Мораве</i>	35
3.1.8 <i>Слив Егејског мора</i>	36
3.1.9 <i>Слив Тимока</i>	37
3.1.10 <i>Хидросистем Дунав-Тиса-Дунав (ХС ДТД)</i>	38
3.2 Подаци о истраживаним врстама.....	50
3.3 Сакупљање и обрада података о страним акватичним биљним врстама регистрованим на подручју Србије.....	79
3.4 Сакупљање историјских података о присуству и дистрибуцији одабраних рипаријалних инвазивних врста.....	80
3.5 Теренско прикупљање података.....	81
3.5.1 <i>Сакупљање података о рипаријалној вегетацији</i>	81
3.5.2 <i>Одређивање типова станишта у складу са EUNIS класификацијом</i>	83
3.5.3 <i>Сакупљање података о карактеристикама станишта</i>	83
3.6 Припрема података за обраду у нумеричким анализама.....	84
3.6.1 <i>Припрема хидроморфолошких података за обраду у нумеричким анализама</i>	84

3.6.2 Припрема података о антропогеном утицају и активностима за обраду у нумеричким анализама.....	86
3.6.3 HMS и HQA скорови.....	88
3.7 Статистичка обрада података.....	90
3.7.1 Анализа главних компоненти.....	91
3.7.2 Канонијска коресподентна анализа.....	93
3.7.3 Анализа редудантности.....	93
4. Резултати и дискусија.....	95
4.1 Преглед присуства акватичних инвазивних биљних врста у површинским водама Србије.....	95
4.1.1 Дистрибуција регистрованих акватичних инвазивних биљних врста на подручју Србије.....	97
4.1.2 Подаци о степену инвазивности страних акватичних биљних врста регистрованих у површинским водама Србије.....	106
4.2 Рипаријалне зоне река и канала Србије као коридори инвазије.....	108
4.2.1 Заступљеност инвазивних таксона по речним сликовима на подручју Србије.....	112
4.2.2 Рипаријалне зоне река и канала као коридори ширења појединачних инвазивних врста.....	116
4.3 Однос анализираних инвазивних врста и типа станишта у рипаријалу.....	131
4.3.1 Идентификовани типови станишта према EUNIS класификацији.....	131
4.3.2 Диверзитет анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта.....	132
4.3.3 Заступљеност анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта.....	137
4.3.4 Нумеричке анализе заступљености анализираних инвазивних врста у односу на идентификовани тип станишта.....	145
4.4 Утицај карактеристика станишта на присуство анализираних инвазивних врста.....	149
4.4.1 Утицај надморске висине на заступљеност анализираних инвазивних врста.....	149
4.4.2 Утицај типа водотока и облика речне долине на заступљеност анализираних инвазивних врста.....	152
4.4.3 Утицај фактора хидроморфологије на заступљеност анализираних инвазивних врста у рипаријалним подручјима.....	154
4.4.4 Утицај физичких карактеристика обале на заступљеност анализираних инвазивних врста у рипаријалним подручјима.....	157
4.5 Антропогени утицај на заступљеност инвазивних врста у рипаријалним подручјима.....	162
4.5.1 Утицај начина коришћења земљишта у приобаљу на заступљеност инвазивних врста.....	162

4.5.2 Утицај антропогених фактора на заступљеност инвазивних врста.....	166
4.5.3 Утицај доминантних антропогених активности на заступљеност инвазивних врста.....	169
4.5.4 Нумеричка анализа односа анализираних инвазивних врста и вредности <i>HQA</i> и <i>HMS</i> скорова.....	171
4.6 Могући путеви даљег ширења анализираних инвазивних врста у условима климатских промена.....	174
5. Закључак.....	181
6. Литература.....	184
7. Прилог.....	224

Листа табела

Табела 1: Преглед истраживаних локалитета у рипаријалној зони речних токова.....	42
Табела 2: Преглед истраживаних локалитета у рипаријалној зони канала мреже ХС ДТД.....	49
Табела 3: Основни подаци о животној форми, пореклу и степену инвазивности истраживаних таксона.....	50
Табела 4: Одабрани сет варијабли који се односи на основне физичке карактеристике водотока.....	84
Табела 5: Одабрани сет варијабли који се односи на физичке карактеристике обале.....	85
Табела 6: Одабрани сет варијабли који се односи на начине коришћења земљишта у приобаљу.....	87
Табела 7: Одабрани сет варијабли који се односи на објекте од посебног значаја на обали.....	87
Табела 8: Одабрани сет варијабли који се односи на значајне антропогене утицаје на локалитету.....	87
Табела 9: Одабрани сет варијабли који се односи на недавне водопривредне активности на локалитету.....	88
Табела 10: Варијабле НQA скорова и подскорова.....	89
Табела 11: Варијабле НMS скорова и подскорова.....	89
Табела 12: Листа регистрованих акватичних инвазивних биљних врста на подручју Србије.....	95
Табела 13: Статус инвазивности регистрованих страних акватичних биљних врста.....	107
Табела 14: Преглед броја налаза анализираних инвазивних таксона по речним сливовима.....	109
Табела 15: Преглед забележених типова станишта, број локалитета на којима су забележени и њихов удео у укупном броју локалитета.....	131

Листа илустрација

Слика 1: Истраживани локалитети дуж речних токова Србије.....	38
Слика 2: Истраживани локалитети дуж канала мреже ХС ДТД на територији АП Војводине.....	41
Слика 3: Графички приказ заступљености анализираних инвазивних врста по речним сливовима Србије.....	78
Слика 4: Број налаза акватичних инвазивних биљних врста у различитим типовима станишта (у складу са EUNIS класификацијом).....	97
Слика 5: Мапе распрострањења врста <i>Vallisneria spiralis</i> (а) и <i>Paspalum distichum</i> (б) на подручју Србије.....	99
Слика 6: Мапе распрострањења врста <i>Azolla cristata</i> (а) и <i>Azolla filiculoides</i> (б) на подручју Србије.....	101
Слика 7: Мапе распрострањења врста <i>Elodea canadensis</i> (а) и <i>Elodea nuttallii</i> (б) на подручју Србије.....	103
Слика 8: Мапе распрострањења врста <i>Cabomba caroliniana</i> (а) и <i>Pistia stratiotes</i> (б) на подручју Србије.....	105
Слика 9: Број налаза инвазивних биљних таксона утврђених у рипаријалним подручјима на територији Србије.....	110
Слика 10: Просечан број налаза инвазивних врста у односу на број локалитета у датом речном сливу.....	113
Слика 11: Заступљеност страних инвазивних врста у односу на порекло, изражена по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу.....	114
Слика 12: Заступљеност страних инвазивних врста у односу на животну форму, изражено по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу.....	115
Слика 13: Заступљеност страних инвазивних врста у односу на степен инвазивности, изражено по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу.....	116
Слика 14: Канонијско коресподентна анализа појединачних инвазивних таксона у односу на речне сливове.....	117
Слика 15: Дистрибуција анализираних инвазивних биљних таксона у рипаријалним подручјима Србије.....	130

Слика 16: Укупан број налаза анализираних инвазивних врста у идентификованим стаништима, класификованим до трећег хијерархијског нивоа EUNIS класификације.....	133
Слика 17: Број анализираних инвазивних врста документован у идентификованим стаништима, класификованим до трећег хијерархијског нивоа EUNIS класификације.....	134
Слика 18: Процентуална заступљеност анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта, изражена кроз проценат (%) броја налаза у датом типу станишта у односу на укупан број налаза те врсте.....	141
Слика 19: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на тип станишта у коме се налази истраживани трансект, анализирано на трећем (а) и другом (б) хијерархијском нивоу EUNIS класификације.....	146
Слика 20: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према пореклу и описне варијабле која се односи на тип станишта у коме се налази истраживани трансект, анализирано на трећем (а) и другом (б) хијерархијском нивоу EUNIS класификације.....	148
Слика 21: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми (а) и пореклу (б) у односу на описну променљиву која се односи на надморску висину локалитета.....	152
Слика 22: РС анализа истраживаних инвазивних врста, груписаних према пореклу (а) и степену инвазивности (б) у односу на описну променљиву која се односи на тип водотока (а) и тип водотока и доминантан облик речне долине (б).....	154
Слика 23: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности и прве групе хидроморфолошких променљивих (продубљивано речно корито, присуство алувијалне равни и присуство бране на истраживаном локалитету) (а) и инвазивних врста груписаних према животној форми и друге групе хидроморфолошких променљивих (вештачки измењен профил обале, присуство мостова и устава на локалитету) (б).....	156
Слика 24: РС анализа односа инвазивних врста груписаних према животној форми и физичких карактеристика обале: доминантан материјал обале (а), промене на обалама (б, в) и објекти на обалама (г) као описне варијабле.....	159
Слика 25: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности и физичких карактеристика обале: доминантан материјал обале (а), промене на обалама (б) и објекте на обалама (в) као описне променљиве	

Слика 26: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према пореклу и описне варијабле која се односи на начин коришћења земљишта у приобаљу.....	163
Слика 27: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на начине коришћења земљишта у приобаљу (а) и присуство објеката од посебног значаја на локалитету (б).....	166
Слика 28: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности (а), животној форми (б, ц) и пореклу (г, д) и описних варијабли које се односе на доминантне антропогене утицаје на локалитету.....	168
Слика 29: РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на водопривредне активности на локалитету.....	170
Слика 30: Анализа редувантности испитиваних инвазивних врста груписаних према животној форми у односу на вредности одабраних НQA (а) и НMS (б) скорова.....	173
Слика 31: Центри (претпостављени) инвазије у рипаријалним подручјима на територији Србије, потенцијални правци ширења анализираних врста и примарно угрожене зоне.....	178

Листа скраћеница коришћених у тексту

ХС ДТД – Хидросистем Дунав-Тиса-Дунав

LEAFPACS – вишеметрички систем за процену биолошког статуса акватичних екосистема река (Willby и сар., 2012)

EUNIS – *European Nature Information System*

RHS – *River Habitat Survey*

HMS – *Habitat Modification Score* (класа измене станишта)

HQA – *Habitat Quality Assessment* (класа станишног квалитета)

SERCON – *System for Evaluating Rivers for Conservation* (Ovuka и сар., 2015)

PCA – *Principal Component Analysis* (анализа главних компоненти)

CCA – *Canonical Correspondence Analysis* (канонијска коресподентна анализа)

RDA – *Redundancy Analysis* (анализа редундантности)

1. Увод

1.1 Феномен биолошких инвазија

Феномен биолошких инвазија већ дуже времена представља једно од најактуелнијих питања у области заштите животне средине на глобалном нивоу. Са сталним повећањем стопе којом људи интродукују нове врсте изван њиховог природног ареала у протеклих два века (Wilcove и сар., 1998; Руšek и сар., 2009; Seebens и сар., 2017), широм света је дошло до буђења свести у јавности о значају овог проблема (Reichard и White, 2001; Colautti и MacIsaac, 2004; Pienimäki и Leppäkoski, 2004; Henderson и сар., 2006; Simberloff и сар., 2013), што је пратио и драматичан пораст у броју истраживања овог актуелног питања (Ehrenfeld, 2003; Puth и Post, 2005; Callaway и Maron, 2006; Henderson и сар., 2006; Hulme и сар., 2013; Simberloff и сар., 2013; Blackburn и сар., 2011).

У историји планете Земље нити једна врста није у толикој мери допринела транспорту живих бића на начин и брзином којом то чини човек (Brown и Sax, 2005). Промене које су задесиле живи свет, на глобалном и локалном нивоу, а као последица интродукције и деловања страних инвазивних врста на много начина су јединствене и без преседана. Од времена када је започет снажан развој пољопривреде на територији централног дела европског континента, 4500 – 3500 п.н.е., процес измештања страних врста повезан је са употребом земљишта у узгоју усева и испаши стоке. Велики број биљних врста је интродукован (Keller и сар., 2007) за исхрану људи и животиња, у медицинске сврхе, из естетских разлога (укусно биље) или из техничких потреба (нпр. у контроли ерозије, формирању ветрозаштитних појасева). Међутим, многобројне биљне врсте су интродуковане случајно (Lehan и сар., 2013), транспортом робе (Hulme и сар., 2008), приликом трговине и транспорта домаћих животиња или увозом семена гајених врста и хране за животиње (Sukopp и Schneider, 2013).

Значајан пораст у степену интродукције и ширења нових таксона отпочео је у XVI веку, са порастом интензитета трговине и транспорта на глобалном нивоу. Глобална експанзија трговине и транспорта омогућила је страним врстама превазилажење интерконтиненталних баријера (Müller и Sukopp, 2016). Такав

тренд је настављен даљим развојем глобализације и јачањем и растом светског тржишта наредних деценија (Perrings, 2001; Hulme, 2009; Essl и сар., 2011, 2015; Stohlgren и сар., 2011; Seebens и сар., 2015). Такође, повећани интензитет саобраћајног транспорта и изградња густе мреже канала, путева и пруга додатно су допринели овом тренду (Sharma и сар., 2010). Подаци за подручје Европе показују да је након 1800. године, са наступајућом Индустријском револуцијом, јасно уочљив прогресиван раст у годишњој стопи интродукције страних биљних врста, што би се могло сматрати „другом фазом“ биолошке инвазије (Hulme, 2009). Како се стопа интродукције од тог периода не смањује, већ је у последњих 30-35 година достигла највише вредности, намеће се закључак да се свет тренутно налази у „трећој фази“ биолошке инвазије, која се подудара са ером глобализације (Hulme, 2009).

Инвазије страних врста представљају једну од главних претњи по стабилност екосистема и биодиверзитет на глобалном нивоу (Wilcove и сар., 1998; Mack и сар., 2000), а како се број инвазивних врста и даље увећава, засигурно ће и у будућности представљати све већу претњу по нативне биљне и животињске врсте (Wilcove и сар., 1998). Ширење одређеног броја (око 10% од укупног) инвазивних биљних врста има далекосежне последице по биодиверзитет, кроз измене стања целокупних екосистема и такве врсте се назвају „трансформерима“ (*transformer species*, Wells и сар., 1986, у Richardson и сар. 2000). Са друге стране, многе врсте утичу на екосистеме и на далеко мање уочљиве начине (Lehan и сар., 2013).

Успех процеса биолошке инвазије зависи од потенцијала врсте да колонизује нове области, односно нова станишта (висока ефикасност дисперзије, одрживост банке семена, велика густина популација дате врсте) и од њене конкурентности у односу на нативне биљне врсте (брзи раст биљке, односно већа продукција биомасе (Lake и Leishman, 2004) и висока способност регенерације (Tickner и сар., 2001; Lake и Leishman, 2004; Bottollier-Curtet и сар., 2013)). Да би се контролисао утицај инвазивних врста на природне и антропогене заједнице, неопходно је разумети основне механизме који страним врстама омогућавају да постану инвазивне (Keane и Crawley, 2002). Wardle и сар. (2011) и Ledger и сар. (2015) у својим радовима истичу неке од тих јединствених механизма деловања на

биотичке интеракције и екосистемске процесе. Ови механизми подразумевају процес ослобађања од природних непријатеља (*Enemy Release Hypothesis* – ERH; Keane и Crawley, 2002; DeWalt и сар., 2004; Kellner и сар., 2011), фенотипску пластичност (Thompson и сар., 1991; Williams и сар., 1995), јаку конкуритивну способност (Ridenour и сар., 2008; Maron и Marler, 2008; Montesinos и сар., 2019), брзе еволутивне промене изван њиховог природног ареала (Lee, 2002; Stockwell и сар., 2003; Lambrinos, 2004), побољшано усвајање ресурса (Besaw и сар., 2011), заузимање празних еколошких ниша (Elton, 1958) и успостављање нових биохемијских интеракција (Callaway и Aschehoug, 2000; Callaway и Ridenour, 2004; Ni и сар., 2010). Сви наведени механизми, или њихове комбинације, могу допринети разликама у утицају који је евидентан између понашања биљака у оквиру њиховог природног ареала и изван њега (Ledger и сар., 2015).

Феномен биолошких инвазија и са финансијског становишта представља извор озбиљних проблема, пре свега у пољопривреди (DiTomaso, 2000; Mack и сар., 2000; Pimentel и сар., 2000, 2005; Vilà и сар., 2010), заштити животне средине и управљању природним добрима (Brown и Sax, 2004). То је резултат чињенице да су за активности контроле биолошких инвазија и регулисање њихових негативних последица неопходне значајне суме новца (Pimentel и сар., 2000, 2005; van Wilgen и сар., 2001; Keller и сар., 2007; Vilà и сар., 2010). Стога, проблем инвазивних врста укључује не само биолошка, већ и значајна социјална и етичка питања (Larson, 2007). Такође, уз све негативне импликације које се везују за феномен биолошких инвазија, не може се порећи ни чињеница да изучавање процеса и последица овог феномена може донети значајна сазнања о еколошким и еволуционим процесима који стварају и одржавају биодиверзитет на глобалном нивоу (Brown и Sax, 2004). Дакле, када се имају у виду потенцијалне последице биолошких инвазија на свим нивоима, значај постојања јасних и објективних дефиниција и модела у овој области истраживања постаје питање од кључног значаја (Colautti и MacIsaac, 2004; Blackburn и сар., 2011).

1.2 Биолошке инвазије - концепт и дефиниције

Упркос порасту популарности науке о биолошким инвазијама, дефинисање неких општих принципа је дуго времена било онемогућено постојањем бројних

неуједначености у терминологији (Blackburn и сар., 2011). Критеријуми који се користе у савременој научној литератури приликом дефинисања концепта инвазивних врста веома су разноврсни, услед чињенице да већина термина релевантних за домен екологије инвазија (попут: инвазивно, коров, штетно, итд.) представљају термине који су субјективни и самим тим отворени за интерпретацију (Richardson и сар., 2000; Colautti и MacIsaac, 2004; Ziska и сар., 2011). Као последица такве субјективности, одређене врсте се могу сматрати инвазивним у регионима где испољавају минималан утицај, само услед тога што су дефинисане као инвазивне у другој, суседној области. Стога, може се рећи да је употреба одређених термина у екологији инвазија искључиво последица перцепције људи који се баве изучавањем ове проблематике, а не својствених еколошких карактеристика саме врсте. Додатни проблем са дефиницијама јесте и чињеница да се велики број термина који се често срећу у литератури (нпр. адвентивна, страна, алохтона, егзотична) користе недоследно приликом дефинисања истог концепта и без неопходне сталности приликом описивања појединих феномена (Mack и сар., 2000). Таква разноврсност дефиниција потенцијално може довести до нејасноћа и у теоретским питањима (Colautti и MacIsaac, 2004) и тиме зауставити даљи напредак научних идеја и ефикасност истраживања (Colautti и Richardson, 2009). Управо из свих ових разлога многи аутори захтевају већу објективност и критичност приликом истраживања у области екологије инвазија (Brown и Sax, 2004, 2005; Colautti и MacIsaac, 2004; Colautti и Richardson, 2009; Hulme и сар., 2013).

Највећи број проблема везан је за термине „инвазиван“ и „натурализован“, за које у литератури постоји велики број различитих дефиниција (Richardson и сар., 2000; Colautti и MacIsaac, 2004). Richardson и сар. (2000) се залажу за чисто биogeографски приступ приликом дефинисања ова два термина, без уплитања економског и еколошког утицаја самих врста, како би се умањила постојећа конфузија. Став Colautti и Richardson (2009) је да укључивање субјективних вредности попут „утицаја“ у научне публикације само спречава јасније разумевање еколошких и еволуционих процеса који представљају срж феномена биолошке инвазије. Стога, може се закључити да је за јасно дефинисање термина из области екологије инвазија неопходно да они буду базирани на самом процесу и

да укључе оперативне термине, без икаквог *a priori* значења (Colautti и MacIsaac, 2004).

Richardson и сар. (2000) у свом раду предлажу једноставан шематски модел, који описује процес биолошке инвазије као процес у којем алохтоне врсте превазилазе низ баријера. Овај модел је специфично дефинисан за описивање процеса инвазије биљних врста. Надограђујући модел Richardson и сар. (2000), Colautti и MacIsaac (2004) су развили свој модел заснован на стадијумима процеса биолошке инвазије, даље наглашавајући чињеницу да су биолошке инвазије заправо биогеографски, а не таксономски феномен. Пар година касније, узимајући у обзир постојање низа различитих модела и приступа проблему биолошких инвазија, Blackburn и сар. (2011) су развили један интегративни модел, са идејом да консолидују постојеће приступе ботаничара (Richardson и сар., 2000) и зоолога (модел Вилијамсона; Williamson и Fitter, 1996), као и друге објављене моделе и њихове принципе (нпр. Colautti и MacIsaac, 2004; Heger и Trepl, 2003; Henderson и сар., 2006). Њихов уједињени приступ процесу биолошке инвазије представља значајан корак ка неопходном изналажењу опште прихватљивих концепата, који су применљиви на свим нивоима и за све живе организме.

Под процесом **интродукције** Richardson и сар. (2000) подразумевају да је биљна врста (или њене пропагуле) превазишла велике географске баријере, посредством (директним или индиректним) човекових активности. Са друге стране, процес **натурализације** дате врсте започиње оног тренутка када она превазиђе станишне и репродуктивне баријере опстанка (Richardson и сар., 2000). Натурализоване врсте су оне које се константно репродукују и одржавају популацију кроз низ животних циклуса, без директне помоћи човека (Richardson и сар., 2000). Неопходно је имати у виду да, упркос алармантним подацима да је број интродукованих таксона на подручју Централне Европе пет пута већи од иницијално присутног броја таксона нативне флоре (Lohmeyer и Sukopp, 1992, у Müller и Sukopp, 2016), мали број ових интродукованих таксона постаје натурализован у природним стаништима (Lohmeyer и Sukopp, 2001, у Müller и Sukopp, 2016).

Како би се избегла двосмисленост у научним радовима који се тичу тематике

инвазивних врста, Richardson и сар. (2000) препоручују коришћење термина „инвазивне“ онда када се описују „натурализоване биљне врсте које стварају репродуктивно-плодно потомство, често у веома великом броју, на значајној удаљености од родитељске биљке, чиме имају потенцијал за ширење на великим подручјима“. Са друге стране, Hulme и сар. (2013) приликом дефинисања инвазивних врста узимају у обзир и аспект утицаја ових врста, дефинишући термином инвазиван „стране врсте са успостављеним популацијама које брзо шире своје подручје распрострањења у нове области, често изазивајући значајне последице по биодиверзитет, функционисање екосистема, социо-економске вредности и/или здравље људи у областима које су изложене инвазији“. Слично њима, Müller и Sukopp (2016) натурализоване стране врсте сматрају инвазивним онда када имају штетне последице по нативни биодиверзитет, док Lehan и сар. (2013) истичу да од тренутка када страна биљна врста достигне стабилност и вијабилност популације, практично је немогуће искоренити је.

Питање преклапања и честа употреба термина „инвазиван“ и „коров“ као да су истог значења представља тему бројних дебата, услед чега су многи покушали да направе јасну разлику између ова два концепта (Ghersa, 2007). Rejmánek (2000) је разлику између корова и инвазивних врста биљака поставио тако што је корове дефинисао са антропогене тачке гледишта, односно као „штетне“ врсте, од којих су многе јаки колонизатори простора. Са друге стране, инвазивне врсте биљака дефинисао је са биогеографског становишта, као стране биљне врсте које формирају самоодрживе популације, без директног људског утицаја и шире се у области где нису нативне. Ghersa (2007) наглашава да је кључни проблем у томе што се термин „коров“ често користи са антропогеном конотацијом, чиме се добија веома ограничен увид у биологију, распрострањење и мере контроле дате врсте. Richardson и сар. (2000) у свом раду корове дефинишу као „биљке (не нужно стране) које се развијају на местима где нису пожељне и које обично имају мерљив утицај на животну средину и економију“.

Основна разлика између термина је што је термин инвазиван везан за биолошку науку, док је термин коров везан искључиво за пољопривредну струку, која високо антропогено измењене монотипске усева третира као природне екосистеме, иако

су са биолошке тачке гледишта и они сами инвазија *per se*. Услед тога се често догађа да оно што агрономи сматрају инвазивном јесте заправо аутохтона врста, која жели да се врати на своје природно станиште, које је под инвазијом усева. Биолози и агрономи говоре о потпуно различитом контексту и фундаменталном значењу термина инвазија и управо то је основни разлог неразумевању овог проблема – биолозима се на листи „аутохтоне“ често налазе врсте које агрономи сматрају „инвазивним“. Корови (штетне врсте) у природи не постоје са становишта научног схватања биологије и еволуције, већ постоји само штетна бројност популација у антропоцентричном значењу.

Стога Rejmánek и сар. (2005) истичу неопходност дефинисања универзално прихватљивог и објективног термина за одређивање најугрожавнијих инвазивних биљних врста на регионалном или глобалном нивоу, са нагласком да би потенцијално добар избор био користити термин „врсте трансформери“ (*transformer species*, Richardson и сар., 2000).

1.3 Порекло страних врста

На глобалном нивоу, процес размене и акумулације страних врста и даље је у порасту. Према подацима Pimentel и сар. (2007) више од 30.000 биљних врста је интродуковано изван подручја свог природног ареала. Највећи број интродукованих врста утврђен је за северноамерички континент (око 6.000) и Европу (преко 4.000), док је, у односу на њихову укупну територију, пораст броја страних врста највећи на пацифичким острвима (van Kleunen и сар., 2015). Према подацима истих аутора барем 3,9% свих данас познатих васкуларних врста биљака на Земљи је као последица антропогених активности постало натурализовано изван свог нативног ареала. Такође, како за оквирно 17% површине Земље нема доступних података, овај број би могао бити још већи (van Kleunen и сар., 2015). Према подацима на регионалном нивоу, интродуковане биљне врсте могу чинити и до 30% флоре у континенталним областима и до 50% острвске флоре (Hulme, 2003).

Афрички континент представља највећи извор инвазивних биљних врста на глобалном нивоу, за којим следе умерене области Азије и Европе, док су

Аустралија, Нови Зеланд и Северна Америка првенствено области које се налазе на удару биолошких инвазија (Hejda и сар., 2015). Генерално узевши, Европа је упркос дуговечној историји трговине, која датира више од два миленијума (Stohlgren и сар., 2011), у већој мери извор инвазивних врста (58,9% према подацима Руšek, 1998), него област погођена њиховом интродукцијом (Руšek, 1998; Stohlgren и сар., 2011; van Kleunen и сар., 2015). Руšek и сар. (2009) наводе да је према подацима DAISIE базе података на територији Европе присутно 5789 страних биљних врста, од којих су 2843 врсте стране за целокупно подручје Европе, односно воде порекло са неког другог континента. Од тог укупног броја неколико десетина врста је постало инвазивно (Bottollier-Curtet и сар., 2013). Заправо би се могло рећи да је укупан број инвазивних врста на светском нивоу у великој мери сличан европском, посматрано на нивоу фамилија (Руšek, 1998). Уочљива је и повећана заступљеност европских врста трава, које се понашају као инвазивне на другим континентима, као последица ширења европског начина коришћења травних станишта и директне интродукције врста трава као сточне хране широм света (Hejda и сар., 2015).

Такође, неопходно је претпоставити и да постоје одређене еволуционе и филогенетске разлике између врста које воде порекло изван Европе, наспрам оних које су европског порекла (Hejda и сар., 2015). Врсте које су аутохтоне за подручје Аустралије и Новог Зеланда су у великој мери и дуги временски период биле изоловане, услед чега их одликује значајан степен еволуционе „наивности“ када се нађу у конкуренцији са врстама космополитске дистрибуције (Schlaepfer и сар., 2005). У односу на њих, европске врсте поседују супериорну конкуритивну снагу, јер су се током низа геолошких епоха налазиле на путу великих миграција у правцу исток-запад и биле суочене са бројним конкуритивним стратегијама (di Castri, 1989; у Hejda и сар., 2015).

1.4 Тип станишта као фактор у процесу биолошке инвазије

Тип станишта сматра се једним од најбољих показатеља у предвиђању нивоа инвазије (Chytrý и сар., 2009). Најзначајнији извор инвазивних биљних врста на глобалном нивоу представљају шумска, рипаријална и травна станишта и станишта под снажним антропогеним утицајем (Hejda и сар., 2015), док се

највећим уделом страних врста одликују антропогена, приобална, литорална и рипаријална станишта (Chytrý и сар., 2008а). Супротно томе, релативно мали број инвазивних биљних врста је везан за суве, халофитске или водене типове станишта у оквиру свог изворног ареала (Hejda и сар., 2015). На исти начин, станишта попут мочварних, неких травних и жбунастих станишта, врштина и типично медитеранских типова вегетације карактеришу се најмањим уделом неофита у вегетацији (Chytrý и сар., 2008а). Таква станишта, екстремних вредности фактора животне средине, попут екстремно ниских или екстремно високих температура, високог нивоа салинитета и ниског садржаја нутријената, ретко представљају извор инвазивних врста (Hejda и сар., 2015), што је последица чињенице да се такав тип станишта одликује генерално мањим бројем врста адаптираних за такве еколошке услове (Te Beest и сар., 2013; Chytrý и сар., 2008а).

Дакле, може се извести закључак да инвазивне биљне врсте најчешће воде порекло из појединих типова станишта, не као последица одређених адаптација које би им пружиле конкуритивну предност над нативним врстама у таквим (сличним) типовима станишта, већ услед чињенице да њихова природна станишта заузимају највеће површине у просторном погледу (нпр. шуме и травна станишта), услед чега садрже више врста и самим тим имају највећи потенцијал да представљају „извор“ већег броја инвазивних врста (Hejda и сар., 2015).

На регионалном нивоу тип станишта такође представља најефикаснији показатељ нивоа инвазије (Chytrý и сар., 2008а,б; Rušek и сар., 2010а), бољи од притиска пропагула и климатских карактеристика (Chytrý и сар., 2008б). Слични типови станишта најчешће су или јако и често или слабо и ретко изложени интродукцији страних врста биљака. Овакав модел заправо указује на постојање обрасца везаног за присуство страних врста, који је сталан и у областима које се одликују веома различитим саставом страних врста (Chytrý и сар., 2008а). На подручју централне Европе највећи број страних инвазивних врста карактеристичан је за низијске и ниске брдске пределе, док високопланинске области одликује знатно мањи број инвазивних врста (Chytrý и сар., 2008б).

Премда су инвазивне биљне врсте најчешће присутне у истим или сличним типовима станишта каква насељавају и у подручју где су аутохтоне, Hejda и сар.

(2015) истичу да постоје и случајеви када инвазивне врсте успешно колонизују другачије типове станишта у односу на изворне. У вези са тиме, Essl и сар. (2009) у својим истраживањима указују на то да врсте у процесу биолошке инвазије шире своју природну еколошку нишу, продирући у друге типове станишта у односу на оне које насељавају у оквиру свог природног ареала. Parker и сар. (2013) сматрају да таква ситуација заправо може бити последица и чињенице да генерално постоји мањи број података из природног ареала врста, што указује на систематску склоност истраживача према изучавању инвазивних врста првенствено у подручјима где су оне интродуковане, пре него у областима одакле воде порекло (Hejda и сар., 2015).

Занимљиво је и да археофите и неофите показују другачији афинитет према различитим типовима станишта. На територији централне Европе археофите се доминантно јављају у областима интензивне пољопривредне активности, што се доводи у везу са њиховим иницијалним путевима интродукције. С друге стране, неофите се у већем проценту срећу у зонама плавних шикара и шибљака и других типова станишта изложених честим поплавама, што се објашњава њиховом еколошком компатибилношћу са овим типовима станишта. Већина неофита води порекло из лисопадних шумских подручја источних делова Северне Америке и Азије, услед чега и у оквиру свог интродукованог ареала фаворизују мезијска, влажна станишта (Chytrý и сар., 2008б).

Присуство људи и различите антропогене делатности представљају значајан фактор у интродукцији и ширењу страних биљних врста и њихових пропагула (Williamson и сар., 2005; Hulme, 2006; Chytrý и сар., 2008а), а такође су кључне и у формирању подручја подложних насељавању страних врста (Hufbauer и сар., 2012). Како је степен утицаја људи на животну средину пратио ширење и еволуцију људских популација, данас је тешко означити локалитет на подручју централне Европе који би се могао сматрати изолованим од утицаја људи (Lohmeyer и Sukopp, 1992; у Müller и Sukopp, 2016). Иако су истраживања показала да се антропогени типови станишта одликују високим нивоом инвазије, односно високим процентом страних врста (Chytrý и сар., 2008а,б; Chytrý и сар., 2009; Rušek и сар., 2010а), неопходно је имати у виду да такав тренд није

примарно узрокован природном адаптацијом инвазивних врста према овим типовима станишта, већ „увозом“ пропагула инвазивних врста посредством људских активности (Chytrý и сар., 2008б). Hulbauer и сар. (2012) постулирају нову хипотезу о механизмима који доприносе процесу биолошке инвазије - антропогено изазвана адаптација за инвазију (*Anthropogenically Induced Adaptation to Invade* - AIAI). Како су врсте прилагођене антропогено модификованим стаништима у оквиру свог аутохтоног ареала, доводећи до повећања њихове абунданце у овим зонама, најчешће у близини транспортних мрежа, прогресивно се повећава вероватноћа да ће доћи до њихове експанзије на нова подручја. С обзиром да су већ развиле адаптације које им обезбеђују успех у антропогено модификованим срединама у оквиру природног ареала, аутоматски поседују предност у развоју и успостављању нових популација и самом процесу инвазије.

1.5 Коридори ширења инвазивних врста

Позната су три механизма посредством којих алохтони организми могу доспети у нову област: 1) увозом добара, 2) посредством вектора транспорта и 3) природним ширењем из оближњих области, где је дата врста такође страна. Након што је једном интродукована, страна врста се даље може ширити процесом природне дисперзије, при чему постоје процене да је стопа таквог ширења у терестричним екосистемима 89 km на годишњем нивоу (Hulme и сар., 2008).

Истраживања се обично фокусирају на препознавање путева иницијалне интродукције стране инвазивне врсте у одређену област, али се такође често баве и праћењем њеног даљег ширења (Hulme и сар., 2008). Како би било могуће развити превентивне мере контроле (нпр. прегледне (*screening*) системе и системе раног упозорења, превентивне програме и прописе о увозу), познавање пута иницијалне интродукције је од кључне важности (Mask и сар., 2000; Hulme, 2006). Међутим, јасно дефинисање овог пута је често јако отежано (Hulme и сар., 2008), јер ширење одређеног организма дуж водотока, на пример, може представљати резултат његовог пасивног плутања, активне дисперзије или пак транспорта у баластним водама и на кориту бродова (Minchin и Gollasch, 2002; Galil и сар., 2007; Hulme и сар., 2008).

Ricciardi и MacIsaac (2000) дефинишу путеве, односно коридоре инвазије, као транзитне путеве који омогућавају дисперзију врста на велике удаљености. Баластне воде представљају основни механизам дисперзије у процесу акватичних инвазија (Ricciardi и MacIsaac, 2000), док терестрични коридори инвазија обухватају реке и канале, као значајне водене „транспортне зоне“ (Pušek и Prach, 1994) и значајне саобраћајне путеве, попут ивица саобраћајница и пруга, где човек представља главни фактор дисперзије (Ricciardi и MacIsaac, 2000). Како масовне инвазије могу бити последица интензивног притиска пропагула дуж једног или више коридора, Ricciardi и MacIsaac (2000) истичу да их је неопходно идентификовати.

Значај појединачних коридора инвазије мења се са променом интензитета кретања вектора дисперзије и са променом услова животне средине у областима из које пропагуле потичу и у коју оне доспевају (Ricciardi и MacIsaac, 2000). Капацитет појединачне врсте за инвазију резултат је подударања екофизиологије дате врсте и услова животне средине у области у коју је она интродукована, чиме је свакој врсти омогућено да потенцијално постане инвазивна, на правом месту и у правом тренутку, често са иреверзибилним последицама (Pienimäki и Leppäkoski, 2004).

1.6 Реке и канали као коридори инвазије

Знатно већа истраживања и публикације у области екологије инвазија су генерално усмерени према терестричним екосистемима (Puth и Post, 2005; Davis, 2006; Jeschke и сар., 2012), иако су, у поређењу са терестричним екосистемима, слатководни акватични екосистеми посебно подложни инвазији страних врста (Sala и сар., 2000; Сapers и сар., 2007; Coetzee и сар., 2009). Поред тога, акватичне екосистеме одликују виша стопа биодиверзитета по јединици површине (Balian и сар., 2008) и виша стопа губитка врста (*extinction rate*; Jenkins, 2003). Значајан пораст у броју публикација везаних за проблематику инвазивних врста акватичних макрофита бележи се тек током последњих десет година (Evangelista и сар., 2014).

Nunes и сар. (2015) бележе стабилни пораст у стопи интродукција страних акватичних врста у последњих 60 година на подручју Европе. Реке, потоци и

канали представљају идеалне путеве који повезују суседна станишта и тиме омогућавају брзо ширење пропагула страних врста (Lodge и сар., 1998; Rahel и Olden, 2008). Такође, као последица чињенице да су ови екосистеми под снажним антропогеним притиском (Dudgeon и сар., 2006; Strayer и Dudgeon, 2010; Engelhardt, 2011), наглашена је улога антропогених активности као основног извора интродукције и ширења страних инвазивних акватичних врста (Loo и сар., 2007).

Број вектора и путева инвазије акватичних инвазивних врста забележио је драматичан пораст, са једног (бродови) у XIX веку, на пет у данашње време: бродови, рибарство, аквакултура, случајна интродукција и секундарно ширење (Karatajev и сар., 2008). Ови аутори предвиђају даље повећање броја вектора, током XXI века, као последицу рекреативних активности, трговине украсним врстама и храном. Неки од додатних потенцијалних вектора интродукције страних инвазивних врста су и птице и сисари, акваристика, случајни пренос као резултат рекреативних активности и случајно ослобађање ових врста (Minchin и Gollasch, 2002).

Веома је проблематично проценити ризик интродукције страних инвазивних врста у акватичне екосистеме, због великог броја фактора који су непознати и несигурни. Међутим, последице су сличне широм света – повећање интродукције страних инвазивних врста, заједно са повећањем њиховог утицаја на нативни биодиверзитет (Pienimäki и Leppäkoski, 2004).

Сложена мрежа копнених вода у Европи броји више од 28.000 km и повезује 37 земаља (Galil и сар., 2007). Изградња канала омогућила је пренос врста између области, повезујући две или више биогеографских зона које су претходно биле изоловане (Hulme и сар., 2008). Повезивање река изградњом канала практично елиминише природно постојеће баријере, чиме се омогућава и природно ширење страних врста, процесом дисперзије, али и услед антропогених активности (Essl и сар., 2015). Стога се сви водотокови могу сматрати значајним потенцијалним коридорима инвазије (Galil и сар., 2007).

На подручју Европе Galil и сар. (2007) препознају постојање четири значајна коридора инвазије:

- 1) Северни коридор, који је највећи и повезује Црно, Азовско и Каспијско море са Балтичким и Белим морем;
- 2) Централни коридор, који повезује области Црног и Балтичког мора, преко реке Дњепар;
- 3) Јужни коридор, који повезује Дунав и Рајну, преко Мајне и
- 4) Западни коридор, који повезује Средоземно са Северним морем, преко реке Рајне и канала Рајна-Рона.

Значај изградње канала у преносу страних инвазивних врста је очигледан из чињенице да су се први страни акватични организми у Белорусији појавили управо након изградње првих канала који су повезивали басене Каспијског и Црног мора са Балтичким и Северним морем (Karataev и сар., 2008). Такође, појава акватичних инвазивних врста у реци Рајни пратила је отварање канала Рајна-Дунав-Мајна 1992. године, и представљала резултат повезивања реке Рајне и њених притока у западној Европи са Црним морем (Ricciardi и MacIsaac, 2000). Неопходно је истаћи и да је број интродукованих понтско-каспијских, субтропских и тропских врста васкуларних биљака порастао у последње време у областима северне хемисфере, као резултат пораста глобалних температура, пристижући дуж коридора Црно море – Балтичко море (нпр. *Lemna gibba*, *Vallisneria spiralis*, *Phragmites altissimus* и *Typha laxmannii*) (Pienimäki и Leppäkoski, 2004).

Акватичне инвазивне врсте представљају озбиљну претњу по стабилност и функционисање слатководних акватичних екосистема (Thum и Lennon, 2010). Инвазије страних врста доводе до редукције нативног биодиверзитета, нарушавања природних трофичких односа, динамике тока, биогеохемијских процеса, квалитета воде, промена у квалитету подлоге и нарушавања рекреативних активности (Stiers и сар., 2011; Windham и Lathrop, 1999; Ravit и сар., 2003; Theel и сар., 2008; Thum и Lennon, 2010).

Такође, економски трошкови контроле акватичних инвазивних врста су јако високи, достижући милионске износе на годишњем нивоу (Pimentel и сар., 2000, 2005; Coetzee и сар., 2009).

1.7 Рипаријалне зоне као коридори ширења

Мапирање степена/нивоа инвазије неофита на подручју Европе (Chytrý и сар., 2009) предвиђа да ће највиши ниво/степен инвазије бити карактеристичан за умерено суве и топле низијске области западне Европе, пољопривредне области централне и источне Европе, укључујући и басен доњег тока Дунава, као и подручја наводњаваних пољопривредних области и области дуж речних токова медитеранске и субмедитеранске зоне. Такви резултати су у складу са показатељима да станишта дуж река такође представљају значајне центре диверзитета страних (инвазивних) врста и потенцијалне изворе њиховог даљег ширења (Руšek и сар., 1998; Tickner и сар., 2001; Descombes и сар., 2016), упркос чињеници да су најзаступљеније у урбаним срединама, где су пратиоци антропогених активности (Hulme, 2003). Подаци Chytrý и сар. (2009) показују да су управо басени река Дунав и По међу подручјима највише погођеним присуством инвазивних врста (неофита) на европском континенту. Ширење инвазивних врста најчешће започиње дуж водотокова, а затим се инвазија шири у околне терестричне области (Burkart, 2001), јер велики број инвазивних биљних врста преферира управо рипаријале области у раним фазама процеса инвазије.

Притисак вегетативних пропагула (*propagule pressure*) је нарочито висок уз реке, где речни ток и поплавне воде транспортују и плутајуће и неплутајуће пропагуле из различитих типова станишта лоцираних уз речно корито (Barrat-Segretain, 1996; Johansson и сар., 1996). Подаци досадашњих истраживања и предикције указују на то да ће стопа инвазије и колонизације страних врста у оквиру рипаријалних подручја наставити да расте (Strayer, 2010). О степену у којем је дошло до измене аутохтоне рипаријалне вегетације, услед деловања низа фактора, релативно се мало зна, што ограничава наше разумевање начина на које ће рипаријална станишта одговорити на будуће промене у животној средини (Hejda и Руšek, 2006). Колонизација страних инвазивних врста представља најдрастичнију измену станишта до које је дошло у рипаријалним подручјима Европе последњих

деценија (Pattison и сар., 2017). Још увек је нејасно у којој мери то утиче на промене нативне вегетације, у поређењу са осталим мање очигледним факторима.

Реке и рипаријална станишта се између осталог сматрају и центрима диверзитета нативних врста (Ward и сар., 2002). Међутим, ове динамичне зоне, упркос свом свеопштем значају, представљају једне од најугроженијих типова екосистема. Поред тога, често су и изложени различитим антропогеним утицајима и притисцима (Tickner и сар., 2001), услед чега се сматрају такозваним конфликтним зонама (Vicente и сар., 2011). Таква ситуација резултује статусом повишеног ризика од инвазије страних биљних врста (Planty-Tabacchi и сар., 1996; Stohlgren и сар., 1998; Levine, 2000; Tickner и сар., 2001; Baattrup-Pedersen и сар., 2013; Descombes и сар., 2016; Pattinson и сар., 2017). Имајући у виду све горе наведено, Descombes и сар., (2016) наглашавају да је неопходно хитно имплементирати активности заштите како би се ограничио утицај инвазивних врста на ове изузетно фрагилне екосистеме.

Рипаријална станишта представљају мозаик различитих типова вегетације (Hejda и сар., 2015) и обезбеђују низ значајних функција екосистема (Pattinson и сар., 2016). Такође представљају једне од зона високог диверзитета (*diversity hotspots*) и природне коридоре кретања и дисперзије, посебно у умереним областима (Naiman и сар., 1993; Johansson и сар., 1996; Naiman и Décamps, 1997; Burkart, 2001). Рипаријална вегетација значајна је у процесу стабилизације речних обала и задржавања нутријената, утиче на динамику сенчења и представља један од основних коридора дисперзије живог света (Richardson и сар., 2007).

Рипаријалне зоне на подручју централне Европе налазе се под снажним антропогеним притиском још од периода Неолита (Burkart, 2001), кроз бројне активности попут изградње система канала, измене режима речног тока и употребе земљишта у непосредној близини река (Stokes и сар., 2010), поготово у низијским пределима (Garssen и сар., 2015). Док је део природних плавних шума готово у потпуности девастиран (Burkart, 2001), и интензивна испаша је такође изменила природну динамику рипаријалне вегетације, а њена изворно висока хетерогеност редукована је услед интензивне обраде земљишта (Stockan и сар., 2012). Проток воде и природна динамика плављења драматично су модификоване

изградњом брана и устава (Burkart, 2001). Овакве разноврсне и свеобухватне интензивне физичке трансформације рипаријалних подручја довеле су до тога да у данашње време рипаријални екосистеми постају изузетно подложни утицају ефеката антропогено условљених климатских промена и пратећих измена режима речних токова (Pattinson и сар., 2016). Последице измена режима речног тока су најчешће негативне по рипаријалну вегетацију (Poff и Zimmerman, 2010; Webb и сар., 2013) и повећавају могућност насељавања страних инвазивних врста, док оне заузврат доприносе редукцији аутохтоног биодиверзитета у рипаријалним областима (Pattinson и сар., 2016).

Funkenberg и сар. (2012) су указали на могућност да су стране инвазивне врсте присутне са већом учесталošћу дуж доњих токова река (на надморским висинама мањим од 200 m), као последица утицаја климатских фактора (нпр. деловања мразева), који имају ограничавајуће деловање на процесе клијања и успостављања популација страних инвазивних врста у вишим деловима. Такође, и степен изложености антропогеним факторима варира са надморском висином, услед чега су низијске реке више угрожене (Pattinson и сар., 2016). Ове области су традиционално биле у средишту пољопривредних активности, због лако доступне воде и високо плодног земљишта. Међутим, таква интензивна пољопривредна активност резултовала је смањеним квалитетом воде, услед еутрофикације, повећане седиментације и губитка шумског покривача у обалском појасу (Casanova, 2015), што је угрозило биолошки интегритет ових система (Pienimäki и Leppäkoski, 2004). Оваква комбинација фактора утиче на интеракције врста, умањује њихову конкурентивну способност и заузврат фаворизује колонизацију страних инвазивних врста, које могу утицати на редукцију еколошке отпорности рипаријалне вегетације (Richardson и сар., 2007; Pattinson и сар., 2016).

Повремени периоди високих вода представљају једну од дефинишућих карактеристика рипаријалних зона, која снажно утиче на раст и опстанак рипаријалне вегетације (Baattrup-Pedersen и сар., 2013). Историјске измене речних токова, услед климатских промена или регулисања тока могу имати утицаја на ове природне процесе, притом мењајући диверзитет врста и састав рипаријалне вегетације (Nilsson и Svedmark, 2002).

Постоји теорија да висок диверзитет нативних врста на нивоу станишта ствара већи отпор према насељавању инвазивних врста, јер у овом случају мања количина ресурса остаје доступна за опстанак и раст додатних врста (Maskell и сар., 2006; Eschtruth и Battles, 2009). Поплаве су стога, као природан вид нарушавања стабилности станишта, повољне за успостављање страних врста, јер доводе до повећања доступности ресурса (Davis и сар., 2000). Такође, природне непогоде попут поплава доводе до стварања празнина у вегетацијском покривачу чиме, уз довољну количину ресурса, бива обезбеђено и одговарајуће станиште за успостављање клијанаца инвазивних врста (Descombes и сар., 2016). Такође, поплаве представљају један од фактора који значајно утиче на процес инвазије у рипаријалним областима, јер се у току дугих периода високих вода смањује стопа преживљавања вишегодишњих терестричних биљних врста. Тако измењена места, са повећаним потенцијалом за ширење пропагула, бивају нарочито подложна колонизацији и инвазији од стране алохтоних врста (Burkart, 2001; Maskell и сар., 2006).

Поплаве фаворизују ширење страних инвазивних биљних врста дуж река (Truscott и сар., 2006), услед чега већа учесталост високих вода може додатно интензивирати овај ефекат (Pattison и сар., 2017). Директни ефекат високих вода укључује смањену покривност доминантних врста и повећану измену врста, која је олакшана смањеном конкуренцијом (Nilsson и Svedmark, 2002). Garssen и сар. (2015) су показали да дуже трајање периода високих вода не доводи до редукције биомасе рипаријалних биљних врста, јер су врсте које су толерантне на високе воде адаптиране на честу потопљеност. Самим тим, способност страних инвазивних врста да одрже своју абунданцу и након колонизације изазване поплавама представља још један додатни притисак на рипаријалне заједнице (Pattison и сар., 2017). У складу са тиме, Pattinson и сар., (2017) су показали да периоди ниског водостаја умереног трајања фаворизују колонизацију и опстанак нативних врста. Током дужих периода ниског водостаја долази до смањења њиховог диверзитета, вероватно услед чињенице да овакав водни режим фаворизује ширење доминантних биљних врста (било нативних или инвазивних), тиме повећавајући конкуритивно искључење.

Релативно велика заступљеност врста из влажних станишта међу инвазивним врстама у Европи може бити условљена честим увозом украсних врста биљака које су својим природним карактеристика везане за влажна станишта (Hejda и сар., 2015). Сходно томе, својим присуством у рипаријалним зонама посебно се истиче шест северноамеричких врста: *Symphytotrichum lanceolatus*, *S. novi-belgii*, *S. × salignus*, *Helianthus tuberosus*, *Solidago canadensis* и *S. gigantea*, које колонизују новоформиране плавне зоне, стварајући густе моноспецифичне састојине, којима потискују аутохтоне врсте (Müller и Sukopp, 2016). Врсте азијског порекла *Reynoutria japonica*, *R. sachalinesis* и њихов хибрид *R. × bohemica* такође расту дуж водотокова, у алувијалним плавним подручјима, где брзо замењују нативне врсте, својом већом компетитивном способношћу (Gerber и сар., 2008). Управо врсте рода *Reynoutria* и *Heracleum mantegazzianum* испољавају најјачи утицај у зонама које обрастају, и у погледу утицаја на диверзитет врста и њихов састав (Hejda и сар., 2009). Северноамеричка инвазивна врста *Amorpha fruticosa* постала је веома снажна инвазивна врста дуж речних токова у бројним европским земљама, где замењује нативне шуме у којима доминирају врсте рода *Salix* (Gallé и сар., 1995; Zavagno и d'Auria, 2001; Anastasiu и сар., 2007; Čavlović и сар., 2011; Dumitrașcu и сар., 2013). *H. tuberosus*, врста пореклом из Северне Америке, која је успешно натурализована током периода Ренесансе, данас је такође постала веома значајна инвазивна врста у рипаријалним подручјима Европе (Müller и Sukopp, 2016).

Резултати опсежног истраживања Descombes и сар. (2016) показали су да *Reynoutria japonica*, *Impatiens glandulifera*, *Buddleja davidii* и *Helianthus tuberosus* теже ка локалитетима са доста светла, који се налазе у близини река, где се нове примарне области за њихово насељавање формирају ширењем меандара и таложењем њихових пропагула заједно са наслагама седимената. Исти аутори истичу да су инвазивне врсте *R. japonica*, *H. tuberosus* и *I. glandulifera* најчешће документоване на влажним наносима седимената и земљиштима богатим нутријентима. Међутим, када се говори о деловању ових врста на нативну вегетацију, истраживање Hejda и сар. (2009) показало је да *I. glandulifera* и *H. tuberosus*, иако значајне инвазивне врсте у рипаријалним подручјима, немају значајно другачији утицај на нативне биљне заједнице од утицаја аутохтоних

нитрофилних врста високог раста, које су на овим подручјима природно доминантне.

1.8 Утицај инвазивних врста

Стране врсте могу имати бројне негативне последице на структуру, функцију и динамику екосистема у којима се јављају као инвазивне (Vilà и сар., 2011; Руšek и сар., 2012; Ricciardi и сар., 2013; Loiola и сар., 2018). Неопходност да се изврши приоритизација механизма контроле ових негативних утицаја представљала је повод за формирање стандардизованог система којим би било могуће извршити квантификацију и поређење степена утицаја, односно величине последица који појединачне инвазивне врсте испољавају (Blackburn и сар., 2014). Систем класификације страних врста на основу степена утицаја по животну средину који су дефинисали Blackburn и сар. (2014) омогућава да се помоћу једног стандардизованог и јасно дефинисаног модела свакој страниј врсти припише одређени ниво утицаја, на начин сличан ономе којим се угроженим врстама додељују категорије према Црвеној листи Међународне уније за заштиту природе (*International Union for the Conservation of Nature Red List*). Према овом систему класификације оне интродуковане стране врсте за које постоје адекватни подаци могу се, према степену утицаја на животну средину, класификовати у пет категорија утицаја: снажан (*massive*, MA), јак (*major*, MR), средњи (*moderate*, MO), слаб (*minor*, MI), минималан (*minimal*, ML).

Утицај инвазивних врста на нативни биодиверзитет може се огледати кроз промене у функционалном диверзитету заједница и промене њихових доминантних карактеристика (Loiola и сар., 2018), смањење генетичке варијабилности услед хибридизације, интензивније ширење патогена, предаторство и/или паразитизам (Ledger и сар., 2015). Инвазивне биљне врсте могу утицати на нативну вегетацију и станишта изменом карактеристика земљишта (Ehrenfeld и сар., 2001), динамике кружења нутријената у њему (Ehrenfeld, 2003), конкуренцијом са нативним врстама (Bottollier-Curtet и сар., 2013) и засенчивањем аутохтоних врста (Descombes и сар., 2016). Такође, Руšek и сар. (2012) су показали да инвазивне врсте имају снажан утицај и на продуктивност заједница, укупну покривност вегетације, садржај минерала и

нутријената у ткивима других биљака и пожарни режим екосистема.

Општи је став да инвазивне врсте биљака испољавају снажнији утицај на подручју где нису аутохтоне, него у областима њиховог природног ареала. Такво виђење поткрепљује и чињеница да већина публикација о аутохтоним инвазивним врстама објашњава њихов негативан утицај превасходно на локалном нивоу, док је већина алохтоних инвазивних врста проблематична регионално и глобално (Simberloff и сар., 2012). Овакав диспропорционално снажан утицај често је условљен драматичним порастом учесталости инвазивних врста на територији изван њиховог природног ареала. Међутим, поједина истраживања (Hierro и сар., 2006; Callaway и сар., 2011; Aschehoug и сар., 2012; Shah и сар., 2014) показала су да се јаче конкуритивне способности у односу на нативне врсте у оквиру алохтоног, у поређењу са аутохтоним ареалом, испољавају и када се изврши стандардизација по абунданци, односно отклони утицај разлике у заступљености ових врста (Ledger и сар., 2015). Такве јасне разлике указују на то да фундаменталне биогеографске разлике у конкуритивним односима биљака не могу бити искључиво приписане великој абунданци ових врста изван њиховог природног ареала (Ledger и сар., 2015). Огледи Hierro и сар. (2006) потврдили теорију да нарушавање станишта поспешује процес инвазије страних врста, али су показали и да је тај утицај јачи изван природног ареала испитиване врсте.

У већини случајева, инвазивне врсте имају негативан утицај на нативне врсте (Руџек и сар., 2012) са којима су у конкуренцији, што доводи до смањења нативног диверзитета биљака и њихове бројности (Vilà и сар., 2011). Разлика у утицају у оквиру нативног/интродукованог ареала види се и кроз пример врсте *Solidago canadensis*, код које је јасно уочљиво да диверзитет врста, изражен кроз *Shannon-Wiener*-ов и *Simpson*-ов индекс диверзитета, опада у знатно већој мери на подручју Европе (алохтони ареал врсте) него Северне Америке (изворни ареал врсте). Истраживања Ledger и сар. (2015) су тиме показала да се у инвазији врсте *S. canadensis* уочава јасан биогеографски контекст, јер је густина састојина ове врсте и надземна биомаса биљака у корелацији са смањењем броја других врста на подручју Европе, где је ова врста инвазивна, али не и на територији Северне Америке где је аутохтона.

1.9 Историјат истраживања страних инвазивних биљних врста на подручју Србије

Упркос великом глобалном порасту броја истраживања која се баве феноменом ширења страних инвазивних врста, у већини међународних база података посвећених инвазивним врстама података за нашу земљу нема уопште, или су малобројни, непотпуни и спорадични (видети: DAISIE (<http://www.europe-alien.org>), EPPO (https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists), GRIIS (<http://www.griis.org/>), NOBANIS (<https://www.nobanis.org/>) и *Invasive Species Specialist Group* (<http://www.issg.org/>). Као последица тога, радови Chytrý и сар. (2009) и Lambdon и сар. (2008) који дају пресек стања и распрострањења инвазивних биљних врста на нивоу Европе представљају нашу земљу као „црну рупу“, односно део Европе за који не постоје подаци о присуству страних врста. Такво стање је последица чињенице да на подручју Србије није било систематских истраживања овог феномена, односно да су у време интензивног рада на наведеним базама података резултати таквих истраживања били недоступни. Данас је ситуација повољнија, између осталог као последица формирања ESENIAS (*East and South European Network for Invasive Alien Species*) мреже, која повезује истраживаче из региона југоисточне Европе и у великој мери олакшава њихову сарадњу.

Иако историјски подаци у којима је документовано присуство алохтоних и потенцијално инвазивних биљних врста на подручју Србије датирају још из друге половине XX века (Петровић, 1951; Tatić, 1959; Jovanović и Tucović, 1962; Šajinović и Koljadžinski, 1966, 1978; Purić, 1969; Jovanović, 1971; Vukićević и Žujović, 1971; Кољацински и Шајиновић, 1973; Tatić и Žukowski, 1973; Vogojević, 1983; Purić-Daskalović, 1989), највећи број радова публикован је у последњих 20 година.

Највећи број публикованих радова описује први налаз нове алохтоне врсте на подручју наше земље (Šajinović и Koljadžinski, 1966; Vukićević и Žujović, 1971; Vogojević, 1983; Randelović и сар., 1992-1993; Tucović, 1996; Цвјетићанин, 1997а, б; Кривошеј и сар., 2002, 2008; Лазаревић и сар., 2009, 2012а; Uotila и сар., 2010; Krstivojević и сар., 2012; Lakušić и Jovanović, 2012; Širka и сар., 2013; Vukov и сар.,

2013; Бобинац и Перовић, 2014; Бобинац и сар., 2015; Purger и сар., 2015; Bogosavljević и Zlatković, 2017; Perić и Rilak, 2017; Stojanović и сар., 2017; Veljić и сар., 2017). Такође, значајан број радова се бави питањем распрострањења одређених одабраних појединачних таксона (Veljković, 1996; Jovanović и сар., 1998; Вожа и сар., 2002; Igić и сар., 2002; Konstantinović и сар., 2002, 2011; Nestorović и Jovanović, 2003; Vasić, 2005; Marisavljević, 2007; Главендекић, 2008; Stanković-Kalezić и сар., 2008; Обратов-Петковић и сар., 2009; Obratov-Petković и сар., 2011; Bokić и сар., 2012; Radanović и сар., 2012; Anđelković и сар., 2013, 2016а; Rat и сар., 2014; Јенаčković и сар., 2015; Džigurski и сар., 2016; Попов, 2016) или истраживањем алохтоне флоре на одређеном одабраном локалитету, просторној целини или типу станишта (Šijak, 1984; Jovanović, 1994; Пањковић и Стојшић, 2001; Томановић, 2004; Čavlović и сар., 2011; Вићентић и сар., 2013; Glišić и сар., 2014; Батанјски и сар., 2015; Перовић и Цвјетићанин, 2015; Gavrilović, 2016; Mataruga и сар., 2016; Vićentić и Stavretović, 2016; Radovanović и сар., 2017; Rat и сар., 2017; Stanković, 2017). Док велики број радова као тему има проучавање биолошких и еколошких карактеристика ових страних инвазивних врста (Томановић и сар., 2004; Vrbničanin и Janjić, 2004, 2011; Вожа и сар., 2006; Šikorarija и сар., 2006, 2009; Krstić и сар., 2007; Marisavljević, 2007; Vrbničanin и сар., 2009а, 2013, 2017; Кочиш-Тубић и сар., 2012, 2014; Аначков и сар., 2012; Bokić и сар., 2012; Вожић и сар., 2013; Sarić-Krsmanović и сар., 2013, 2017; Кочиш-Тубић, 2014; Попов и сар., 2016; Вожин и сар., 2017; Sarić-Krsmanović и Vrbničanin, 2017), значајан удео у литератури представљају и радови који се баве питањем контроле и сузбијања ових страних инвазивних врста које један део истраживачке заједнице уједно сматра и економски штетним инвазивним коровским врстама (Vrbničanin, 2015) у пољопривреди и шумарству (Konstantinović и сар., 2002, 2004; 2013; Pavlović и сар., 2002; Radivojević и сар., 2004; Konstantinović и Meseldžija, 2005; Dolmagić, 2010; Janjić и сар., 2003, 2011; Sarić-Krsmanović и Vrbničanin, 2015; Bobinas и сар., 2016; Gajić-Umiljendić и сар., 2017).

Имајући у виду и удео публикација које дају податке релевантне за одређени шири регион (АП Војводина, Срем) или целокупну територију Србије (Vrbničanin и сар., 2004, 2008а, б, 2009б; Stefanović и сар., 2006; Jarić, 2009; Šilc и сар., 2009, 2012; IASV, 2011; Jarić и сар., 2011; Zlatković и сар., 2011; Лазаревић и сар., 2012а;

Anačkov и сар., 2013; Anđelković и сар., 2016б; Jovanović и сар., 2018; Стојановић и Јовановић, 2018), уочава се да постоји простор за систематична истраживања ширег региона или целе територије Србије.

1.10 Значај истраживања

За борбу са проблемом биолошких инвазија на глобалном нивоу кључно је омогућити мапирање и мониторинг ширења страних инвазивних врста, на различитим нивоима, од локалног до глобалног (Latombe и сар., 2017), јер је нужно поседовати прецизне информације о распрострањењу страних врста како би било могуће извршити адекватне процене ризика и предвиђања (Essl и сар., 2015).

Упркос чињеници да поједине земље имају формиране листе страних врста, уз пратеће информације о њиховом распрострањењу, систематски мониторинг страних врста на вишем нивоу (већем броју просторних скала), који је упоредив преко граница појединачних држава, и даље није успостављен (Latombe и сар., 2017).

Поседовање јасних и прецизних података о географском распрострањењу врста (присутву/одсуству на одређеном простору) и њиховом пореклу, као и постојање листа страних и инвазивних врста на националном нивоу представљају основни део знања неопходног за вршење мониторинга присуства и ширења страних врста, као и спровођење приоритизације врста, путева њиховог ширења и области подложних инвазији (McGeoch и сар., 2012).

Такође, како бисмо били у могућности да боље разумемо начине на које инвазивне врсте достижу своје подручје распрострањења у областима где су интродуковане и да препознамо неке будуће ризике, прецизније познавање путева којима долази до интродукције страних врста је неопходно (Lehan и сар., 2013). Један од потенцијално корисних приступа јесте посматрање путева интродукције као систем мрежа које повезују места одакле стране инвазивне врсте воде порекло са њиховим финалним дестинацијама, које у тој мрежи повезују људи као вектор дисперзије. Познавање функционисања оваквих мрежа омогућило би спровођење

циљаних стратегија борбе (Hulme, 2006).

Узимајући у обзир бројне негативне последице инвазивних врста, као и еколошке и економске погодности спречавања њихове интродукције, предности увођења и примене адекватних протокола о процени ризика су јасне (McAusland и Costello, 2004; Keller и сар., 2007; у Lehan и сар., 2013). Pattison и сар. (2017) сматрају да би контрола инвазивних биљних врста била најефикаснија уколико би се могло утицати на факторе животне средине који омогућавају и доприносе успешности процеса инвазије, пре него кроз реаговање на последице присуства већ постојећих инвазивних врста.

Међутим, како је број врста наведен на националним листама штетних инвазивних врста генерално ограничен, прописи који се уводе фокусирани су само на одређену подгрупу врста, које се сматрају потенцијално проблематичним (Lehan и сар., 2013). Тако је у Аустралији већ скоро четири деценије на снази протокол о процени ризика од корова, као алат којим се спречава увоз биљака које су потенцијално инвазивне (Pheloung и сар., 1999). У одређеном броју земаља, процене ризика се примењују са генерално високим нивоом прецизности, са циљем раздвајања инвазивних од неинвазивних врста биљака (Pheloung и сар., 1999; Gordon и сар., 2008; McClay и сар., 2010; у Lehan и сар., 2013).

Community Biodiversity Strategy препознаје још 1998. године да стране инвазивне врсте представљају један од растућих проблема од еколошког значаја (European Commission, 1998), док је марта 2002. год. Савет Европе означио интродукцију страних врста као један од главних узрока осиромашења биодиверзитета и извора озбиљних губитака у економији и проблема у здравству (European Commission, 2002). Као последица тога, 2004. год. дефинисана је Европска стратегија о страним инвазивним врстама (*European Strategy on Invasive Alien Species*), у склопу Бернске конвенције (*Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats*; Genovesi и Shine, 2004). Такође, Конвенција о биодиверзитету, као један од кључних докумената из области заштите животне средине, у оквиру јасно дефинисаних Аихи циљева о биодиверзитету (*Aichi Biodiversity Targets*; UNEP, 2011), обухватила је циљем број девет питање

превенције и контроле страних инвазивних врста. Овим документом је предвиђено да земље потписнице Конвенције до 2020. године обаве идентификацију и приоритизацију (на основу њиховог утицаја) страних инвазивних врста и њихових путева ширења, контролу и ерадикацију врста које су означене као приоритетне и да успоставе адекватне мере контроле главних коридора ширења, како би се спречило уношење ових врста на нове територије и формирање нових популација.

С обзиром на ескалацију проблема биолошких инвазија на глобалном нивоу, са страним инвазивним врстама као једним од најзначајнијих фактора осиромашења биодиверзитета, а имајући у виду фрагилност рипаријалних екосистема са једне стране, и са друге њихов значај за продирање инвазивних биљних врста у нове пределе и њихово даље ширење, намеће се потреба за детаљним истраживањем рипаријалних зона река и канала Србије као значајних коридора продора и ширења биљних инвазија на овим просторима.

Познато је да земље у развоју располажу са веома ограниченим ресурсима за истраживање инвазивних биљних врста на организованом, систематском нивоу, као и ограниченим капацитетима за адекватан одговор на овај проблем, услед чега често представљају жариште за њихово ширење у околне регионе. Србију одликује релативно мали број публикација које се тичу проблема интродукције и ширења инвазивних биљних врста, при чему су оне најчешће сконцентрисане на одређени таксон, тип екосистема или ограничену територију, уз само један научни пројекат који се бавио фундаменталним основама деструкције природних станишта ширењем инвазивних биљака (2004 - 2010). Такође, у већини база података о инвазивним врстама на европском нивоу изостају податаци из наше земље, или су они непрецизни и стари, док мапе распрострањења инвазивних врста на територији Европе нашу земљу, због лоших података, представљају као зону без инвазивних врста. Све горе наведено намеће потребу за истраживањем проблема инвазивних биљних врста у Србији, а посебно у рипаријалним подручјима река и канала Србије.

2. Циљеви рада

Имајући у виду чињеницу да свеобухватни подаци о присуству и заступљености инвазивних биљних врста у рипаријалним подручјима река и канала Србије још увек не постоје, а узимајући у обзир значај ових водотокова као коридора инвазије страних врста, фрагилност и инвазибилност рипаријалних станишта, и релевантност ових истраживања пре свега на локалном, али исто тако и на регионалном и глобалном нивоу, дефинисани су циљеви ове дисертације:

- на основу прегледа података из литературе и података са терена формирати листу таксона акватичних инвазивних биљака за подручје Србије, утврдити њихову дистрибуцију у површинским копненим водама Србије и дефинисати станишну преференцију сваког појединачног таксона;
- на основу теренских истраживања и података о присуству и покривности извршити анализу дистрибуције 26 одабраних таксона инвазивних биљака у рипаријалним подручјима водотокова девет речних сливова Србије и канала мреже ХС ДТД и израдити мапе њихове дистрибуције;
- на основу геореференцираних података са терена о распрострањењу одабраних таксона дефинисати основне коридоре њиховог ширења у истраживаним рипаријалним подручјима Србије;
- утврдити дистрибуцију одабраних инвазивних таксона у идентификованим типовима станишта (у складу са EUNIS класификацијом) и њихову станишну преференцију;
- одредити утицај различитих физичких карактеристика станишта на основу заступљености анализираних инвазивних таксона;
- анализирати утицај антропогених фактора и активности на заступљеност анализираних таксона у истраживаним рипаријалним подручјима;
- дефинисати жаришта инвазије у рипаријалним подручјима и одредити потенцијалне путеве ширења ових врста у наредном периоду, у условима климатских промена.

3. Материјал и методе

3.1 Основни подаци о истраживаном подручју

Подаци о присуству и заступљености одабраних инвазивних врста, типу станишта, његовим хидроморфолошким и физичким карактеристикама и доминантним антропогеним утицајима на обали и у приобаљу сакупљани су у рипаријалној зони 39 река и шест канала, на укупно 250 локалитета (**Слике 1 и 2, Табеле 1 и 2**) на подручју Републике Србије.

Одабир локалитета за теренска истраживања вршен је са циљем да сви речни сливови (RHMZ, 2018) буду заступљени у истраживању и да се оствари што уједначенија географска покривеност истраживаног подручја и просторна резолуција резултата.

3.1.1 Слив Дунава

У оквиру слива Дунава обрађен је највећи број река: Бегеј, Дунав, Златица, Јегричка, Караш, Криваја, Млава, Мостонга, Нера, Ројга, Тамиш и Тиса (**Слика 1, Табела 1**). Дунав, као друга највећа река у Европи, протиче кроз десет земаља, при чему се у његовом сливу налази део територије још девет земаља, услед чега га многи сматрају „најинтернационалнијом“ реком на свету. Подручје наше земље припада сливу средњег или панонског Дунава, који је у хидролошком погледу најзначајнији, због количине протицаја и концентрације водних снага. У Србију улази на 1433. km свог тока, код места Сулина, а излази код ушћа Тимока, на 845. km (Гавриловић и Дукић, 2014).

Бегеј је највећа притока реке Тисе, извире у Румунији, на обронцима планинског масива Крашовских планина (Букуров, 1984). Сачињен је из две речне деонице, познате као Стари Бегеј и Бегејски канал (односно Пловни Бегеј), које се спајају у близини места Клек, чиме настаје река Бегеј, која се у Тису улива у близини Титела. Укупна дужина Старог Бегеја у Србији износи 37 km, а Пловног Бегеја 88 km (Bogdanović и Marković, 2005). Пловни Бегеј представља вештачки пловни канал, чији су режим протицаја и водостаја регулисани (Miloradović, 2002a) и сматра се једним од најзагађенијих водотокова у Банату (Ljevnaić-Mašić, 2010).

Загађење Пловног Бегеја потиче од индустрије и канализационих вода насеља уз његов ток, као и од бројних дифузних извора, као резултат пољопривредних активности (Dalmacija и сар., 2006). Дуж тока Бегеја у функцији је неколико устава (Клек, Итебеј, Стајићево), које регулишу његов водни режим (Ljevnaić-Mašić, 2010; Živković и сар., 2019).

Лева притока реке Тисе, **Златица**, представља каналисани водоток, који на подручје Србије улази код места Врбица, из суседне Румуније. Кроз нашу земљу тече дужином од 34 km, од чега су дуж 30 km њеног тока изграђени насипи. Карактеришу је бројни меандри, мртваје и застарели токови. Дуж њеног тока у Србији изграђене су две уставе преко којих се регулише водостај (Сајан и Падеј), а преко уставе у Сајану и Кикиндског канала овај водоток је повезан са системом ХС ДТД (Ljevnaić-Mašić, 2010).

Каналисани водоток **Јегричке** тече од уставе у Деспотову до њеног ушћа у Тису, код Жабља. Дужина тока јој је 65,4 km и ток је подељен на три базена, који се налазе између различитих устава и прелива. Воде овог водотока користе се за наводњавање, спортски риболов и рекреацију, рибарство - Рибњак „Жабал“ (Lazić, 2006).

Река **Караш** извире у Румунији на северним падинама планине Семеник. У Србију улази код села Куштиљ, одакле током дугим око 50 km тече до свог ушћа у канал Банатска Паланка-Нови Бечеј, између места Гребенац и Дупљаја. Ток Караша кроз нашу земљу има карактеристике равничарских река и одликује га стабилност речног корита, које је већим делом обрасло вегетацијом. Поплаве дуж целе долине Караша су доста честе, јер, за разлику од Румуније, у нашој земљи у његовом приобаљу нису изграђени вештачки објекти за заштиту од поплава (ПЗЗП, 2011).

Кривају, чија је укупна дужина тока 109 km, формира седам мањих водотока, који се спајају у месту Павловац у близини Суботице. У другој половини XX века обимни радови на реконструкцији каналске мреже Војводине довели су до успостављања регулације читавог система тока Криваје. Поред бројних мостова, каскада и пропуста, значајно је истаћи и акумулациона језера дуж тока ове реке,

од којих је најзначајније „Зобнатица“, настало изградњом земљане бране, чиме је Криваја подељена на горњи и доњи ток. Река Криваја прима комуналне отпадне воде, отпадне воде из индустрије и од пољопривреде, што у великој мери утиче на квалитет воде ове реке (Dalmacija и сар., 2012).

Река **Млава** извире из Жагубичког врела, а након 78 km свог тока, којим пролази кроз композитну долину, улива се у леви рукавац Дунава, наспрам села Дубовац са банатске стране (Гавриловић и Дукић, 2014). Жагубичко врело из кога Млава извире је од 1995. године заштићено Уредбом о заштити споменика природе, у оквиру I категорије заштите као споменик природе „Врело Млаве“ („Службени гласник Републике Србије“, бр. 9/95).

Мостонга, уз Кривају и Јегричку, представља један од главних водотока на подручју Бачке. Настаје од низа мањих водотока, који се спајају неколико километара северно од Сомбора. Данас је то каналисани водоток, са регулисаним водним режимом, дуж којег је изграђено шест устава (Рит, Дероње, Каравуково, Озаци, Српски Милетић и Дорослово). Улива се у Букински рит, у близини места Младеново (Mijović и Stojanović, 2007).

Река **Нера** извире у Румунији, на јужним падинама планине Семеник. Укупна дужина тока ове реке је 124 km, од чега се 27 km налази у Србији. На делу тока кроз Србију, од села Кусића где у њу улази, тече као равничарска река. То је бујична река, коју одликују чести високи поплазни таласи, поготово крајем пролећа. У Дунав се улива код места Банатска Паланка (ПЗЗП, 2011). Подручје оивичено токовима река Нера и Караш заштићено је одлуком Покрајинске скупштине („Службени лист АП Војводине“, бр. 14/2015), као Предео изузетних одлика „Караш-Нера“.

Река **Ројга** представља каналисани водоток дужине 12,6 km, који се одликује плитким и уским коритом. Из Румуније у нашу земљу дотиче код места Велики Гај, а у Моравицу се улива у близини насеља Маргита (Ljevnaić-Машић, 2010).

Тамиш представља најкраћу пловну леву притоку Дунава на територији наше земље. Извире у Румунији, на источним падинама планинског система Семеник. У нашу земљу улази код места Јаша Томић и до ушћа у Дунав код Панчева тече

дужином од 118 km. Данашња дужина тока кроз нашу земљу је смањена са првобитних 197 km прокопавањем 43 просека, како би се регулисао велики проблем дуготрајних и обилних високих вода. Природни водни режим Тамиша измењен је и изградњом три уставе (Томашевац, Опово, Панчево), док су на потезу од Јаше Томића до Ботоша и од Ченте до ушћа у Дунав изграђени насипи. Ток Тамиша кроз нашу земљу карактерише и велики број окука, мртваја и старача, а данас је од 118 km његовог тока пловно само 3 km (Гавриловић и Дукић, 2014; Živković и сар., 2017).

Река **Тиса** по дужини свог тока и површини слива представља највећу притоку Дунава у Србији. На подручје наше земље улази из Мађарске и након 164 km тока кроз Србију улива се у Дунав код Сланкамена. Река Тиса настаје код Рахова, спајањем Беле и Црне Тисе, које извиру на обронцима карпатског планинског система Марамуреш. Некадашњи ток Тисе је скраћен пресецањем бројних меандара, док су на њеним обалама грађени и насипи, а код Бечеја брана и акумулација (Гавриловић и Дукић, 2014).

3.1.2 Слив Саве

Слив реке Саве на подручју Србије обухвата површину од 15.687 km². У оквиру овог слива истраживани су токови река Босут, Сава, Студва и Топчидерска река (**Слика 1, Табела 1**). **Сава** представља по количини воде највећу притоку Дунава (Obrađović и Vučković, 2016a), у који се улива код Београда, на његовом 1170. km тока. Њене најзначајније десне притоке у Србији су Колубара и Дрина, док је Босут најзначајнија лева притока (Гавриловић и Дукић, 2014).

Босут као најзначајнија лева притока реке Саве настаје спајањем мањих водотокова Бића и Бераве на подручју Хрватске, код места Церне (Гавриловић и Дукић, 2014). У генетском погледу је то заправо напуштени рукавац Саве (Гавриловић и Дукић, 2014), чија дужина тока кроз Србију износи око 50 km, а у Саву се улива у близини истоименог села Босут (Živković и сар., 2016), где се налази устава којом је регулисан проток воде у Саву. Вишегодишњи мониторинг програм је потврдио да ову реку одликују вредности укупног садржаја органских материја, садржаја нутријената, амонијачног азота, укупног фосфора и

ортофосфата изнад граница дозвољених за добар еколошки статус/потенцијал реке (Крѓтар и сар., 2016).

Река **Студва**, уз реку Спачву, представља главну притоку Босута. Ширина корита ове реке у њеном доњем току достиже и 100 m. Дужине је 39 km и у Босут се улива на подручју Срема, у Моровићу (Гавриловић и Дукић, 2014).

Топчидерска река је десна притока Саве, дужине 26,9 km, која према Правилнику о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода припада типу малих и средњих водотока (Тип 3, „Службени гласник Републике Србије“, бр. 74/2011). Ова река готово целом дужином свог тока протиче кроз зону града - од подавалских насеља до ушћа у Саву низводно од Топчидерског парка. Стога, није изненађујуће да је одликује најлошији еколошки статус (V класа), јер је изложена деловању фактора хидроморфолошких модификација (каналисање тока река), изливању индустријских и комуналних отпадних вода, као и вода пореклом из неуређене канализационе мреже и дивљих депонија (Роровић, 2012; Ћанак Аtлагић и сар., 2016).

3.1.3 Слив Колубаре

Слив **Колубаре** се простире на 3.641 km² (Рetrović и сар., 2015) и правоугаоног је облика (Јовић и сар., 2006). Поред реке Колубаре, у оквиру овог слива истраживани су токови река Градац и Уб.

Колубара представља једну од највећих десних притока реке Саве, која настаје спајањем река Обнице и Јабланице 1 km узводно од Ваљева (Јовић и сар., 2006; Рetrović и сар., 2015), на надморској висини од 195 m, а у Саву се улива у близини Обреновца. Дужина тока реке Колубаре је 86,4 km (Dragićeвић и сар., 2012; Рetrović и сар., 2015).

Градац представља десну притоку Колубаре, дужине тока 17,8 (28) km, која извире испод падина планине Повлен, понире и потом поново извире поред Богатића. Ова река формира клисуру која је заштићена законом као Предео изузетних одлика „Клисура реке Градац“.

Извориште реке **Уб** се налази на падинама планине Влашић, у близини Осечине. Притока је Тамнаве, у коју се улива код места Рупљани. Укупна дужина тока реке Уб је 57 km, при чему је значајно истаћи да је горњи део њеног тока угрожен интензивном ерозијом.

3.1.4 Слив Дрине

Слив реке **Дрине** се у Србији простире на 6.007 km². У оквиру слива Дрине анализирани су токови три реке: Јадар, Лим и Штира.

Река **Јадар** се сматра једином значајнијом притоком Дрине у њеном доњем току (низводно од Зворника). Извориште Јадра се налази на 470 m надморске висине, подно Дебелог Цера (територија општине Осечина), а укупна дужина му је 75 km, са површином слива од 959 km².

Лим представља највећу притоку Дрине, укупне дужине тока 219,6 km. Ова река извире на територији Црне Горе, на падинама Проклетија, истичући из Плавског језера, а у Србију улази код места Добраково, у близини Пријепоља. На Лиму је изградњом хидроелектране формирано вештачко језеро Потпећ, дужине 17-20 km (Гавриловић и Дукић, 2014).

Река **Штира** извире на територији општине Лозница и дренира североисточни део венца Гучево – Борања, при чему је дужина главног тока 20 km, од чега се 72,5% налази у брдско-планинском подручју (Дамњановић и сар., 2016).

3.1.5 Слив Велике Мораве

Непосредни слив **Велике Мораве** се простире на површини од 6.242 km². Површина слива Велике Мораве је густо насељена и изложена бројним хидроморфолошким притисцима, као и различитим изворима загађења (Marković и сар., 2011). У оквиру слива Велике Мораве обрађивани су токови река Црнице, Белице и Ресаве (**Слика 1, Табела 1**).

Река **Црница** извире у месту Сисевац, из крашког врела, а у Велику Мораву се улива у близини села Шавца. Дужина тока Црнице је 32 km, а део њеног корита на територији града Параћин је каналисан.

Белица је лева притока Велике Мораве, у коју се улива у близини села Ланиште. Укупна дужина тока Белице је 26 km, а настаје код истоименог села Белица, спајањем токова речица Вољавице и Бешњаје.

Ресава је десна притока Велике Мораве, у коју се улива у близини Свилајнца, а настаје спајањем токова Карапанциног потока и Злотске реке на обронцима планине Бељанице. Укупна дужина њеног тока је 65,5 km, при чему су делови њене долине заштићени законом (Споменик природе „Лисине“, Споменик природе „Велико врело“, Строги резерват природе „Клисура горње Ресаве“ и Строги резерват природе „Клисура реке Суваје“).

3.1.6 Слив Јужне Мораве

Површина слива **Јужне Мораве** на територији Србије износи 14.372,5 km². **Јужна Морава** представља бујичарску реку, која протиче кроз композитну долину. Ова река настаје код Бујановца од Биначке Мораве и Прешевске Моравице. Укупна дужина њеног тока, до Сталаћа где се улива у Велику Мораву, износи 246 km. Прима велики број притока (157), од којих су Јабланица и Топлица једне од најзначајнијих са леве стране, а Нишава и Власина са десне. Узводно од ушћа Топлице Јужна Морава је дубока до 1 m, и готово свуда се може прегазити (Гавриловић и Дукић, 2014).

Топлица са својих 130 km тока представља највећу леву притоку Јужне Мораве. Настаје код места Мерћеза, спајањем Луковске реке и Терекаруше, два водотока који извиру на источним падинама Копаоника. Одликује је веома варијабилним водним режимом и сматра се да од ње већу амплитуду протицаја у Србији има само Биначка Морава (Гавриловић и Дукић, 2014).

Јабланица је река дужине 75,3 km, која настаје код села Маћедонце, спајањем Туларске реке и Бањске реке. Њена долина низводно од Лебана је плитка и широка, попут равничарских река. Дубина јој је таква да се, изузев за време периода високих вода, може прегазити готово свуда. У Јужну Мораву се улива код Печењевца. Како најчешће у периоду августа и септембра (некад до новембра месеца) пресушује, представља највећу реку сушицу у нашој земљи (узимајући у обзир величину њеног слива) (Гавриловић и Дукић, 2014).

Нишава, која настаје спајањем реке Врбнице и Гинске реке на територији Бугарске (место Тоден; Гавриловић и Дукић, 2014), представља највећу и водом најбогатију притоку Јужне Мораве (Savić и сар., 2013). У нашу земљу улази у близини Димитровграда и кроз Србију тече композитном долином, у дужини од 151 km, до ушћа у Јужну Мораву низводно од Ниша. Дуж тока Нишаве кроз Сићевачку клисуру на два места су изграђене мале хидроелектране, корито реке је на подручју градова Пирота и Ниша каналисано и обложено каменом, док су на неколико деоница дуж њеног тока изграђени и насипи, са циљем заштите од поплава (Гавриловић и Дукић, 2014).

Кутинска река је лева притока Нишаве, дужине око 40 km, која се у њу улива на подручју града Ниша. Извориште ове реке налази се на Сувој планини.

Власина је река дужине 70 km, чија је долина клисураста читавим потезом од бране, којом је формирано Власинско језеро, до Власотинца. То је река бујичарских карактеристика, чији слив је врло подложен ерозији, што услед велике количине суспендованих честица повећава висину поплавних таласа. У Јужну Мораву се улива низводно од села Стајковце (Гавриловић и Дукић, 2014). Већи део подручја Власинске висоравни се од 2007. године налази и на Рамсарској листи влажних подручја од међународног значаја, а заштићен је и на националном нивоу Законом о заштити природе („Службени гласник Републике Србије”, бр. 36/09, 88/10, 91/10 – испр., 14/16 и 95/18-др. закон) као Предео изузетних одлика „Власина“ ("Службени гласник Републике Србије", бр. 25/2018).

3.1.7 Слив Западне Мораве

Слив Западне Мораве простире се на површини од 15.850 km². Река **Западна Морав**а спада у веће реке на подручју Србије. Настаје од Ђетиње и Моравице, чији се токови спајају код села Пилатовићи (у близини Пожеге). Укупна дужина тока Западне Мораве је 210 km, при чему њену композитну долину чине четири котлине, једна клисура и две сутјеске. На подручју Овчарско-Кабларске клисуре саграђене су хидроелектране „Овчар Бања“ и „Међувршје“, док се узводно од Чачка на Западној Морави налази брана „Парменац“, која је иницијално била изграђена са идејом наводњавања овог подручја (Novaković, 2013). Предео

Овчарско-Кабларске клисуре је 2000. године Уредбом Владе Републике Србије проглашен Пределом изузетних одлика („Службени гласник Републике Србије“, бр. 16/2000).

Ђетиња је река дужине 71 km, која настаје на падинама планине Таре, на ободу Креманског басена и представља леву саставницу Западне Мораве (Obradović и Vučković, 2016b). На потезу узводно од Ужица протиче кроз клисуру, кроз коју је у првој половини XX века пролазила пруга уског колосека ка Сарајеву. Покренут је поступак заштите клисуре реке Ђетиње (на потезу узводно од бране „Врутци“) којим би ово подручје добило статус Предела изузетних одлика. Дуж тока реке Ђетиње налазе се три вештачка језера, од којих је највећа вишенаменска акумулација „Врутци“, формирана 1984. године изградњом бране, а са идејом водоснабдевања града Ужица и околине (Obradović и Vučković, 2016b).

Река **Чемерница** представља једну од најзначајнијих левих притока Западне Мораве. Извире на јужним падинама планина Рудник и Суворор и након тока дужине 55 km улива се у Западну Мораву код села Коњевићи, низводно од Чачка. Због једне од њених притока, реке Деспотовице, квалитет воде Чемернице на ушћу у Западну Мораву веома је лош.

Рибница, уз токове Ибра и Расине, представља једну од најважнијих десних притока Западне Мораве (Novaković, 2013). Она настаје на падинама планина Гоч и Столови. Дужина тока Рибнице износи 26 km и река у горњем делу свог тока формира дубоку клисуру. У Западну Мораву се улива на подручју Краљева.

3.1.8 Слив Егејског мора

Река **Пчиња** представља једну од три реке које на подручју наше земље припадају **сливу Егејског мора**. Ова река настаје на падинама планине Дукат, одликује се изразито бујичним током и неповољним водним режимом. На територији Србије налазе се 52 km горњег тока Пчиње, од укупно 135 km тока. На делу свог тока непосредно пре изласка са подручја Србије, река Пчиња је усекла тешко проходну и дубоку клисуру (локалитети S8R1L1 и S8R1L2, **Табела 1**, **Слика 1**). Ова река једна је од најчистијих у Србији, а због препознатљивих природних вредности предела, долина Пчиње је заштићена Уредбом о заштити предела изузетних

одлика „Долина Пчиње“ („Службени гласник Републике Србије”, бр. 55/96, 2/2003).

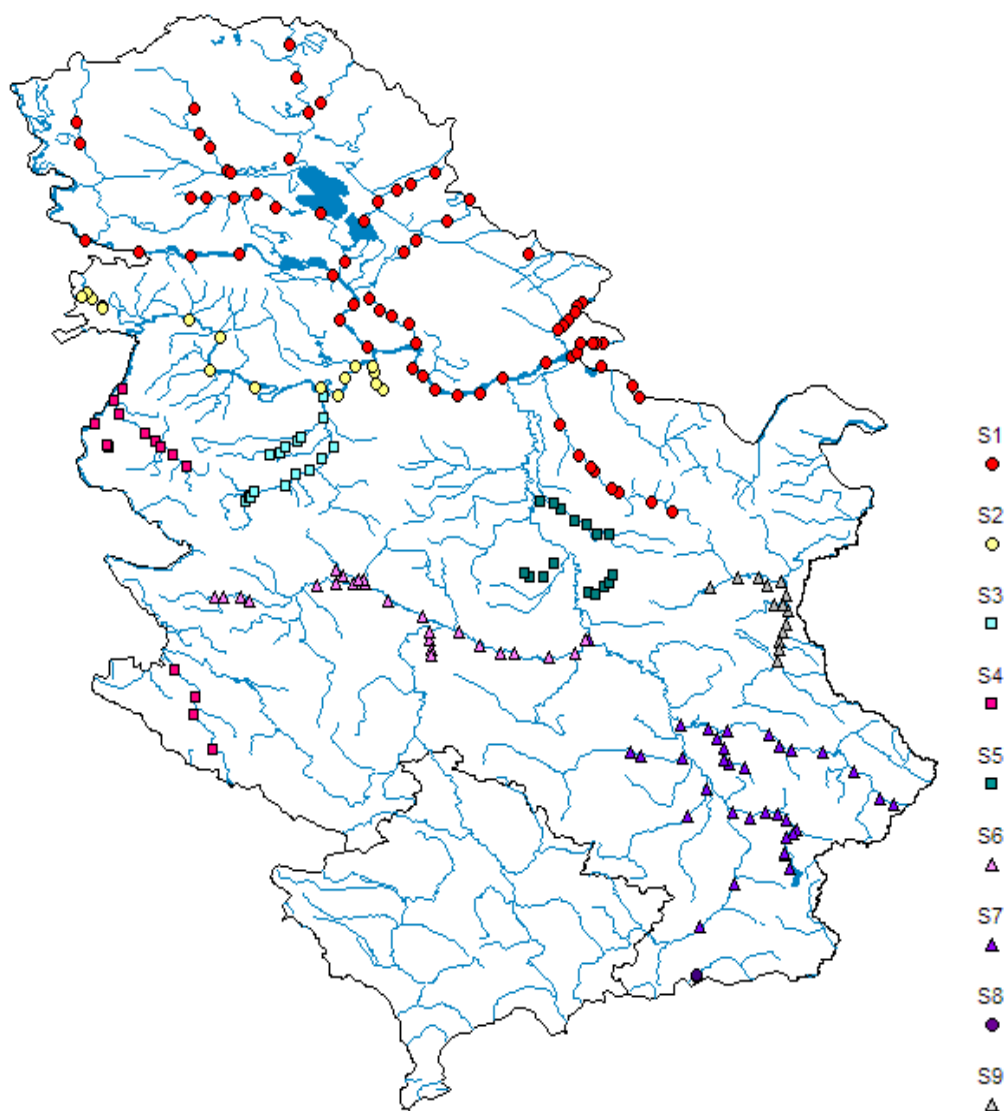
3.1.9 Слив Тимока

Слив Тимока налази се на подручју источне Србије и укупне је површине 4.630 km². Целокупан слив Тимока је под снажним утицајем ерозије, што га издваја од осталих река на овом подручју (Гавриловић и Дукић, 2014).

Бели Тимок настаје спајањем Сврљишког и Трговишког Тимока у Књажевцу. Укупна дужина тока ове реке износи 49 km (Branков и сар., 2012), при чему протиче кроз широку и густо насељену долину.

Грлишка река је лева притока Белог Тимока, која настаје испод падина планина Тупижнице, Црног врха и Слемен планине, спајањем неколико мањих водотокова. Укупна дужина тока Грлишке реке је 28,5 km, а у Бели Тимок се улива 4 km северно од села Вратершнице. На овој реци је изграђена брана „Грлиште“, чиме је формирана вештачка акумулација, позната као Грлишко језеро, која је у функцији од 1990. године. Циљ изградње ове акумулације био је вишеструк: водоснабдевање домаћинства града Зајечара, регулација високих вода Грлишке реке, рекреација и спортски риболов (Stefanović и сар., 2007).

Црни Тимок извире из крашких врела три пећине у близини места Криви Вир, на јужним обронцима планине Кучај. Дугачак је 84 km (82,5 km; Branков и сар., 2012) и тече кроз композитну долину. На једном од долињских меандара Црног Тимока налази се Гамзиградска бања, са лековитим термалним изворима температуре од 26°C до 42°C. Спајањем токова Црног и Белог Тимока у близини Зајечара настаје река Тимок, која представља последњу десну притоку Дунава у Србији (Гавриловић и Дукић, 2014).



Слика 1. Истраживани локалитети дуж речних токова Србије (ознаке сливова у складу са Табелом 1).

3.1.10 Хидросистем Дунав-Тиса-Дунав (ХС ДТД)

Хидросистем Дунав-Тиса-Дунав (ХС ДТД) представља највећи хидротехнички комплекс на територији Европе (без подручја европске Русије), чија је укупна дужина 277 km (Гавриловић и Дукић, 2014). Изградња ХС ДТД омогућила је уређење вода и регулисање проблема поплава на територији Војводине. Изградњом сложене и разгранате мреже канала у оквиру овог хидросистема омогућено је одводњавање и наводњавање великог подручја на територији Бачке и Баната. Интензивна изградња канала трајала је 20 година (период 1957-1977.

године). Изградња система за одводњавање на подручју Баната започета је у другој половини XIX века, изградњом одбрамбених насипа, одводних канала и црпних пумпи (Miloradović, 2002б; Milošev, 2002). Изградња система за наводњавање отпочела је крајем XIX века, изградњом канала који је осим за наводњавање, служио и за водоснабдевање и пловидбу (Dragović и сар., 2005). Такође, приликом изградње огранака магистралног канала ХС ДТД коришћена су и речна корита Златице, Старог Бегеја, Тамиша и Караша у Банату, односно Мостонге и Јегричке на подручју Бачке (Гавриловић и Дукић, 2014).

Банатски део ДТД система канала (148 km дужине) почиње код Падеја и Новог Бечеја, где се мрежа ХС ДТД спаја са реком Тисом, а завршава се код Банатске Паланке, на Дунаву, пружајући се притом у правцу североисток-југоисток (Ljevnaić-Машић, 2010).

Канал **Банатска Паланка-Нови Бечеј** представља главни и магистрални канал у оквиру ХС ДТД. Почетна тачка канала је водозахват на реци Тиси у близини Новог Бечеја, својим током дугим 147 km овај канал пресеца и обједињује низ банатских водотокова и улива се у Дунав код Банатске Паланке (Likić, 2002). Дуж овог канала налази се низ устава (Нови Бечеј, Ботош, Стајићево, Томашевац, Кајтасово), као и брана код Новог Бечеја, које у великој мери утичу на његову хидролошку ситуацију (Ljevnaić-Машић, 2010).

Кикиндски канал започиње од устава у месту Сајан и улива се у канал Банатска Паланка-Нови Бечеј на његовом 133. km. Дуж његовог тока од 50,3 km налазе се две устава за водоснабдевање (Сајан и Падеј). Овај канал је одговоран за одводњавање великог подручја северног Баната, а дуж 37 km његовог тока пројектовани су насипи (Miloradović, 2002б; Ljevnaić-Машић, 2010).

Бачки део система канала (129,67 km дужине) почиње код Бездана, где устава снабдева водом из Дунава бачки део ХС ДТД (Rajić, 2002), на споју са каналом Пригревица – Бездан, а завршава се код Бечеја, преводницом на реци Тиси (Lazić, 2006).

Канал **Бечеј – Богојево** представља најдужи магистрални канал на територији Бачке. Укупна дужина овог канала је 90 km, од почетне тачке на преводници на

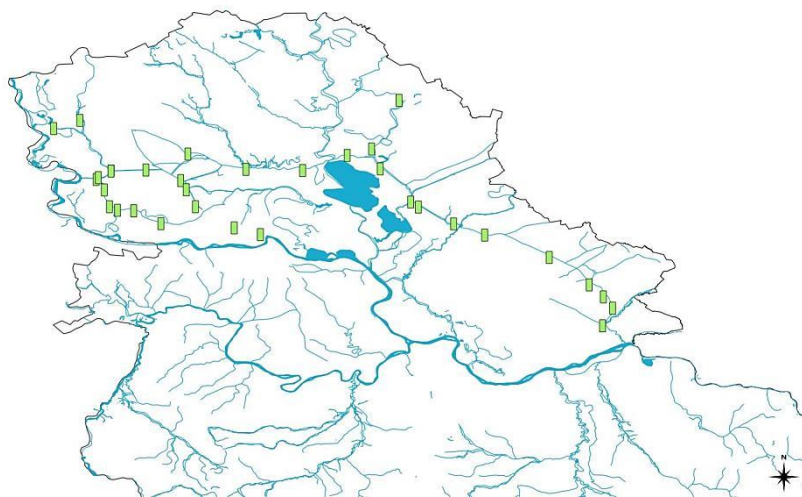
реци Тиси у Бечеју до завршне преводнице на Дунаву у Богојево. Водни режим овог канала регулишу још и устава у Куцури и црпна станица Богојево. У воде овог канала се, посредством канала Врбас-Бездан, уливају непречишћене отпадне воде неколико насеља и прехрамбених индустријских постројења, услед чега се одликује великим органским загађењем (Grabić и сар., 2011; Pešić и сар., 2015).

Канал **Бачки Петровац – Каравуково** пружа се од рачве на ушћу у канал Нови Сад – Савино Село у Бачком Петровцу, до рачве на каналу Бечеј – Богојево, код Каравукова. Укупна дужина тока овог канала износи 52 km. Слабије је проточан у односу на друге канале ХС ДТД, а плован је само за мање пловне објекте. Дуж тока овог канала налазе се две уставе - Бач и Оџаци (Lazić, 2006).

Нови Сад – Савино Село се пружа у дужини тока од 39,11 km, од преводнице у Новом Саду на Дунаву до рачве на ушћу у канал Бечеј – Богојево у Савином Селу. Дуж тока канала Нови Сад – Савино Село налазе се две уставе (Нови Сад и Деспотово) и бродска преводница у Новом Саду. Представља један од најважнијих канала ХС ДТД по интензитету пловидбе, а такође га, као последицу положаја, карактерише и највећа проточност (Lazić, 2006).

Канал **Врбас - Бездан** представља узводну деоницу **Великог бачког канала**, која се пружа од преводнице на Дунаву код Бездана до преводнице и уставе у Врбасу, укупном дужином од 80,9 km (Stojanović и сар., 2014). Заједно са деоницом канала Бечеј – Богојево представља главну артерију ХС ДТД на подручју Бачке (Vučković и Obradović, 2016). Једним делом свог тока заштићен је II режимом заштите, као Специјални резерват природе „Горње Подунавље“ („Службени гласник Републике Србије“, бр. 45/2001; 81/2008 и 107/2009). На потезу од Бачког Моноштора до Врбаса ток Великог Бачког канала је усечен у лесни плато, док од Врбаса пресеца Црну Бару (Stojanović и Мijović, 2008). На овој деоници Великог Бачког канала налазе се три преводнице (Бездан, Мали Стапар и Врбас) и две црпне станице у Бездану, преко којих се снабдева водом из Дунава, при неповољним хидротехничким условима (Lazić, 2006; Stojanović и сар., 2014). Данас је то један од најзагађенијих водотока у Србији, при чему је проблем загађења у порасту од краја XX века, а као последица отпадних вода многих

постројења прехранбене индустрије и изливања непречишћених комуналних отпадних вода Куле и Врбаса (Stojanović и сар., 2014).



Слика 2. Истраживани локалитети дуж канала мреже ХС ДТД на територији АП Војводине.

Табела 1. Преглед истраживаних локалитета у рипаријалној зони речних токова.

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
1	Бегеј	S1R1	1	Итебеј	S1R1L1	+ 45.55812, + 20.71652	82	Дунав (S1)
			2	Мужља	S1R1L2	+ 45.35955, + 20.39945	83	
			3	Торак	S1R1L3	+ 45.51188, + 20.60397	91	
			4	Житиште	S1R1L4	+ 45.48860, + 20.54700	81	
			5	Клек	S1R1L5	+ 45.44012, + 20.45782	72	
2	Дунав	S1R2	1	Нови Сад	S1R2L1	+ 45.228928, + 19.832611	69	Дунав (S1)
			2	Сремски Карловци	S1R2L2	+ 45.203998, + 19.942569	75	
			3	Бачко Ново Село	S1R2L3	+ 45.285532, + 19.138010	78	
			4	Бегеч	S1R2L4	+ 45.220443, + 19.616558	68	
			5	Стари Сланкамен	S1R2L5	+ 45.144760, + 20.256546	76,5	
			6	Белегиш	S1R2L6	+ 45.023894, + 20.353584	76,5	
			7	Нови Бановци	S1R2L7	+ 44.960478, + 20.285302	94,5	
			8	Земун	S1R2L8	+ 44.850157, + 20.409725	77	
			9	Винча	S1R2L9	+ 44.769025, + 20.618830	85	
			10	Ритопек	S1R2L10	+ 44.738476, + 20.659097	83	
			11	Гроцка	S1R2L11	+ 44.680050, + 20.717600	91	
			12	Ковин – Мало Баваниште	S1R2L12	+ 44.727195, + 21.019359	78	
			13	Банатска Паланка	S1R2L13	+ 45.234228, + 19.380939	80	
			14	Дубовац	S1R2L14	+ 44.788597, + 21.213537	67	
			15	Орешац	S1R2L15	+ 44.655441, + 20.819565	74	
			16	Смедерево	S1R2L16	+ 44.668355, + 20.923453	77	
			17	Рам	S1R2L17	+ 44.816070, + 21.333211	86	
			18	Винци	S1R2L18	+ 44.698906, + 21.604457	75,5	
			19	Сребрно језеро	S1R2L19	+ 44.772981, + 21.466641	90,5	
			20	Голубац	S1R2L20	+ 44.652852, + 21.638920	73,5	
3	Златица	S1R3	1	Сајан - Падеј	S1R3L1	+ 45.83715, + 20.20592	75	Дунав (S1)
4	Јегричка	S1R4	1	Змајево	S1R4L1	+ 45.45347, + 19.68765	78	Дунав (S1)
			2	Равно Село	S1R4L2	+ 45.45315, + 19.61417	78	
			3	Сириг	S1R4L3	+ 45.45528, + 19.80907	77	
			4	Темерин	S1R4L4	+ 45.46717, + 19.91363	74	

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
5	Караш	S1R5	5	Госпођинци	S1R4L5	+ 45.41817, + 19.99980	74	Дунав (S1)
			1	Куштиљ	S1R5L1	+ 45.03407, + 21.38191	84	
			2	Војводинци	S1R5L2	+ 45.01546, + 21.352813	84	
			3	Добричево	S1R5L3	+ 44.99440, + 21.35223	83	
			4	Стража	S1R5L4	+ 44.96272, + 21.31610	83	
			5	Јасеново	S1R5L5	+ 44.93996, + 21.29221	81,7	
6	Криваја	S1R6	1	Србобран 1	S1R6L1	+ 45.56040, + 19.78410	40	Дунав (S1)
			2	Србобран 2	S1R6L2	+ 45.55198, + 19.79662	52	
			3	Фекетић	S1R6L3	+ 45.65820, + 19.70682	20	
			4	Мали Иђош	S1R6L4	+ 45.71052, + 19.65978	32	
			5	Бачка Топола	S1R6L5	+ 45.80942, + 19.63098	40	
7	Млава	S1R7	1	Жагубица	S1R7L1	+ 44.191664, + 21.783849	350	Дунав (S1)
			2	Изварица – Рибаре	S1R7L2	+ 44.229233, + 21.69053	274	
			3	Горњачка клисура	S1R7L3	+ 44.266116, + 21.544319	180	
			4	Шетоње	S1R7L4	+ 44.282626, + 21.509394	168	
			5	Лесковац	S1R7L5	+ 44.355314, + 21.436306	128	
			6	Петровац на Млави	S1R7L6	+ 44.372792, + 21.421359	124	
			7	Трновче	S1R7L7	+ 44.4181, + 21.365124	111	
			8	Мало Црниће	S1R7L8	+ 44.544419, + 21.279245	99	
8	Мостонга	S1R8	1	Пригревица	S1R8L1	+ 45.67655, + 19.12117	81	Дунав (S1)
			2	Сомбор	S1R8L2	+ 45.75865, + 19.09872	83	
9	Нера	S1R9	1	Кусић	S1R9L1	+ 44.87103, + 21.47295	89,3	Дунав (S1)
			2	Кусић 2	S1R9L2	+ 44.86992, + 21.43983	95	
			3	Бела Црква	S1R9L3	+ 44.87280, + 21.42572	93	
			4	Врачев Гај	S1R9L4	+ 44.86810, + 21.37042	79	
			5	Стара Паланка	S1R9L5	+ 44.832963, + 21.354712	81	
10	Ројга	S1R10	1	Плантиште	S1R10L1	+ 45.22851, + 21.13600	88	Дунав (S1)
			2	Велики Гај	S1R10L2	+ 44.86810, + 21.37042	81	
11	Тамиш	S1R1	1	Панчево	S1R1L1	+ 44.87067, + 20.63220	77	Дунав (S1)
			2	Јабука	S1R1L2	+ 44.94472, + 20.59708	75	
			3	Глогоњ	S1R1L3	+ 44.97673, + 20.52360	83	
			4	Сефкерин	S1R1L4	+ 45.00410, + 20.46800	80	
			5	Опово	S1R1L5	+ 45.05115, + 20.41871	83	

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
			6	Орловат	S1R1L6	+ 45.23682, + 20.57964	79	
			7	Ботош	S1R1L7	+ 45.28602, + 20.63433	81	
			8	Сечањ	S1R1L8	+ 45.35812, + 20.77037	73	
			9	Јаша Томић	S1R1L9	+ 45.44392, + 20.87277	78	
12	Тиса	S1R12	1	Ада	S1R12L1	+ 45.79920, + 20.14780	79	Дунав (S1)
			2	Бечеј	S1R12L2	+ 45.60952, + 20.05795	83	
			3	Мост ЗР-Жабалъ	S1R12L3	+ 45.39332, + 20.20530	88	
			4	Тител	S1R12L4	+ 45.19945, + 20.31182	78	
			5	Сента	S1R12L5	+ 45.93447, + 20.09149	80	
			6	Кањижа	S1R12L6	+ 46.07330, + 20.05847	79	
13	Босут	S2R1	1	Моровић	S2R1L1	+ 45.020353, + 19.223151	75	Сава (S2)
			2	мост на АП	S2R1L2	+ 45.048486, + 19.172777	78	
			3	канал Смогва	S2R1L3	+ 45.074625, + 19.145546	79	
			4	Батровци	S2R1L4	+ 45.052946, + 19.123705	87	
14	Сава	S2R2	1	Барич – Умка	S2R2L1	+ 44.66082, + 20.28100	84	Сава (S2)
			2	Хртковци	S2R2L2	+ 44.88982, + 19.75162	84	
			3	Прово	S2R2L3	+ 44.68979, + 19.90944	87	
			4	Сремска Митровица	S2R2L4	+ 44.96155, + 19.61317	87	
			5	Шабац	S2R2L5	+ 44.76147, + 19.70679	85	
			6	Обреновац	S2R2L6	+ 44.68647, + 20.20290	76	
			7	Остружница	S2R2L7	+ 44.72702, + 20.31084	70	
			8	Београд - Ада	S2R2L8	+ 44.77266, + 20.36087	74	
15	Студва	S2R3	1	Моровић	S2R3L1	45.007545, 19.216759	74	Сава (S2)
16	Топчидерска река	S2R4	1	Пиносава	S2R4L1	+ 44.68078, + 20.48215	131	Сава (S2)
			2	Ресник	S2R4L2	+ 44.70604, + 20.44883	107	
			3	Раковица	S2R4L3	+ 44.75338, + 20.44651	96	
			4	Топчидерски парк	S2R4L4	+ 44.77875, + 20.43954	86	
17	Градац	S3R1	1	Манастир Ћелије	S3R1L1	+ 44.23307, + 19.86295	249	Колубара (S3)
			2	Градска плажа	S3R1L2	+ 44.25550, + 19.88803	207	
			3	Вајати	S3R1L3	+ 44.24575, + 19.88613	199	
			4	Дегурић	S3R1L4	+ 44.24232, + 19.88877	214	
18	Колубара	S3R2	1	Ратковац	S3R2L1	+ 44.339028, + 20.090857	133	Колубара (S3)
			2	Лајковац	S3R2L2	+ 44.356306, + 20.153737	122	
			3	Јабучје	S3R2L3	+ 44.400336, + 20.210452	97	

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)				
			4	Цветојевац	S3R2L4	+ 44.444951, + 20.265245	90					
			5	Дивци	S3R2L5	+ 44.29028, + 20.04792	145					
			6	пут ка Белошеvcу	S3R2L6	+ 44.26873, + 19.90933	182					
			7	Пољане	S3R2L7	+ 44.567824, + 20.214914	84					
			8	Обреновац	S3R2L8	+ 44.653029, + 20.217283	64					
			19	Уб	S3R3	1	Докмир		S3R3L1	+ 44.41493, + 19.97555	113	Колубара (S3)
			2	Звиздар	S3R3L2	+ 44.42850, + 20.02535	108					
			3	Гуњевац	S3R3L3	+ 44.44835, + 20.04918	102					
4	Стубленица	S3R3L4	+ 44.47470, + 20.10177	100								
5	Шарбане	S3R3L5	+ 44.48997, + 20.11947	89								
20	Јадар	S4R1	1	Лешница	S4R1L1	+ 44.684482, + 19.312385	106	Дрина (S4)				
			2	Јелав	S4R1L2	+ 44.632905, + 19.273774	112					
			3	Горњи Добрић	S4R1L3	+ 44.580774, + 19.30042	107					
			4	Драгинац	S4R1L4	+ 44.505293, + 19.412354	133					
			5	Гајићи	S4R1L5	+ 44.470241, + 19.465057	149					
			6	Завлака	S4R1L6	+ 44.44953, + 19.487959	154					
			7	Комирић	S4R1L7	+ 44.413597, + 19.537701	175					
			8	Осечина	S4R1L8	+ 44.371614, + 19.597697	202					
21	Лим	S4R2	1	Прибој	S4R2L1	+ 43.553129, + 19.543183	395	Дрина (S4)				
			2	Дренова	S4R2L2	+ 43.438412, + 19.637935	441					
			3	Коловрат	S4R2L3	+ 43.372889, + 19.630433	457					
			4	Бродарево	S4R2L4	+ 43.23375, + 19.71850	501					
22	Штира	S4R3	1	Зајача – пре топионице	S4R3L1	+ 44.44567, + 19.25320	380	Дрина (S4)				
			2	Зајача – после топионице	S4R3L2	+ 44.45268, + 19.24527	308					
			3	Пасковац	S4R3L3	+ 44.481227, + 19.234957	239					
			4	Воћњак	S4R3L4	+ 44.501671, + 19.251453	159					
			5	Вискоза	S4R3L5	+ 44.54323, + 19.18967	116					
			6	Лозница	S4R3L6	+ 44.532182, + 19.219765	126					
23	Белица	S5R1	1	Јагодина	S5R1L1	+ 43.97725, + 21.25750	124	Велика Морава (S5)				
			2	Шуљковац	S5R1L2	+ 43.92837, + 21.20641	157,2125					
			3	Бунар	S5R1L3	+ 43.92598, + 21.14836	178,232					
			4	Белица	S5R1L4	+ 43.94020, + 21.12539	192,7089					
24	Црница	S5R2	1	Параћин	S5R2L1	+ 43.86319, + 21.41030	140	Велика Морава (S5)				

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
			2	Главица	S5R2L2	+ 43.85893, + 21.44471	152	
			3	Бошњане	S5R2L3	+ 43.88442, + 21.48154	174	
			4	Поповац	S5R2L4	+ 43.90161, + 21.50605	193	
			5	Забрега	S5R2L5	+ 43.93450, + 21.52028	255	
25	Ресава	S5R3	1	Двориште	S5R3L1	+ 44.09588, + 21.50672	241	Велика Морава (S5)
			2	Деспотовац	S5R3L2	+ 44.09702, + 21.45190	194	
			3	Плажане	S5R3L3	+ 44.13490, + 21.40171	164	
			4	Медвеђа	S5R3L4	+ 44.15159, + 21.35199	156	
			5	Седларе	S5R3L5	+ 44.19989, + 21.28989	125	
			6	Луковица	S5R3L6	+ 44.22052, + 21.25813	114	
			7	Свилајнац	S5R3L7	+ 44.23271, + 21.19385	107	
26	Ђетиња	S6R1	1	Севојно	S6R1L1	+ 43.833899, + 19.879305	374	Западна Морава (S6)
			2	Врутци	S6R1L2	+ 43.849357, + 19.725775	562,7	
			3	Стапари	S6R1L3	+ 43.844662, + 19.7642	516	
			4	Ужице	S6R1L4	+ 43.851369, + 19.844099	417	
27	Западна Морава	S6R2	1	Чукојевац	S6R2L1	+ 43.70642, + 20.82893	184	Западна Морава (S6)
			2	Опланићи	S6R2L2	+ 43.76628, + 20.66460	203	
			3	Мрчајевци	S6R2L3	+ 43.83315, + 20.50300	224	
			4	Чачак	S6R2L4	+ 43.89853, + 20.35025	238	
			5	Риђаге	S6R2L5	+ 43.89934, + 20.27352	253	
			6	Овчар Бања	S6R2L6	+ 43.89646, + 20.18608	284	
			7	Шанац	S6R2L7	+ 43.62062, + 21.34706	144	
			8	Кукљин	S6R2L8	+ 43.60239, + 21.23356	146	
			9	Сталаћ	S6R2L9	+ 43.67228, + 21.39653	145	
			10	Трстеник	S6R2L10	+ 43.62460, + 21.01666	171	
			11	Врњци	S6R2L11	+ 43.65386, + 20.92252	174	
			12	Медвеђа	S6R2L12	+ 43.62520, + 21.07417	167	
28	Рибница	S6R3	1	Трешњар	S6R3L1	+ 43.676465, + 20.69053	230	Западна Морава (S6)
			2	Драгосинци	S6R3L2	+ 43.637052, + 20.702298	251	
			3	Краљево	S6R3L3	+ 43.709209, + 20.695943	202	
			4	Каменица	S6R3L4	+ 43.611995, + 20.701322	294	
29	Чемерница	S6R4	1	Коњевићи	S6R4L1	+ 43.901386, + 20.404185	241	Западна Морава (S6)
			2	Прељина	S6R4L2	+ 43.915433, + 20.400107	240	
			3	Љубић	S6R4L3	+ 43.920263, + 20.374725	257	
			4	Трбушани	S6R4L4	+ 43.936662, + 20.303331	260	

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
30	Власина	S7R1	5	Миоковци	S6R4L5	+ 43.95571, + 20.275013	294	Јужна Морава (S7)
			1	Стајковце	S7R1L1	+ 42.982971, + 22.059773	250	
			2	Власотинце	S7R1L2	+ 42.961297, + 22.139881	269	
			3	Доњи Дејан	S7R1L3	+ 42.979733, + 22.207913	306	
			4	Свође	S7R1L4	+ 42.975128, + 22.264562	320	
			5	Тегушница	S7R1L5	+ 42.949557, + 22.304059	369	
			6	Састав Река	S7R1L6	+ 42.911598, + 22.346571	525	
			7	Горње Гарџе	S7R1L7	+ 42.895835, + 22.332696	615	
			8	Добро Поље	S7R1L8	+ 42.883782, + 22.301233	722	
			9	Црна Трава	S7R1L9	+ 42.814078, + 22.292893	945	
			10	Штутгарт	S7R1L10	+ 42.814151, + 22.29592	951	
11	Власина	S7R1L1	+ 42.757405, + 22.319762	1185				
31	Јабланица	S7R2	1	Синковце	S7R2L1	+ 42.96612, + 21.85585	256	Јужна Морава (S7)
			2	Живково	S7R2L2	+ 43.07360, + 21.94023	225	
32	Јужна Морава	S7R3	1	Сталаћ	S7R3L1	+ 43.67690, + 21.41114	145	Јужна Морава (S7)
			2	Врање	S7R3L2	+ 42.51888, + 21.91181	389	
			3	Владичин Хан	S7R3L3	+ 42.69463, + 22.06463	332	
33	Кутинска река	S7R4	1	Доњи Душник	S7R4L1	+ 43.163745, + 22.111301	410	Јужна Морава (S7)
			2	Краставче	S7R4L2	+ 43.18064, + 22.044668	348	
			3	Гацин Хан	S7R4L3	+ 43.194577, + 22.022611	290	
			4	Тасковићи	S7R4L4	+ 43.236963, + 22.01697	259	
			5	Кутин	S7R4L5	+ 43.277002, + 21.986182	228	
34	Нишава	S7R5	1	Поповац	S7R5L1	+ 43.330455, + 21.822299	182	Јужна Морава (S7)
			2	Ниш	S7R5L2	+ 43.320373, + 21.947798	205	
			3	Просек	S7R5L3	+ 43.307908, + 22.032476	219	
			4	Крупац	S7R5L4	+ 43.29372, + 22.221304	276	
			5	Моклиште	S7R5L5	+ 43.244388, + 22.266563	282	
			6	Бела Паланка	S7R5L6	+ 43.232208, + 22.320579	286	
			7	Црноклиште	S7R5L7	+ 43.221552, + 22.462444	340	
			8	Пирот	S7R5L8	+ 43.144331, + 22.60404	377	
			9	Димитровград	S7R5L9	+ 43.016781, + 22.782222	431	
			10	Обреновац	S7R5L10	+ 43.035839, + 22.718128	459	
35	Топлица	S7R6	1	Прокупље	S7R6L1	+ 43.22308, + 21.60075	267	Јужна Морава (S7)
			2	Влахово	S7R6L2	+ 43.21112, + 21.64783	235	
			3	Дољевац	S7R6L3	+ 43.20406, + 21.83001	202	

#	река	ознака реке у анализи	бр. лок.	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.	речни слив (ознака у анализи)
36	Пчиња	S8R1	1	Манастир	S8R1L1	+ 42.315796, + 21.890874	447	Слив Егејског мора (S8)
			2	Гранични прелаз	S8R1L2	+ 42.329694, + 21.894184	420	
37	Бели Тимок	S9R1	1	Грљан	S9R1L1	+ 43.85563, + 22.297153	146	Тимок (S9)
			2	Мали Београд	S9R1L2	+ 43.79077, + 22.308477	153	
			3	Боровац	S9R1L3	+ 43.73776, + 22.298242	163	
			4	пут ка Врбици	S9R1L4	+ 43.71072, + 22.284374	172	
			5	Дебелица	S9R1L5	+ 43.665929, + 22.265566	187	
			6	Равна	S9R1L6	+ 43.636635, + 22.267095	193	
			7	Књажевац	S9R1L7	+ 43.58877, + 22.262848	220	
38	Грлишка река	S9R1	1	Грлиште	S9R1L1	+ 43.813693, + 22.243642	171	Тимок (S9)
			2	Вратершница	S9R1L2	+ 43.814969, + 22.285114	156	
39	Црни Тимок	S9R3	1	Зајечар	S9R3L1	+ 43.911452, + 22.276014	130	Тимок (S9)
			2	Звездан	S9R3L2	+ 43.897603, + 22.215681	142	
			3	Гамзиградска бања	S9R3L3	+ 43.924133, + 22.171735	156	
			4	Селиште	S9R3L4	+ 43.927371, + 22.08511	193	
			5	Боговина	S9R3L5	+ 43.882873, + 21.95778	222	

Табела 2. Преглед истраживаних локалитета у рипаријалној зони канала мреже ХС ДТД.

#	деоница канала ДТД	ознака у анализи	бр. лок	локалитет	ознака локалитета у анализи	координате локалитета	нмв.
1	Банатска Паланка – Нови Бечеј	К1К1	1	Меленци	К1К1Л3	+ 45.54272, + 20.33865	83
			2	Стража	К1К1Л4	+ 44.97411, + 21.28817	82
			3	Гребенац	К1К1Л2	+ 44.90237, + 21.24677	84
			4	Јерменовци – Јаношик	К1К1Л5	+ 45.18110, + 21.02900	87
			5	Потпорањ	К1К1Л6	+ 45.02057, + 21.25020	96
			6	Влајковац	К1К1Л7	+ 45.06968, + 21.19211	90
			7	Ботош	К1К1Л1	+ 45.318306, + 20.638585	82,5
			8	Јарковац	К1К1Л11	+ 45.272575, + 20.765215	86,5
			9	Лазарево	К1К1Л8	+ 45.386952, + 20.494497	88,5
			10	Клек	К1К1Л9	+ 45.407239, + 20.462808	91,5
			11	Нови Бечеј	К1К1Л10	+ 45.597652, + 20.203647	87
2	Бечеј - Богојево	К1К2	1	Оџаци – Српски Милетић	К1К2Л1	+ 45.53439, + 19.23901	92
			2	Лалић – Руски Кртур	К1К2Л2	+ 45.53782, + 19.38152	87
			3	Кула	К1К2Л3	+ 45.60301, + 19.55290	95
			4	Србобран	К1К2Л4	+ 45.54106, + 19.78979	86
			5	Бачко Градиште	К1К2Л5	+ 45.53584, + 20.02152	78
3	Каравуково – Бачки Петровац	К1К3	1	Бач 1	К1К3Л1	+ 45.37368, + 19.26535	90,6
			2	Бач 2	К1К3Л2	+ 45.38802, + 19.23240	87
			3	Каравуково 1	К1К3Л3	+ 45.49960, + 19.17807	83
			4	Каравуково 2	К1К3Л4	+ 45.50692, + 19.18690	86
			5	Дероње	К1К3Л5	+ 45.45685, + 19.21122	92
			6	Товаришево	К1К3Л6	+ 45.37190, + 19.33162	88
			7	Нова Гајдобра	К1К3Л7	+ 45.31948, + 19.44268	88
			8	Оџаци	К1К3Л8	+ 45.53377, + 19.23890	87
4	Нови Сад – Савино Село	К1К4	1	Савино Село	К1К4Л1	+ 45.49482, + 19.52365	88
			2	Кулпин	К1К4Л2	+ 45.38818, + 19.58388	93
			3	Деспотово	К1К4Л3	+ 45.45742, + 19.54633	90
			4	Нови Сад	К1К4Л4	+ 45.27422, + 19.84918	82
			5	Руменка	К1К4Л5	+ 45.30193, + 19.74212	91
5	Велики бачки канал	К1К5	1	Сомбор	К1К5Л1	+ 45.74065, + 19.11116	88,52
			2	Апатин	К1К5Л2	+ 45.70713, + 19.00447	88
6	Кикиндски канал	К1К6	1	Кикинда	К1К6Л1	+ 45.82197, + 20.41592	77,85
			2	Башаид	К1К6Л2	+ 45.623673, + 20.303297	88

3.2 Подаци о истраживаним врстама

Преглед одабраних инвазивних врста, са основним подацима о њиховој животној форми, пореклу (нативном ареалу) и степену инвазивности, уз ознаке које су за сваку од варијабли коришћене у нумеричким анализама за груписање (животна форма, порекло, степен инвазивности) дат је у **Табели 1**.

Табела 3. Основни подаци о животној форми, пореклу и степену инвазивности истраживаних таксона.

таксон	животна форма	ознака у анализи	порекло	ознака у анализи	степен инвазивности*	ознака у анализи
<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	терофита	T	Азија	As	-	SI
<i>Acer negundo</i> L.	фанерофита	P	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	фанерофита	P	Азија	As	јачо инвазивна	JI
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	терофита	T	Северна Америка	NAm	потенцијално инвазивна	PI
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	терофита	T	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	нанофанерофита	NP	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Asclepias syriaca</i> L.	геофита	G	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) Vent.	фанерофита	P	Азија	As	потенцијално инвазивна	PI
<i>Datura stramonium</i> L.	терофита	T	Централна и Јужна Америка	CSAm	потенцијално инвазивна	PI
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	терофита	T	Азија	As	јачо инвазивна	JI
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. & A. Gray	терофита	T	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	терофита	T	Африка и Азија	AfAs	потенцијално инвазивна	PI
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	терофита	T	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI
<i>Erigeron canadensis</i> L.	терофита	T	Северна Америка	NAm	јачо инвазивна	JI

таксон	животна форма	ознака у анализи	порекло	ознака у анализи	степен инвазивности*	ознака у анализи
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	фанерофита	P	Северна Америка	NAm	спорадично инвазивна	SI
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	геофита	G	Северна Америка	NAm	јако инвазивна	JI
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	лијана	L	Северна Америка	NAm	спорадично инвазивна	JI
<i>Paspalum distichum</i> L.	терофита	T	Северна и Централна Америка, Аустралија и Океанија	NCAmOc	јако инвазивна	JI
<i>Phytolacca americana</i> L.	геофита	G	Северна Америка	NAm	спорадично инвазивна	SI
<i>Reynoutria×bohemica</i> J. Chrtek & A. Chrtkova	хемикриптофита	H	Азија	As	потенцијално инвазивна	SI
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	фанерофита	P	Северна Америка	NAm	јако инвазивна	JI
<i>Solidago gigantea</i> Aiton	хемикриптофита	H	Северна Америка	NAm	јако инвазивна	SI
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	геофита	G	Европа и Азија	EuAs	спорадично инвазивна	SI
<i>Symphotrichum</i> spp.	хемикриптофита	H	Северна Америка	NAm	јако инвазивна	JI
<i>Xanthium strumarium</i> L.subsp. <i>italicum</i> (Moretti) D. Löve	терофита	T	Централна и Јужна Америка	CSAm	спорадично инвазивна	SI
<i>Xanthium spinosum</i> L.	терофита	T	Јужна Америка	SAm	потенцијално инвазивна	PI

* у складу са Лазаревић и сар. (2012б)

***Abutilon theophrasti* Medik. 1787**

Abutilon theophrasti је једногодишња широколисна биљна врста (животна форма терофита - Т), из породице слезова (Malvaceae), у народу позната као теофрастова липица, жути слез или жутослез. Ова врста води порекло из умерених и тропских предела југоисточне Азије (Vrbničanin и сар., 2008а; Nikolić и сар., 2014), одакле је у Европу (Шлезивија, Немачка) доспела на прелазу XVI и XVII века (Вожа, 2011а; Nikolić и сар., 2014), што значи да се у односу на време интродукције сматра неофитом (*sensu* Рушек и сар., 2004). Натурализована је на подручју северне, западне, југоисточне Европе и Медитерана, као и на северноамеричком континенту и на подручју северне Африке (Nikolić и сар., 2014). Док поједини аутори сматрају да је унешена намерно (Nikolić и сар., 2014), други подаци указују на супротно, односно на случајан начин уношења ове врсте (Вожа, 2011а). Даље ширење ове врсте на подручју Европе је првенствено резултат транспорта на машинама и оруђу за рад и као контаминант семенског материјала (Вожа, 2011а; Vrbničanin, 2015). У нашој земљи је њено присуство у баштама, окућницама и крај путева забележио још Панчић (1874), док је данас широко распрострањена на подручју Србије и јавља се у различитим типовима станишта, првенствено оним која су под снажним антропогеним утицајем, попут обрадивих површина, дуж мреже путева и у урбаним и субурбаним зонама (Вожа, 2011а; Vrbničanin и сар., 2008а; Vrbničanin, 2015). Иако није обухваћена и категорисана Прелиминарном листом страних инвазивних биљних врста Србије (Лазаревић и сар., 2012б), њено присуство у рипаријалним зонама река је анализирано, јер је као инвазивна врста укључена на Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), а такође је обухваћена и прегледом алохтоних инвазивних корова на подручју Србије (Vrbničanin, 2015), као и регионалним листама инвазивних биљних врста (Вогић и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014; Maslo, 2016). Налази се и на листи 150 најшире распрострањених страних биљних врста на подручју Европе (Lambdon и сар., 2008)

***Acer negundo* L. 1753**

Acer negundo је листопадна дрвенаста биљна врста (животна форма фанерофита – Р), из породице Sapindaceae, у народу позната као пајасен, амерички јавор или

јавор пајавац. Пореклом је из Северне Америке, где је широко распрострањена у рипаријалним зонама река и приобаљу језера претежно источног и јужног дела Сједињених Америчких Држава (Udvardy, 2008a; Rat, 2011a). Први пут је у Европу интродукована 1688. године у Велику Британију (Nikolić и сар., 2014), што је у односу на време интродукције чини неофитом (*sensu* Rušek и сар., 2004). Унешена је намерно, у хортикултуралне сврхе, као украсна врста за паркове и баште (Nikolić и сар., 2014), а такође је хваљена и као медоносна врста, јер је један од првих извора полена у пролеће и одлична врста за ветрозаштитне појасеве (Mędrzycki, 2011). Након иницијалне интродукције постаје једна од најчешће сађених алохтоних дрвенастих врста у парковима и дрворедима широм европског континента, одакле се проширила у природна станишта и постала натурализована у многим европским државама (Mędrzycki, 2011). У оквиру свог интродукованог ареала ова врста је заступљена у великом броју различитих типова станишта, од антропогених и полуприродних (насеља, напуштени паркови, запарложене њиве, зоне крај путева и пруга) до природних, од којих је најзаступљенија у влажним и поплавним подручјима (Mędrzycki, 2011; Nikolić и сар., 2014), на шта указују и подаци NOBANIS (2018) базе података. Високо је компетитивна врста и потискује нативну вегетацију, нарочито у шумским заједницама у рипаријалној зони река (Udvardy, 2008a; Nikolić и сар., 2014). Јовановић (1973a) наводи да је то једна од најчешћих страних дрвенастих врста сађених у нашим дрворедима и парковима. Данас јој је на подручју наше земље популација формирана и веома је честа (Rat, 2011a). Према Прелиминарној листи инвазивних биљних врста Србије, *Acer negundo* је категорисана као јако инвазивна врста, а такође је укључена и на Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011). Сматра се инвазивном врстом и у околним земљама, где је такође сврстана у релевантне листе и публикације (Boršić и сар., 2008; Botta-Dukát и Balogh, 2008; Stešević и Petrović, 2010; Nikolić и сар., 2014; Zelnik, 2012; Maslo, 2016), као и у Аустрији, Чешкој републици, Летонији, Литванији, европском делу Русије и Пољској, а потенцијално инвазивном у Белгији, Холандији и Шведској (NOBANIS, 2018).

Ailanthus altissima (Mill.) Swingle 1916

Ailanthus altissima је листопадна дрвенаста биљна врста (животна форма фанерофита – Р), из породице Simaroubaceae, у народу позната као кисело дрво. Пореклом је са Далеког Истока, односно из Кореје и области доњег тока реке Јангце у Кини (Udvardy, 2008б; Nikolić и сар., 2014). Ова врста је у Европу (Париз, Француска) први пут интродукована 1740-их година (Udvardy, 2008б) или 1751. године према Nikolić и сар. (2014) када је први пут регистрована у Лондону (Велика Британија), што је, у односу на њено време интродукције, чини неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004). Данас је распрострањена и натурализована широм европског континента (Kowarik и Säumel, 2007), као и на територији Африке, Азије, Аустралије, Јужне Америке и Сједињених Америчких Држава (САВ, 2018). Према DAISIE (2018) представља једну од 100 најгорих страних инвазивних врста у Европи. Интродукована је намерно, као украсна биљна врста (Nikolić и сар., 2014) и дуго времена је сађена, не само као украсна врста, већ и за рефорестацију падина, огољених предела, „умртвљивање“ дина, у контроли ерозије и као дрвеће ветрозаштитних појасева у земљама попут Аустрије, Италије, државама некадашње СФРЈ, региону око Црног Мора итд. (Udvardy, 2008б). Такође је због карактеристика њеног дрвета (висок садржај целулозе) сађена и у плантажама, а и уз путеве и у индустријским зонама када је постало очигледно да добро толерише загађен ваздух и сиромашно земљиште (Udvardy, 2008б; Nikolić и сар., 2014). Почетком XX века је регистровано да се на Балканском полуострву ова врста гаји у парковима и баштама, одакле се шири и у природна станишта (Stanković, 2017). Као и на подручју остатка Европе где је ова врста доминантно присутна у урбаним зонама и рипаријалним подручјима (Kowarik и Säumel, 2007), и на територији наше земље она се углавном среће уз саобраћајнице, у насељеним местима, на грађевинским објектима, у баштама и окућницама, као и у шумским стаништима уз речне токове (Radulović, 2011а). Јако је инвазивна врста према Листи инвазивних биљних врста Србије (Лазаревић и сар., 2012б) и обухваћена је Листом инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011). Такође се сматра најјачом дрвенастом инвазивном врстом у Словенији (Lešnik, 2017), а инвазивна је и у суседној Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010), Хрватској (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Босни и Херцеговини (Maslo, 2016). Сматра се

инвазивном врстом у Аустрији, Белгији, Чешкој републици и Данској, а потенцијално инвазивном у Холандији (NOBANIS, 2018).

***Amaranthus retroflexus* L. 1753**

Amaranthus retroflexus је једногодишња зељаста биљна врста (животна форма терофита – Т), из фамилије штирова (Amaranthaceae), у народу позната као штир или ђипан. Пореклом је из Северне Америке, где је природно распрострањена у централном и источном делу континента (Bryson и DeFelice, 2010). У Европу је интродукована случајно, као контаминант семена које је транспортовано (Nikolić и сар., 2014). Данас се може сматрати космополитском врстом, јер је постала натурализована широм света (Славнић, 1973; Nikolić и сар., 2014). Налази се на листи 150 најшире распрострањених страних биљних врста на подручју Европе (Lambdon и сар., 2008) и трећом најраспрострањенијом дикотиледоном коровском врстом у свету (Konstantinović и сар., 2014). Шири се случајно, јер јој изузетно ситна семена омогућавају и олакшавају транспорт водом, преносом земљишта, на животињама, пољопривредним машинама и оруђу и као контаминант сточне хране (DiTomaso и Nealy, 2007). Широко је раширена у агрокосистемима, где је јак компетитор и често „гуши“ усева и представља потенцијални вектор појединих штеточина (Nikolić и сар., 2014). На територији наше земље је присутна још од краја XIX века (Панчић, 1874), данас је веома честа, популације су јој формиране, веома густе и стабилне (Вожа, 2011б). Насељава различите типове станишта, попут окопавина, воћњака, винограда, травних станишта, башта и вртова, рудералних подручја, одлагалишта шута и отпада, зона уз путеве и канале (Vrbničanin и сар., 2008а; Вожа, 2011б), слично ситуацији у оквиру свог природног ареала (DiTomaso и Nealy, 2007). Према Руšek и сар. (1998) једна је од најјачих инвазивних врста у урбаним стаништима и на депонијама отпада у Централној Европи. У Србији се сматра потенцијално инвазивном врстом, према Листи инвазивних биљних врста Србије (Јазаревић и сар., 2012б), а такође је укључена и на Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011). Инвазивна је врста и на подручју Црне Горе (Stešević и Petrović, 2010), Хрватске (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2013), Босне и Херцеговине (Maslo, 2016).

***Ambrosia artemisiifolia* L. 1753**

Ambrosia artemisiifolia је једногодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма терофита – Т), из фамилије главочика (Asteraceae), у народу позната као пеленаста амброзија. Пореклом је из Северне Америке, а у Европу је интродукована у другој половини 19. века (неофита *sensu* Руšek и сар., 2004), највероватније на територији данашње Немачке (Bassett и Crompton, 1975; Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015), иако постоје и подаци који указују да је први пут интродукована на територији Пољске још 1613. године (NOBANIS, 2018). Данас је натурализована и широко распрострањена на читавом европском континенту (изузев на крајњем северу, Gerber и сар., 2011), а како је заступљена широм света, може се сматрати космополитском врстом (Janjić и сар., 2007; CABI, 2018). Подаци указују на то да је у Европу први пут унета случајно, са семеном црвене детелине (Voža, 2011в), кромпира и пшенице (Vrbničanin и Janjić, 2011). Њено даље ширење и успостављање стабилних популација започело је у другој половини XX века (Stanković, 2017), од када се интензивно шири природним путем, као последица њене изузетне компетитивности и отпорности према различитим факторима животне средине, као и снажној продукцији семена (Fumanal и сар., 2008). На територији наших простора први пут је забележена на подручју Далмације, а затим и у Босни (Vrbničanin, 2015), док је у Србији први пут регистрована на подручју Панонске низије 1953. године (Voža, 2011в). Данас се сматра да је наша земља једна од најугроженијих инвазијом пеленасте амброзије у Европи, уз околне земље југоисточне Европе (Хрватска и Румунија), и земље централне и јужне Европе (Gerber и сар., 2011). Углавном се шири у рудералним типовима станишта, уз насеља, путеве и пруге, на одлагалиштима отпада и градилиштима (Fumanal и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015), а значајна је и као коровска врста у готово свим усевима, виноградима и воћњацима, као и на стрништима, ливадама и пашњацима (Nikolić и сар., 2014; Jarić и сар., 2011; EPPO, 2000). Високо је алергена врста. Подаци о њеном распрострањењу у Србији указују на то да је значајна инвазивна врста на територији Војводине, Мачве и Шумадије, али такође и у Подрињу, Поморављу и долинама других већих река источне Србије (Vrbničanin, 2015). Веома је честа, са популацијама које су углавном веома велике и

бројне, и одликује се фронталним ширењем (Voža, 2011в). Према званичној листи страних инвазивних врста за нашу земљу, *Ambrosia artemisiifolia* је категорисана као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Укључена је у Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), а сматра се инвазивном и у околним државама (Хрватска, Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014; Словенија, Zelnik, 2012; Босна и Херцеговина, Maslo, 2016; Црна Гора, Stešević и Petrović, 2010), као и у бројним европским земљама. За њену контролу је 2008. године дефинисан званичан ЕРРО стандард за контролу (Anonymous, 2008), од 2014. године уврштена је у ЕРРО листу инвазивних биљних врста, а од 2016. на А2 листу врста предвиђених за карантинску контролу (ЕРРО, 2018).

***Amorpha fruticosa* L. 1753**

Amorpha fruticosa је вишегодишња жбунаста биљна врста (животна форма фанерофита - Р), која припада фамилији легуминоза или махунарки (Fabaceae) и у народу је позната као багремац. Ова врста води порекло из централног и источног дела Северне Америке (Диклић, 1972а). У Европу (Велика Британија) је први пут интродукована 1724. године као украсна биљна врста (Szigetvári и Tóth, 2008; Радуловић и сар., 2008), па се у погледу времена интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Rušek и сар., 2004). Данас је натурализована у већем делу Европе (Szigetvári и Tóth, 2008), где се агресивно шири, поготово у државама централне и југоисточне Европе (Radovanović и сар., 2017). Такође је интродукована и натурализована и на подручју Африке, умерених и тропских предела Азије и у Јужној Америци (Nikolić и сар., 2014). Након иницијалне интродукције у орнаменталне сврхе, намерно је сађена и као медоносна биљка, биљка за санирање проблема ерозије и извор материјала за израду плетених предмета (Nikolić и сар., 2014). Подаци указују да је на територију наше земље ова инвазивна врста унета још у првој половини XX века (Радуловић и сар., 2008), када је коришћена за пошумљавање, одакле је кренуло њено субспонтано ширење (Диклић, 1972а). Данас је на подручју Србије багремац веома честа врста, која формира стабилне популације и главни коридор ширења јој представљају каналисани токови река, канали хидросистема ДТД и појасеви уз саобраћајну мрежу (Radulović, 2011б). Присутан је у великом броју различитих типова

станишта, мада преферира влажна и периодично плављена станишта у долинама река, на речним насипима, појасеве уз путеве и пруге, листопадне шумске плантаже (Radulović, 2011b; Nikolić и сар., 2014; Szigetvári и Tóth, 2008; Radovanović и сар., 2017), као и фрагилна влажна станишта у заштићеним подручјима, попут Ramsar-ских подручја (Stanković, 2017). Сматра се јако инвазивном врстом (Лазаревић и сар., 2012b) и укључен је и на Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011).

***Asclepias syriaca* L. 1753**

Asclepias syriaca је вишегодишња широколисна зељаста биљка (животна форма геофита - G) из фамилије свиленица (Asclepiadaceae), у народу позната под називом циганско перје. Врста је пореклом из низијских предела источног дела Северне Америке (Bagi, 2008), одакле је први пут интродукована у Европу у XVII веку (Nikolić и сар., 2014), па се може сматрати неофитом (*sensu* Ryšek и сар., 2004). Данас је натурализована и инвазивна у значајном броју земаља јужне, централне и источне Европе (CABI, 2018; DAISIE, 2018; NOBANIS, 2018), а такође је присутна и у Азији (Јапан, Ирак и њему суседне земље; Sárkány и сар., 2008). Првобитно је намерно интродукована на подручје Европе, где је један временски период интензивно гајена (поготово у Мађарској) због коришћења у текстилној индустрији, али и као украсна и медоносна биљна врста (Bagi, 2008). Након што је „побегла“ у природна станишта даље се вероватно спонтано ширила (Bagi, 2008). На територији Србије је њено присуство први регистровао Славнић 1952. на подручју Срема (Stanković, 2017). Према новијим подацима данас је распрострањена на целој територији Војводине, док је местимично присутна и у долинама Западне и Јужне Мораве (Igić и сар., 2002; Vrbničanin и сар., 2008a). У оквиру свог интродукованог ареала углавном се јавља дуж путева, пруга и речних насипа, на ивицама поплавних шума, на песковитим теренима, а као коровска врста присутна је и на обрађиваним површинама и у вишегодишњим засадима, тј. воћњацима (Јанковић, 1973; Igić и сар., 2002; Kojić и сар., 2004; Stanković-Kalezić и сар., 2008; Igić, 2011a; Jarić и сар., 2011; Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015). Сматра се јако инвазивном врстом (Лазаревић и сар., 2012b) и укључена је и на Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011) и у прегледу

најзначајнијих алохтоних инвазивних корова на подручју Србије (Vrbničanin, 2015). Такође је инвазивна врста и у суседним државама: Хрватској (Božić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Босни и Херцеговини (Maslo, 2016), Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010), Словенији (Zelnik, 2012) и Мађарској (Botta-Dukát и Balogh, 2008).

***Broussonetia papyrifera* (L.) Vent. 1799**

Broussonetia papyrifera је листопадна дрвенаста биљна врста (животна форма фанерофита – Р), из породице дудова (Moraceae), у народу позната као дудовац или јапански дуд. Ова врста води порекло из источне Азије, тропских и суптропских предела Кине и Јапана (Huston, 2004), где је пре готово 2000 година њена кора коришћена у производњи папира (Morgan и Overholt, 2013). Није тачно познато када је први пут интродукована на подручју Европе, мада постоје подаци да је у Великој Британији ова врста узгајана већ у првој половини XVIII века (Nikolić и сар., 2014). Данас је натурализована на подручју источне, јужне и западне Европе, као и на већем делу територије Северне Америке, у Аустралији, као и у појединим афричким државама (GRIIS, 2018). У Пакистану представља једну од шест страних инвазивних врста са најснажнијим негативним утицајем (Malik и Husain, 2007), док је у аргентинским пампима такође једна од најснажнијих страних инвазивних врста (Ghersa и сар., 2002). Дудовац је у Европу интродукован намерно, примарно ради узгоја у ботаничким баштама (Nikolić и сар., 2014). Даље ширење представљало је последицу садње, јер је дудовац сађен као украсна врста у парковима и дрворедима, одакле је „побегла“ и успоставила стабилне популације у околним природним стаништима (Rat, 2011б). На подручју АП Војводине је присутна спорадично, првенствено у дрворедима, баштама и сеоским подручјима (Rat, 2011б). Nikolić и сар. (2014) наводе да је поред рудералних типова станишта, дудовац у Хрватској присутан и крај путева и стаза, као и на рубовима шума. У Србији се налази на Листи инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), а Листа инвазивних биљних врста Србије (Лазаревић и сар., 2012б) га категорише као потенцијално инвазивну врсту. Такође се сматра инвазивном врстом на подручју Црне Горе (Stešević и Petrović,

2010), Хрватске (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Босне и Херцеговине (Maslo, 2016).

***Datura stramonium* L. 1753**

Datura stramonium је једногодишња зељаста биљна врста (животна форма терофита – Т), из фамилије помоћница (Solanaceae), у народу позната под називом татула. Порекло ове врсте није у потпуности разјашњено, па тако поједини аутори наводе да њен нативни регион обухвата тропске пределе Централне и Јужне Америке (Стјепановић – Веселичић, 1977; CABI, 2018; Karimjojeni и сар., 2010), други да је то Северна Америка (Stešević и Petrović, 2010; Maslo, 2016), док трећи указују на то да постоје и подаци који говоре да води порекло из Индије (Азија) (Nikolić и сар., 2014). Данас је натурализована широм света и присутна је у већини пољопривредних региона света (Holm и сар., 1977), услед чега се може сматрати космополитском врстом умереног и топлог појаса (Стјепановић – Веселичић, 1977). У Европу је први пут интродукована у XV и XVI веку (Nikolić и сар., 2014), односно према подацима NOBANIS (2018) базе података као година интродукције узима се 1583. за Аустрију, а 1584. за Немачку. У сваком случају се према времену прве интродукције на подручје територије Европе може сматрати неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004). Унета је случајно, тако што је семе татуле било случајни пратилац приликом увоза житарица (Radak, 2011). Nikolić и сар. (2014) међутим наводе да је уношена намерно, како би била гајена као украсна биљка. Њено даље ширење је поред случајног транспорта свакако било последица и комерцијалног узгоја ове врсте, за потребе фармацеутске индустрије (Radak, 2011). У Србији је ову врсту забележио још Јосиф Панчић 1892. године (Jovanović и сар., 2014), а данас је она веома честа на подручју Војводине, где има формиране популације и среће се у низу различитих типова станишта. Саставни је део коровских заједница уз саобраћајнице и железничке пруге, на обрадивим површинама, баштама, утринама, одлагалиштима отпада и живицама (Radak, 2011). Налази се на Листи инвазивних врста на подручју Војводине, као и на националној листи страних инвазивних врста наше земље (IASV, 2011), према којој је класификована као потенцијално инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Такође је обухваћена листама инвазивних врста Хрватске (Boršić и сар.,

2008; Nikolić и сар., 2014), Црне Горе (Stešević и Petrović, 2010) и Босне и Херцеговине (Maslo, 2016).

***Echinochloa crus-galli* (L.) P. Beauv. 1812 (syn. *Panicum crus-galli* L. 1753)**

Echinochloa crus-galli је бусенаста једногодишња зељаста биљка (животна форма терофита - Т), која припада фамилији трава (Poaceae) и у народу је позната под називом велики мухар. Аутохтона је за подручје Евроазије (Bryson и DeFelice, 2010). Најпроблематичнија је у тропским и суптропским пределима (DiTomaso и Nealy, 2007). Размножава се семеном, при чему биљке продукују велике количине семена, која се расејавају водом, пољопривредним активностима, животињама и преношењем земљишта (DiTomaso и Nealy, 2007). Присуство ове врсте на територији Србије документовао је још Јосиф Панчић 1874. године (Цинцовић и Којић, 1977). Данас је веома честа на подручју наше земље, уз формиране популације, а према подацима Rućando (2011a) на територији Војводине се налази у фази константног ширења. Углавном је заступљена на влажним њивама, у каналима, јарковима, уз путеве и пруге, на ободима језера, на запуштеним местима, на пашњацима, у баштама, виноградима и воћњацима, а чест је коров у усевима, нарочито оним који се узгајају на песковитом земљишту (Цинцовић и Којић, 1977; DiTomaso и Nealy, 2007; Bryson и DeFelice, 2010; Rućando, 2011a). Према листи страних инвазивних врста наше земље, класификована је као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б).

***Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A. Gray 1840**

Echinocystis lobata је једногодишња зељаста биљка пузавица (животна форма терофита - Т), из фамилије краставаца (Cucurbitaceae), у народу позната као дивљи краставац или бодљикави краставац. *Echinocystis lobata* је пореклом из источног дела Северне Америке (Bagi и Böszörményi, 2008; Nikolić и сар., 2014). У Европи је први пут регистровано њено присуство на подручју Карпатског басена 1904. године, иако је првобито погрешно идентификована као *Sicyos angulatus*, што доводи до неких непоклапања у погледу података о првој интродукцији (Bagi и Böszörményi, 2008). Свакако се на основу времена интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Rušek и сар., 2004). Натурализована је и распрострањена у

умереним подручјима Европе (Nikolić и сар., 2014), што је условљено климатским условима, јер је *Echinocystis lobata* присутна само у зонама где средња јануарска температура не пада испод 0°C (Bagi и Böszörményi, 2008). Постоје две теорије о начину првобитне интродукције. По једној је ова врста унешена случајно, уз транспорт памука (Bagi и Böszörményi, 2008) или вуне (Nikolić и сар., 2014) из Америке. Алтернатива је да је намерно унесена као украсна врста (Bagi и Böszörményi, 2008; Nikolić и сар., 2014). Касније ширење њеног распрострањења на територији Европе последица је њеног гајења као украсне врсте у баштама, одакле је „побегла“ у природу (Nikolić и сар., 2014). Први подаци о њеном присуству на територији Србије датирају из 1970-их година, када је документована на територији АП Војводине (Šajinović, 1976) и у околини Београда (Гајић, 1977). Данас је највише заступљена на влажним местима, у плавним зонама, уз путеве, на запуштеним местима, на отвореним падинама и влажним жбуњацима (Rućando, 2011б) и може се рећи да је широко распрострањена у Војводини, централној, источној и југоисточној Србији (Vasić, 2005). Према подацима Листе инвазивних врста на подручју АП Војводине (Rućando, 2011б), честа је и има формиране популације. Према националној листи инвазивних биљних врста на подручју Србије категорисана је као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б), а сматра се инвазивном и у околним државама: Хрватска (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Босна и Херцеговина (Maslo, 2016), Словенија (Zelnik, 2012), Мађарска (Botta-Dukát и Balogh, 2008).

***Eleusine indica* (L.) Gaertn 1788**

Eleusine indica је једногодишња зељаста травна врста (животна форма терофита - Т) из фамилије трава (Poaceae), у народу позната као гушчија трава. Ова врста је пореклом из Африке (Vrbničanin, 2015; Nikolić и сар., 2014) и умерених и тропских предела јужне и југоисточне Азије (CABI, 2018; Igić, 2011б). Данас је натурализована широм света, у тропским, суптропским и умереним подручјима, (Vrbničanin, 2015; Nikolić и сар., 2014; CABI, 2018), при чему је у великом броју земаља сматрају инвазивном врстом. У појединим земљама представља једну од најгорих коровских врста, пре свега у пиринчаним пољима, усевима памука и кукуруза (Chauhan и Johnson, 2008; Mueller и сар., 2011) где показује отпорност на

сушу (Nobis и сар., 2011). Интродукована је у Европу крајем XIX века, при чему је унешена случајно, са семеном уљарица, које је увезено са америчког континента (Vrbničanin, 2015). У односу на време интродукције на европски континент, може се сматрати неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004) Даље ширење дуж путева и река олакшано је продукцијом великог броја семена. Њено присуство у нашој земљи документује још Јосиф Панчић 1892. године (Jovanović и сар., 2014), а даљи подаци о њеном распрострањењу у Србији датирају из 1958. године (за Нови Сад), а потом из 1980. године (за Београд и околину, реф. у Vrbničanin, 2015). Данас је према подацима Vrbničanin (2015) ова врста на подручју наше земље преваходно присутна у градским и сеоским подручјима, где се јавља уз тротоаре, на гаженим површинама, травњацима, као и у баштама и окућницама. Такође је уочено да је заступљенија у равничарским деловима наше земље. Слични су подаци и Igić (2011б) који указују на то да је у Војводини присутна спорадично и то углавном уз путеве и на угаженим местима. Обухваћена је Листом инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), као и националном листом страних инвазивних биљних врста наше земље, према којој је класификована као потенцијално инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Такође је инвазивна врста у земљама у региону: Хрватској (Boršić и сар., 2008, Nikolić и сар., 2014), Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010) и Босни и Херцеговини (Maslo, 2016).

***Erigeron annuus* (L.) Pers. 1807 (syn. *Stenactis annua* (L.) Nees. 1832)**

Erigeron annuus је двогодишња или вишегодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма терофита – Т) из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као красолика. Ова врста је пореклом из Северне Америке, где јој се природни ареал пружа од Канаде, преко територије Сједињених Америчких Држава, све до државе Тексас на југу (Nikolić и сар., 2014.). У Европу је интродукована крајем XVII века (Rothmaler и сар., 1994 у Pacanoski, 2017; Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015), што значи да се у односу на период интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004). Данас је на подручју свог интродукованог ареала (Европа, Азија и Аустралија) широко распрострањена и натурализована, а највише је присутна на територији централне Европе (Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015). Првобитно је интродукована намерно, као украсна

биљна врста (Rothmaler и сар., 1994, у Pacanoski, 2017) за сађење у баштама и окућницама. Након што је „побегла“ у природна станишта, даље се ширила спонтано, захваљујући великој продуктивности семена и ефикасној анемохорији (IASV, 2011). Налази се на листи 150 најшире распрострањених страних биљних врста у Европи (Lambdon и сар., 2008). Први налаз за територију Србије је из прве половине XX века, када ју је Науек регистровао, док су новија истраживања показала да је ова врста данас широко распрострањена на читавом подручју наше земље (Vrbničanin, 2015). Заступљена је у различитим урбаним и рудералним типовима станишта, а такође представља и значајну коровску врсту у вишегодишњим засадима, луцериштима, на ливадама и травњацима, повртњацима и баштама, а спорадично је присутна и у засадима стрних жита (Vrbničanin и сар., 2009; Jarić и сар., 2011, 2015;; Vrbničanin, 2015). Изразито је отпорна коровска врста, коју је скоро немогуће искоренити и јак је компетитор гајеним културама (Nikolić и сар., 2014). Налази се на Листи инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), као и на националној листи инвазивних биљних врста наше земље, према којој је класификована као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Такође, сматра се једном од најзначајнијих алохтоних инвазивних коровских врста (Vrbničanin, 2015). И у земљама у региону такође је дефинисана као инвазивна, у: Хрватској (Božić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Словенији (Zelnik, 2012), Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010), Македонији (Pacanoski, 2017), Румунији (Anastasiu и сар., 2007) и Босни и Херцеговини (Maslo, 2016).

***Erigeron canadensis* L. 1753 (syn. *Conyza canadensis* (L.) Cronquist 1943)**

Conyza canadensis је једногодишња, ређе двогодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма терофита - Т), из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као репушњача или канадска худолетница. Пореклом је из Северне Америке, где је природно распрострањена на целом континенту (Nikolić и сар., 2014), а у Европу (Велика Британија) је интродукована у XVII веку (Гајић, 1975а), па се у погледу времена интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004). У Европи је данас широко распрострањена и инвазивна у великом броју држава, а присутна је и на великим подручјима азијског и афричког континента, Океаније као и Централне и Јужне Америке где се такође сматра

интродукованом врстом (САВI, 2018). Првобитно је у Европу унета случајно, као пратилац житарица, семена других врста или у памуку (САВI, 2018). Њено даље ширење у интродукованом ареалу било је брзо, пре свега ветром, што је олакшано продукцијом велике количине семена (Nikolić и сар., 2014). Присутна је на целом подручју Балканског полуострва, на рудералним стаништима. У Србији је први пут регистрована 1874. године од стране Јосифа Панчића (1874), на песковитим подручјима (Krgović и сар., 2015), а 1878. године и у околини Београда, уз улице, у окућницама и баштама (Ђурђевић и сар., 2011). Данас је то у нашој земљи честа врста уз путеве, пруге, на парлозима и утринама, међама, на падинама насипа, ивицама обрадивих површина, прогалама и низијским шумама, али и као коров вишегодишњих засада, луцеришта, стрних жита и ређе окопавина (Гајић, 1975а; Vrbničanin, 2015). Честа је, има формиране популације (Radulović, 2011в), и према националној листи страних инвазивних врста категорисана као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б).

***Fraxinus pennsylvanica* Marshall 1785**

Fraxinus pennsylvanica је вишегодишња дрвенаста врста (животна форма фанерофита - Р), fam. Oleaceae, позната и под народним називом пенсилванијски јасен. Изворни ареал ове врсте је источни део северноамеричког континента. У Европу је први пут интродукован у XVIII веку, па се може сматрати неофитом у односу на време интродукције (*sensu* Руšek и сар., 2004). Данас је присутан на подручју источне, централне и јужне Европе (Radulović, 2011г), при чему се првенствено јавља у низијским пределима, у долинама већих река, као и у мочварним и подручјима салина (Csiszar и Bartha, 2008). *F. pennsylvanica* је у Европу интродукован намерно, а његовом каснијем ширењу допринела је даља садња ове врсте за потребе дрвне индустрије и формирања ветрозаштитних појасева (Csiszar и Bartha, 2008). Додатни проблем у ширењу ове врсте јесте чињеница да спада у групу биљних врста које продукују велики број семена, која ношена ветром често доспевају на удаљености од 500 до 1000 m од родитељског дрвета (Säumel и Kowarik, 2010). У Србију је интродукован 1873. године, где се од тог времена јавља појединачно у парковима и дрворедима, али и субспонтано у приобаљу већих река (Јовановић, 1973б), попут подручја Ковиљско-

Петроварадинског, Букинског и Апатинско-Моношторског рита где је веома присутан (Radulović, 2011г). У појединим влажним подручјима попут Рамсарског подручја и Специјалног резервата природе „Царска бара“ биљна заједница у којој је *F. pennsylvanica* доминантна врста готово у потпуности потискује аутохтоне заједнице шумских врста *Populetum nigro-albae* и *Fraxino-Quercetum roboris* (Batanjski и сар., 2015). На листи је инвазивних биљних врста Војводине (IASV, 2011), док је на националној листи инвазивних биљних врста категорисан као спорадично инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б).

***Helianthus tuberosus* L. 1753**

Helianthus tuberosus је вишегодишња широколисна зељаста биљка (животна форма геофита – G), из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као чичока или топинамбур. Ова врста је пореклом из источног дела Северне Америке, одакле је у Европу пренешена у 17. веку (Гајић, 1975б). Ова врста је први пут интродукована у Француску 1607. године (Balogh, 2008а), а затим у периоду од наредних 10 године и у бројне друге европске земље (Холандија, Италија, Енглеска, Немачка; Balogh, 2008а). У сваком случају се у односу на период интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Руšek и сар., 2004). Натурализована је и широко распрострањена на подручју Европе, као и на територији централне Русије, Аустралије и Јапана, где се такође сматра инвазивном врстом (ЕРРО, 2018). Првобитно је унешена намерно, ради узгоја у култури, због кртола које су коришћене за људску и сточну исхрану и као украсна биљна врста (Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015). Од тада је гајена широм Европе, првенствено као украсна баштенска врста (Vrbničanin, 2015), што је значајно допринело њеном даљем ширењу. У централној Европи је након Другог светског рата дошло до наглог ширења ове врсте, поготово дуж речних токова, где су воде река и потока главни вид преношења кртола ове врсте на велике удаљености (Balogh, 2008а). На подручју Балканског полуострва најпре је регистрована као гајена врста, а затим и као врста „одбегла“ из култивације у Румунији (Vrbničanin, 2015). Данас је на територији Србије присутна мање-више на целом подручју, али превасходно у плавним зонама, затим у зонама уз речне токове, језера и канале, уз путеве, као и у баштама, вишегодишњим засадима и

окопавинама (Balogh, 2008a; Vrbničanin и сар., 2009б; Vrbničanin, 2015). Има формиране стабилне популације, које освајају и ариднија подручја, при чему је веома честа на подручју Војводине (Anačkov, 2011a). Према националној листи страних инвазивних врста на подручју Србије категорисана је као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Од 2004. године налази се на ЕРРО листи страних инвазивних биљних врста (ЕРРО, 2018). Такође се сматра инвазивном врстом у Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010), Хрватској (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Босни и Херцеговини (Maslo, 2016), Словенији (Zelnik, 2012) и Мађарској (Botta-Dukát и Balogh, 2008).

***Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. 1887**

Parthenocissus quinquefolia је вишегодишња зељаста биљка пузавица (животна форма фанерофита лијана - Р1) из фамилије лозица (Vitaceae), позната под народним називом петолисни бршљан или дивља лоза. Ова врста је пореклом из Северне Америке, где јој се изворни ареал пружа од Квебека до Флориде, Тексаса и Мексика на југу (Nikolić и сар., 2014). Данас је ова врста натурализована и распрострањена широм Европе, Африке, Азије и Аустралије (Nikolić и сар., 2014). Налази се на листи 150 најшире распрострањених страних биљних врста у Европи (Lambdon и сар., 2008). Унешена је намерно, као украсна врста и управо њен значај као декоративне врсте која се лако гаји је допринео њеном даљем ширењу (Rućando, 2011в), и данас се спонтано шири у многим европским земљама (ЕРРО, 2018). На подручју Војводине је спорадично присутна, углавном у различитим типовима антропогених станишта (Rućando, 2011в). Налази се на листи страних инвазивних врста Војводине (IASV, 2011) и националној листи инвазивних врста биљака (Лазаревић и сар., 2012б), према којој је категорисана као спорадично инвазивна врста. Такође се сматра инвазивном у суседној Босни и Херцеговини (Maslo, 2016), Хрватској (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Словенији (Zelnik, 2012), Румунији (Anastasiu и Negrean, 2006; Anastasiu и сар., 2007) и Мађарској (Botta-Dukát и Balogh, 2008).

***Paspalum distichum* (syn. *Paspalum paspalodes* (Michx.) Scribner 1894)**

Paspalum distichum је вишегодишња пузајућа усколисна врста са столонама (животна форма геофита - G) из фамилије трава (Poaceae), у народу позната као дворедни паспалум. Није у потпуности разјашњено који је природни ареал ове врсте (Stevanović и сар., 2004), али се претпоставља да су то неотропски предели Северне и Јужне Америке и можда тропски део афричког континента (Nikolić и сар., 2014). Први пут је на територији Европе (Бордо, Француска) документована 1824. године (Nikolić и сар., 2014), односно 1802. године према подацима Aguiar и сар. (2005). Данас њен интродуковани ареал поред Европе обухвата и подручје Африке, умерене и тропске пределе азијског континента и Океанију (Nikolić и сар., 2014). Убраја се међу 150 најшире распрострањених страних биљних врста у Европи (Lambdon и сар., 2008). Претпоставља се да је првобитно у Европу унешена случајно, али нема тачних података о начину уноса (Vukov, 2011), док једни подаци указују на пренос са грађевинским материјалом из САД-а, по другима је случајно унета уз семе врста увезених за гајење у ботаничкој башти у Бордоу (Nikolić и сар., 2014). Такође постоје подаци који указују на то да је ова врста првобитно намерно увезена 1802. године, као усев у региону Бордоа (Aguiar и сар., 2005). У сваком случају се на основу времена прве интродукције може сматрати неофитом (*sensu* Rušek и сар., 2004). Даље се ширила спонтано, првенствено транспортом (Vukov, 2011). Док је на територији бивше Југославије ова врста први пут забележена у првој половини XX века (Stevanović и сар., 2004), на подручју Србије ова врста је први пут регистрована тек 1997. године (Blaženčić и Blaženčić, 1997). Данас је врста *P. distichum* спорадично присутна на територији Војводине (Vukov, 2011), али се налази у фази интензивног ширења, пре свега у влажним стаништима и дуж водотокова (Stevanović и сар., 2004). На сличан начин широм свог интродукованог ареала ова врста се шири на обалама река и у рипаријалним коридорима, где формира густе, моноспецифичне састојине, притом потискујући нативну вегетацију (Aguiar и сар., 2005; Anastasiu и сар., 2007). Од 2006. године налази се на ЕРРО листи страних инвазивних биљних врста. У Србији је на листи инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011) и на националној листи инвазивних биљних врста, према којој је класификована као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Такође се

сматра инвазивном врстом у земљама у региону: Хрватској (Božić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Црној Гори (Stešević и Petrović, 2010), Румунији (Anastasiu и сар., 2007) и Босни и Херцеговини (Maslo, 2016).

***Phytolacca americana* L. 1753**

Phytolacca americana је вишегодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма геофита - G), fam. Phytolaccaceae, у народу позната као винобојка. Нативна је за подручје источног дела Северне Америке, идући на запад до држава Минесота, Канзас, Тексас и Оклахома (Balogh и Juhász, 2008). У Европу је први пут интродукована средином XVII века (Dumas, 2011), што је према времену интродукције чини неофитом (*sensu* Pyšek и сар., 2004). Данас је широко распрострањена и натурализована у многим европским државама (са изузетком држава северне Европе), као и у Азији, Океанији, Канади, државама САД-а за које није аутохтона врста, Средњој и Јужној Америци и на југу Африке (Balogh и Juhász, 2008; Nikolić и сар., 2014). Убраја се међу 150 најшире распрострањених страних биљних врста у Европи (Lambdon и сар., 2008), где је намерно унешена. Интродукована је првобитно у регион Медитерана ради узгоја због коришћења у производњи боје (Balogh и Juhász, 2008). Осим гајења у производне сврхе, сађена је често и као украсна врста (Balogh и Juhász, 2008). Док је у оквиру свог природног ареала *P. americana* примарно пионирска врста нарушених шума, шумских просека и рипаријалних зона (Balogh и Juhász, 2008), у Европи се јавља на низу различитих типова станишта, од оних под снажним утицајем човека (ивице путева, баште, воћњаци и виногради, уз обрадиве површине и сметлишта (DiTomasì и Healy, 2007; Bryson и DeFelice, 2010)), до полуприродних и природних влажних станишта, уз реке и потоке (Nikolić и сар., 2014). За ову врсту карактеристично је да садржи неколико врста токсина, који код људи изазивају проблеме са дигестивним трактом (Bryson и DeFelice, 2010). Честа је на територији Војводине, иако готово никада не формира компактне популације, већ се јављају појединачни примерци (Rat, 2011в). Налази се на листи страних инвазивних врста Војводине (IASV, 2011), док је према националној листи инвазивних врста биљака (Лазаревић и сар., 2012б) категорисана као спорадично инвазивна врста. Инвазивна је врста и у већини земаља јужне Европе и на

Корзици, док се у Швајцарској од 2013. године налази на листи страних инвазивних врста за праћење (EPPO, 2018).

***Reynoutria ×bohemica* J. Chrtek & A. Chrtkova 1983** (syn. ***Fallopia ×bohemica* (Chrtek & Chrtkova) J.P. Bailey 1989; *Polygonum ×bohemicum* (J.Chrtek & A. Chrtkova) P.F. Zika & A.L. Jacobson 2003; (= *R. japonica* × *R. sachalinensis*))**

Reynoutria ×bohemica је вишегодишња жбунаста биљка (животна форма геофита - G), fam. Polygonaceae. Ова врста хибридног порекла је настала као резултат хибридизације између врста *R. japonica* и *R. sachalinensis*. Откривена је 1982. године у Чешкој (област Северна Бохемија, стога име *R. ×bohemica*), и описана је 1983. године као нова за науку (Bailey и Conolly, 2000). Међутим, на основу хербарских података, данас се зна да је ова врста заправо била присутна у Европи још од друге половине XIX века (Ботаничка башта Манчестер, 1872. година), само погрешно идентификована као *R. japonica* (Bailey и Conolly, 2000; Bailey и Wisskirchen, 2004). Дуго година су врсте рода *Reynoutria* сматране најцењенијим врстама у хортикултури (Bailey и Conolly, 2000), што је све допринело њиховом брзом и успешном ширењу на подручју европског континента. Данас је то врста која је присутна и натурализована у низу Европских земаља (EPPO, 2018), укључујући ту и Србију (Главендекић, 2008; Jovanović и сар., 2018). Према подацима Bailey и Wisskirchen (2004) у великој мери је присутна на подручју источне Европе. Осим у Европи, такође је регистрована и на подручју Сједињених Америчких Држава, Аустралије и Новог Зеланда (Bailey и сар., 2007). У Европи је ова врста углавном присутна у нарушеним, влажним типовима станишта, у рипаријалном подручју река, канала и потока и у плавним зонама, док се у мањој мери јавља у рудералним стаништима под јачим антропогеним утицајем (Balogh, 2008б; Mandák и сар., 2004; Víťová и сар., 2003). Заједно са две друге инвазивне врсте овог рода (*R. japonica* и *R. sachalinensis*) сматра се једном од 100 најгорих инвазивних врста у Европи, према листи DAISIE (2018) базе података. Истраживања заправо указују на то да је ова врста хибридног порекла јачи конкурент у поређењу са обе родитељске врсте (Víťová и сар., 2003, 2004; Главендекић, 2008), са снажнијом способношћу регенерације и бржим порастом биомасе (Víťová и сар., 2003; Bailey и сар., 2009). Такође се, у поређењу са

преостале две врсте, најчешће јавља у рипаријаним зонама (Vítová и сар., 2004; Mandák и сар., 2004). Истраживање Jovanović и сар. (2018) јасно показује да ће се у условима наступајућих климатских промена додатно олакшати експанзија ареала ове врсте у рипаријалним стаништима, која би могла износити чак 40%. Налази се на ЕРРО листи инвазивних врста од 2004. године (ЕРРО, 2018). Данас се и поред доказане инвазивности и штетних последица по природна станишта и аутохтоне биљне заједнице (Orgea и Sîrbu, 2006) и даље гаји у баштама као украсна врста (Главендекић, 2008; Jovanović и сар., 2018). У Србији је *R. × bohemica* натурализована и инвазивна (Главендекић, 2008) и према хербарским и теренским подацима знатно заступљенија од *R. japonica* (Jovanović и сар., 2018), иако је према листи инвазивних биљних врста у Србији класификована као потенцијално инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б), а на листи инвазивних врста Војводине наведена је само врста *R. japonica* (IASV, 2011).

***Robinia pseudoacacia* L. 1753**

Robinia pseudoacacia је вишегодишња дрвенаста биљна врста (животна форма фанерофита - Р) из фамилије махунарки (Fabaceae), у народу позната као багрем. Ова врста води порекло из источних подручја Северне Америке (Диклић, 1972б). Данас је широко распрострањена и натурализована широм Сједињених Америчких Држава и у Канади, као и у Европи, умереној зони Азије, на северном и јужном делу афричког континента, јужном делу јужноамеричког континента и Океанији (Nikolić и сар., 2014). Сматра се другом најчешће сађеном дрвеном биљном врстом у свету, уз процену да плантаже ове врсте на свету покривају чак 3,25 милиона хектара (Bartha и сар., 2008). Сходно томе, налази се на листи 150 најшире распрострањених страних биљних врста Европе (Lambdon и сар., 2008). У Европу (Француска) је интродукована 1601. године (Bartha и сар., 2008), одакле се за релативно кратко време њен ареал проширио широм континента (Диклић, 1972б). Намерно је унешена, за потребе хортикултуре. Име рода заправо потиче од имена дворског баштована Луја XIII, Жана Робина (Jean Robin), који је ову врсту донео у Француски из америчке државе Вирџиније (Диклић 1972б; Bartha и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014). Од тог времена је ова врста интензивно сађена за контролу ерозије, због употребе за огрев и дрвну грађу, као дрво у парковима,

дрворедима и ветрозаштитним појасевима, као значајна медоносна врста и приликом пошумљавања пожаришта (Nikolić и сар., 2014; Bartha и сар., 2008). Bartha и сар. (2008) наводе да су у Мађарској према подацима из 2003. године 22,1% свих пошумљених простора чиниле управо шуме багрема. Иако ова врста није била присутна у време када је Јосиф Панчић истраживао флору околине Београда крајем XIX века (Jovanović и сар., 2014), од 1970-их је *R. pseudoacacia* најраспрострањенија лишћарска дрвенаста врста у Србији, после букве и храста (Диклић, 1972б). Према подацима базе података о инвазивним врстама Војводине, багрем је веома честа врста на северу наше земље, где је поред низа шумских и антропогених станишта, присутна и у рипаријалној зони акватичних екосистема, где може бити компетитор нативној емерзној вегетацији (Laketić, 2011а). Према националној листи инвазивних биљних врста категорисан је као јако инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б), а такође се сматра инвазивном и у низу земаља у региону (Božić и сар., 2008; Stešević и Petrović 2010; Botta-Dukát и Balogh, 2008; Zelnik, 2012; Maslo, 2016).

***Solidago gigantea* Aiton 1789**

Solidago gigantea је вишегодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма хемикриптофита - Н) из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као голема (велика) златица. Врста је нативна за подручје Сједињених Америчких Држава и Канаде (Botta-Dukát и Dancza, 2008). Данас је натурализована у Европи, северном делу афричког континента, на Азорским острвима и умереном делу азијског континента (Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015). Stešević и Saković (2013) наводе да је први пут у Европу интродукована средином XVII века, док Nikolić и сар. (2014) наводе 1758. годину као први податак о уносу ове врсте у Европу (Велика Британија). Дакле, на основу времена интродукције, ова врста се може сматрати неофитом (*sensu* Rušek и сар., 2004). Интродукована је намерно, као украсна врста у неколико ботаничких башта Европе, док су се прве натурализоване популације појавиле средином XIX века (Botta-Dukát и Dancza, 2008). Након интродукције и успешног успостављања њених иницијалних популација у природи, даље се ширила јако брзо, линеарно, по неким подацима стопом ширења од чак 910 km² на годишњем нивоу (Botta-Dukát и Dancza, 2008).

Lambdon и сар. (2008) је убрајају у листу од 150 најчешћих страних биљних врста на подручју Европе. *S. gigantea* се најчешће среће на стаништима уз обале река, речне насипе и путеве, на шумским рубовима и отвореним травним стаништима (Nikolić и сар., 2014). Јосиф Панчић у својим истраживањима флоре Кнежевине Србије (1874) и флоре околине Београда (1892) не помиње присуство ове врсте (Jovanović и сар., 2014). Гајић (1975в) наводи да се она гаји у баштама и парковима наше земље, као и да се јавља у шумама врбе и тополе. Данас је то честа врста на подручју Војводине, где формира стабилне популације у рипаријалу акватичних екосистема (Laketić, 2011б), док Vrbničanin (2015) наводи да је осим у Војводини ова врста присутна и на југу Србије, где се доминантно јавља у долинама већих река. Налази се на листи инвазивних врста на подручју Војводине (IASV, 2011), прегледу страних инвазивних корова на подручју Србије (Vrbničanin, 2015), а према листи инвазивних биљних врста Србије категорисана је као јако инвазивна врста (Јазаревић и сар., 2012б). Налази се на ЕРРО листи инвазивних врста биљака (ЕРРО, 2018). Такође је инвазивна и у Хрватској, Мађарској, Словенији, Босни и Херцеговини (Boršić и сар., 2008; Votta-Dukát и Balogh, 2008; Zelnik, 2012; Maslo, 2016).

***Sorghum halepense* (L.) Pers. 1805**

Sorghum halepense је вишегодишња зељаста усколисна биљна врста, са снажно развијеним ризомима (животна форма геофита - G) из породице трава (Poaceae), позната под народним називом дивљи сирак или коштан. Изворни ареал ове врсте није у потпуности разјашњен, али према већини података *S. halepense* води порекло из медитеранског подручја Европе (ЕРРО, 2018), са Блиског Истока (Nikolić и сар., 2014), као и Кавказа, централне Азије, Индије и југоисточне Азије (Цинцовић и Којић, 1976; ЕРРО, 2018). Цинцовић и Којић (1976) је означавају као космополитску врсту, распрострањену широм света. Сматра се једним од најгорих корова на свету (ЕРРО, 2018) и на листи је 150 најшире распрострањених страних биљних врста Европе (Lambdon и сар., 2008). Изван свог природног ареала унета је намерно, јер се узгаја као крмно биље (Krstivojević, 2011). Уз намерну садњу, шири се и транспортом, јер се њена семена даље разносе контаминираним пољопривредним машинама, у сену и житу и на стоци (Nikolić и сар., 2014). У

земљама источне и југоисточне Европе натурализована је и широко распрострањена врста, првенствено у пољопривредним регионима, док у земљама централне Европе последњих деценија постаје значајна проблематична коровска врста (Follak и Essl, 2013). У Србији је њено присуство констатовано још Јосиф Панчић 1874. године у Флори Кнежевине Србије (Цинцовић и Којић, 1976), а данас је то широко распрострањена врста и опасан коров у бројним културама и усевима (Vrbničanin и сар., 2009б). Такође је последњих година постала веома широко распрострањена и проблематична врста и дуж путних коридора (Krstivojević, 2011; лично опажање, 2018). Налази се на листи инвазивних врста на подручју Војводине (IASV, 2011), а према националној листи категорисана је као спорадично инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Сматра се инвазивном врстом и у Босни и Херцеговини, Хрватској и Црној Гори (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2013, 2014; Stešević и Petrović 2010; Maslo, 2016).

Symphyotrichum spp.

Врсте рода *Symphyotrichum* су углавном вишегодишње широколисне зељасте биљке (животна форма хемикриптофита - Н) из породице главочика (Asteraceae), у народу познате као звездаца. У оквиру овог рода за нашу земљу значајне су врсте: *S. lanceolatum* (Willd.) G. L. Nesom 1995 (syn. *Aster lanceolatus* Willd. 1803), *S. novi-belgii* (L.) G. L. Nesom 1995 (syn. *A. novi-belgii* L. 1753), и врсте хибридног порекла *S. salignum* (Willd.) G.L.Nesom 1995 (syn. *A. salignus* Willd. 1803) и *S. versicolor* (Willd.) G.L. Nesom 1995 (syn. *A. x versicolor* Willd 1803; *A. novi-belgii* L. *A. laevis* L.). Порекло ових таксона везано је за североисточни део Северне Америке (Аначков, 2011б, в, г, д; Feher, 2008). Данашњи интродуковани ареал ових врста обухвата територију Европе, где су унешене намерно, као декоративне биљке. Одбегле су из башта и паркова и наставиле се ширити, примарно дуж водотокова и транспортом дуж путева (Аначков, 2011б, в, г, д). Први подаци о присуству врсте *S. lanceolatum* у Европи су са краја XVIII века (Аначков 2011б), а врсте хибридног порекла *S. versicolor* из 1787. године, када је ова врста већ била започела своје ширење дуж тока реке Елбе (Feher, 2008). Обе ове врсте, као и врста *S. novi-belgii*, су већ током XIX и почетком XX века, биле широко распрострањене на подручју Европе. Све наведене врсте се у погледу типа

станишта везују за нарушена подручја и полуприродна станишта. Њихово присуство је често у поплавним шумама, заједницама високих нитрофилних зељастих биљних врста дуж водотока и путева (Feher, 2008). Врста *S. lanceolatum* је у Војводини само спорадично присутна, без стабилне популације (Аначков, 2011б), док је врста *S. novi-belgii* ретка, такође без стабилне популације (Аначков, 2011в). Са друге стране, сматра се да *S. salignum* и *S. versicolor* имају формиране популације, али су такође само спорадично присутне (Аначков, 2011г, д). Све четири врсте обухваћене су листом инвазивних врста на подручју Војводине (IASV, 2011), као и Листом инвазивних биљних врста Србије, која категорише врсту *S. lanceolatum* као јако инвазивну, *S. versicolor* као спорадично инвазивну, а врсте *S. novi-belgii* и *S. salignum* као потенцијално инвазивне (Лазаревић и сар., 2012б).

***Xanthium strumarium* L. subsp. *italicum* (Moretti) D. Löve (syn. *Xanthium italicum* Moretti 1822; syn. *Xanthium orientale* L. 1763 subsp.*italicum* (Moretti) Greuter 2003)**

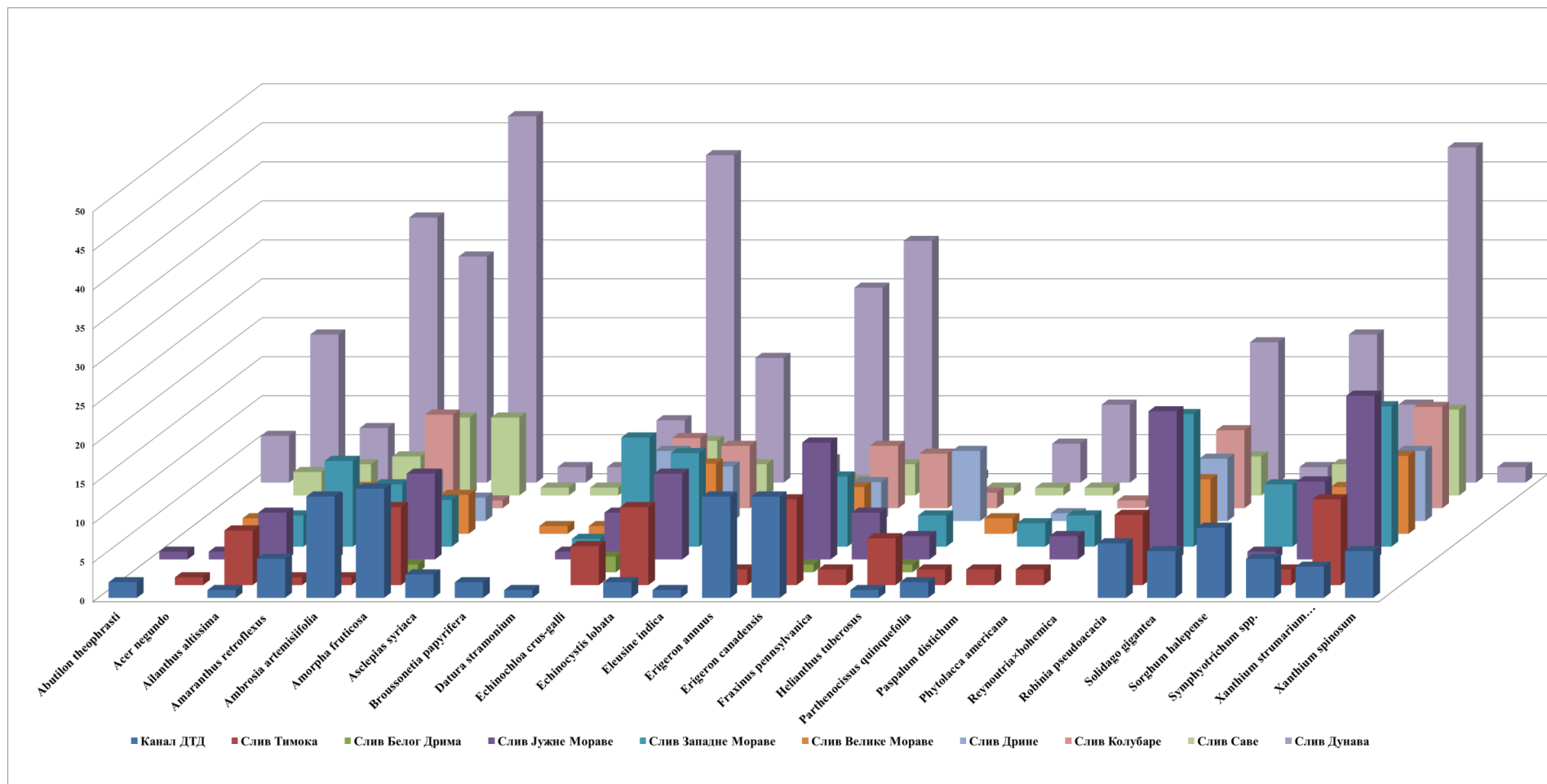
Xanthium strumarium subsp. *italicum* је једногодишња широколисна зељаста биљка (животна форма терофита - Т) из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као обична или зелена боца. Врста *Xanthium strumarium* (*sensu lato*) L. је изразито полиморфна и на основу морфолошки мање или више различитих својстава у овире ње су Love и Dansereau (1959) издвојили осам комплекса: *strumarium*, *cavanillesii*, *echinatum*, *pensylvanicum*, *italicum*, *orientale*, *chinense* (=occidentale), *oviforme*; Boszormenyi и Bagi, 2008). Питање порекла врсте *Xanthium strumarium* (*sensu lato*) је такође проблематично, па тако Boszormenyi и Bagi (2008) наводе да одређени аутори сматрају да сви комплекси ове врсте воде порекло из Северне Америке. Са друге стране је виђење Love и Dansereau (1959) који за подврсту *Xanthium strumarium* subsp. *strumarium* сматрају да је нативна на подручју Европе-Евроазије (односно Старог Света), док се таксони обухваћени именом *Xanthium strumarium* subsp. *italicum* (у складу са Flora Europea) сматрају аутохтоним за подручје Новог Света, односно Северне Америке (Boszormenyi и Bagi, 2008). Свакако је прихваћено да је *Xanthium strumarium* subsp. *italicum* аутохтон на подручју Сједињених Америчких Држава, где ареал ове врсте

обухвата све државе САД-а (DiTomaso и Nealy, 2007; Bryson и DeFelice, 2010), док је на подручје централне и јужне Европе интродукован (Гајић, 1975г). Данас је то натурализована подврста, распрострањена у топлијим и умереним зонама широм света (Гајић, 1975г). Ова подврста је на подручју Европе први пут констатована 1788. године, што је чини неофитом у погледу времена интродукције (*sensu* Руšek и сар., 2004) (Аначков, 2011ђ). Плодови се лако расејавају водом јер плутају (хидрохорија), али и животињама (зоохорија) и на одећи/обући људи и њиховој опреми/возилима (антропохорија), захваљујући морфолошким адаптацијама на површини плодова у виду бодљи и кукица, који доприносе њеном даљем брзом и ефикасном природном ширењу на подручју Европе (Аначков, 2011ђ; DiTomaso и Nealy, 2007). Јавља се на отвореним, најчешће нарушеним просторима, одлагалиштима отпада, крај путева, у каналима, рипаријалним подручјима, а значајна је коровска биљка у окопавинама и вишегодишњим засадима, попут воћњака. Сматра се да у оквиру њеног нативног ареала управо рипаријална подручја представљају природно станиште ове подврсте (DiTomaso и Nealy, 2007). Први прецизан податак о присуству подврсте *X. strumarium* subsp. *italicum* на овим просторима везује њено присуство за обалну зону реке Тисе 1920. године (Аначков, 2011ђ). Данас је широко распрострањена у нашој земљи (Гајић, 1975г; Аначков, 2011ђ; Vrbničanin и сар., 2009б), а на подручју Војводине је веома честа у коровским заједницама на рубовима окопавина и у поплавној зони великих река (Аначков, 2011ђ). Према националној листи инвазивних биљних врста Србије категорисана је као спорадично инвазивна (Лазаревић и сар., 2012б), а сматра се инвазивном и у суседним државама (Boršić и сар., 2008; Stešević и Petrović 2010; Nikolić и сар., 2014; Botta-Dukát и Balogh, 2008; Anastasiu и сар., 2007; Maslo, 2016).

***Xanthium spinosum* L. 1753**

Xanthium spinosum је једногодишња широколисна зељаста биљна врста (животна форма терофита - Т) из породице главочика (Asteraceae), у народу позната као мали чичак или бела боца. Врста је пореклом из Јужне Америке (Аначков, 2011е; Nikolić и сар., 2014), а данас је космополитска врста, натурализована на свим континентима изван свог природног ареала (Гајић, 1975г; Nikolić и сар., 2014).

Први податак о присуству ове врсте у Европи (Португалија) је из 1689. године (Анашков, 2011е). Lambdon и сар. (2008) је убрајају у листу од 150 најчешћих страних биљних врста на подручју Европе. Начин уноса је могао бити намеран, јер је гајена ради истраживања њених потенцијалих лековитих својстава (Анашков, 2011е; Nikolić и сар., 2014) или случајан, као последица чињенице да се плодови ове врсте лако разносе на крзну животиња (зоохорија; Nikolić и сар., 2014). Њено даље ширење је природно, и томе у великој мери доприноси ефикасан начин разношења њених плодова и семена (Анашков, 2011е). На подручју Карпатске долине присутна је од прве половине XIX века (Анашков, 2011е), док ју је у Србији регистровао Јосиф Панчић у Флори Кнежевине Србије (1874). Јавља се на различитим типовима полуприродних и рудералних станишта, али и као коров окопавина, винограда и воћњака (Nikolić и сар., 2014; Vrbničanin, 2015). Подаци Vrbničanin (2015) показују да је *X. spinosum* махом присутан на територији Бачке, Баната и крајњег југа наше земље, док је Анашков (2011е) такође наводи као веома честу врсту на подручју Војводине, где се најчешће јавља у пољопривредним монокултурама. Према националној листи инвазивних врста биљака категорисана је као потенцијално инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б). Инвазивна је и у земљама у окружењу: Румунија (Anastasiu и Negrean, 2006), Хрватска (Boršić и сар., 2008; Nikolić и сар., 2014), Црна Гора (Stešević и Petrović, 2010), Мађарска (Botta-Dukát и Balogh, 2008) и Босна и Херцеговина (Maslo, 2016).



Слика 3. Графички приказ заступљености анализираних инвазивних врста по речним сливовима Србије.

3.3 Сакупљање и обрада података о страним акватичним биљним врстама регистрованим на подручју Србије

Подаци о присуству, дистрибуцији и везаности за одређени тип станишта страних акватичних врста на подручју Србије представљају резултат прегледа доступне литературе која се бави овом проблематиком (Бабић, 1971; Radulović, 2000, 2005; Stevanović и сар., 2003; Nikolić, 2004; Panjković, 2005; Polić, 2006; Šinžar-Sekulić, 2006; Lazić, 2006; Nikolić и сар., 2007, 2009а, 2011; Vukov, 2003, 2008; Vukov и сар., 2008, 2013; Stojanović и сар., 2009; Ljevnaić-Mašić, 2010; Radulović и сар., 2011, 2012; Laketić, 2013; Laketić и сар., 2013), података доступних у бази „Листа инвазивних врста на подручју АП Војводине“ (IASV, 2011) и резултата теренских истраживања дуж речних токова у периоду од 2010-2015. године (Andelković и сар., 2016б).

Теренска истраживања дуж речних токова вршена су у складу са стандардном LEAFPACS методологијом за реке (Willby и сар., 2012), која се користи за оцену присуства макрофита (CEN, 2003). Плотови за узорковање макрофита, површине од 1 до 9 m², у зависности од типа вегетације, постављени су дуж 100 m дугих речних деоница. Свака речна деоница од 100 m дељена је на пет мањих деоница од 20 m, у склопу којих је вршено узорковање на дубинама од 0,25, 0,5, 0,75 и >0,75 m. Позиција и број речних деоница био је одређен хетерогеношћу вегетације (Gunn и сар., 2010).

Сакупљени биљни материјал детерминисан је коришћењем стандардне литературе (Tutin и сар., 1964, 1968, 1972, 1976, 1980; Сарић, 1992; Javorka и Csarody, 1975). Номенклатура регистрованих таксона усклађена је са *Flora Europaea Database* (Tutin и сар., 2001), са изузетком врста рода *Azolla*, које су разматране као засебне врсте, а не синоними, у складу са номенклатуром Флоре Северне Америке (Lumpkin, 1993), базом *Catalogue of Life* (Hassler, 2019) и истраживањем Pereira и сар. (2011). Називи врста су дати у складу са новим Ботаничким кодексом (*International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants*, Turland и сар., 2018).

Како се сматра једном од најуспешнијих инвазивних врста и у акватичним и у рипаријалним стаништима (Aguilar и сар., 2005) и честа је у водотоковима широм света, на шта указују и приказани резултати (Слика 4), осим у оквиру одабраних инвазивних врста рипаријалних подручја, присуство врсте *Paspalum distichum* анализирано је и у оквиру прегледа акватичних инвазивних врста.

Геореференцирање историјских података вршено је у софтверу OziExplorer (OziExplorer, 2009), док су теренски подаци геореференцирани коришћењем GPS Garmin eTrex 10 уређаја. Мапе дистрибуције израђене су применом софтвера DIVA-GIS 7.5 (Hijmans и сар., 2012).

Тип станишта одређиван је у складу са EUNIS системом класификације (Davies и сар., 2004, 2012), док су називи станишта на српски језик прилагођени у складу са националним системом класификације станишта (Lakušić и Medarević, 2010).

3.4 Сакупљање историјских података о присуству и дистрибуцији одабраних рипаријалних инвазивних врста

Подаци о присуству и дистрибуцији 26 анализираних инвазивних врста (Табела 3) сакупљани су прегледом релевантне националне литературе, публиковане закључно са 2018. годином, и хербаријумских колекција Универзитета у Београду (BEOU), Универзитета у Новом Саду (BUNS), Природњачког музеја у Београду и Покрајинског завода за заштиту природе.

Како део података из хербаријумских збирки и део података из литературе старијег датума најчешће немају довољно прецизну географску одредницу, из које би било могуће закључити да ли је дати налаз везан за рипаријалну зону или не, историјски подаци о распрострањењу одабраних врста нису укључени у даље анализе у склопу овог рада.

Прикупљени подаци су геореференцирани коришћењем софтвера OziExplorer (OziExplorer, 2009), организовани у засебну Excel базу података и биће коришћени за ревидирање и допуну постојећих база података о дистрибуцији страних инвазивних врста на територији Србије.

3.5 Теренско прикупљање података

3.5.1 Сакупљање података о рипаријалној вегетацији

Подаци на терену прикупљани су по једном на сваком од локалитета, у периоду лето-јесен у току четири узастопне године (2013-2016. год.). Период године када су вршена теренска истраживања одабран је тако да се подудара са периодом године када се таргетоване инвазивне биљне врсте налазе у фази пуног развоја и цветања.

Сакупљање података на терену обављено је на укупно 250 локалитета, од чега 217 у рипаријалу река (**Слика 1, Табела 1**) и 33 у рипаријалним зонама канала (**Слика 2, Табела 2**). Теренска истраживања вршена су на 39 река (**Табела 1**), које припадају свим речним сливовима Србије (**Слика 1**), према подели Републичког хидрометеоролошког завода Србије (RHMZ, 2018), изузев слива Јадранског мора. Реке су одабране тако да сви већи речни сливови буду заступљени у истраживању и како би се остварила што уједначенија географска покривеност истраживаног подручја и просторна резолуција резултата. Реке које припадају сливу Јадранског мора (речни систем Белог Дрима) нису анализирани из безбедносних и техничких разлога, јер се речни токови овог слива највећим делом свога тока налазе на територији АП Косово и Метохија.

У истраживања је такође укључена и мрежа канала хидросистема Дунав-Тиса-Дунав, уз анализу рипаријалних зона дуж шест деоница канала ХС ДТД (**Слика 2**):

- 1) Банатска Паланка – Нови Бечеј (11 локалитета)
- 2) Бечеј – Богојево (доња деоница Великог Бачког канала, 5 локалитета)
- 3) Каравуково – Бачки Петровац (8 локалитета)
- 4) Нови Сад – Савино Село (5 локалитета)
- 5) Кикиндски канал (2 локалитета)
- 6) Врбас – Бездан (горња деоница Великог Бачког канала, 2 локалитета).

Позиционирање локалитета истраживања дуж одабраних речних токова и деоница канала вршено је тако да су локалитети равномерно распоређени дуж водотока, услед чега су тачно растојање између локалитета, као и њихов укупан број на одређеном водотоку, зависили од дужине самог речног тока, односно деонице канала.

Подаци о вегетацији сакупљани су на лонгитудиналним трансектима дужине 100 m, постављеним паралелно са речним током (Aguilar и сар., 2001, 2005). Трансекти су постављени на речној обали, на половини растојања између нивоа воде и златне греде (Aguilar и Ferreira, 2005), како би на најбољи начин представљали одраз транзиционе природе рипаријалне вегетације. Сваки лонгитудинални трансект састојао се од пет снимака (плотова) дужине 20 m, постављених у низу један за другим у оквиру датог трансекта (модификовано по Aguilar и сар., 2001).

Позиција лонгитудиналног трансекта на коме су сакупљани подаци о рипаријалној вегетацији у склопу стандардне RHS деонице дужине 500 m одређивана је тако да у оквиру дате RHS деонице представља репрезентативни трансект са највећим уделом бројности и покривности инвазивних врста.

Вредности бројности и покривности затупљених биљних врста процењиване су визуелно у сваком снимку (плоту) и бележене за све присутне аутохтоне и алохтоне биљне врсте. За оцену бројности и покривности коришћена је *van der Maarel*-ова скала (van der Maarel, 1979). Оцена бројности и покривности инвазивних врста коришћена у даљим нумеричким анализама вршена је на нивоу читавог трансекта дужине 100 m, такође у складу са *van der Maarel*-овом скалом бројности и покривности (van der Maarel, 1979).

Идентификација присутних биљних врста вршена је *in loco*, док су врсте које нису могле бити идентификоване на терену фотографисане и сакупљане за хербарски материјал, који је накнадно идентификован у лабораторији Одсека за корове Института за заштиту биља и животну средину у Београду и Лабораторији за екологију биљака, Департмана за биологију и екологију Природно-математичког факултета Универзитета у Новом Саду, коришћењем стандардне литературе Tutin и сар. (1964, 1968, 1972, 1976, 1980) и Javorka и Csapody (1975).

Геореференцирање теренских података вршено је коришћењем GPS Garmin eTrex 10 уређаја, а мапе дистрибуције израђене су применом софтвера DIVA-GIS 7.5 (Hijmans и сар., 2012).

3.5.2 Одређивање типова станишта у складу са EUNIS класификацијом

Тип станишта на локалитету одређен је у складу са EUNIS класификацијом типова станишта (Davies и сар., 2004, 2012), док су називи станишта на српском језику прилагођени у складу са националним системом класификације (Lakušić и Medarević, 2010). Идентификација типа станишта на терену била је заснована на експертској процени и потврђена је увидом у физичке карактеристике станишта и флористички састав вегетације на истраживаном локалитету. Идентификација типа станишта вршена је до трећег хијерархијског нивоа, у складу са последњом верзијом EUNIS кодова за класификацију (Davies и сар., 2012).

3.5.3 Сакупљање података о карактеристикама станишта

Сакупљање података о релевантним физичким и хидроморфолошким карактеристикама истраживаних водотокова вршено је применом *River Habitat Survey* (RHS) методе (Raven и сар., 1998), у периоду лето-јесен 2013-2016. године, када су сакупљани и подаци о рипаријалној вегетацији.

RHS метода представља стандардну методу која се примењује у процесу карактеризације и процене физичких својстава водотокова (Radulović и Teodorović, 2011). Сакупљање података о физичким карактеристикама и димензијама речног тока (обале и корита), доминантној подлози/супстрату на обали и у речном кориту, типу тока, начинима коришћења земљишта у приобаљу (унутар зоне од 5 и 50 m од истраживане деонице), структури вегетације на обали и присуству и врсти антропогених притисака врши се праћењем стандардног RHS протокола (Radulović и Teodorović, 2011). Прикупљање података обавља се на стандардној деоници дужине 500 m, при чему се бележење релевантних параметара врши на 10 подједнако удаљених тачака (*spotchecks*).

На свих 250 локалитета подаци о физичким и хидроморфолошким карактеристикама водотока сакупљани су на стандардној деоници дужине 500 m,

у складу са протоколом предвиђеним RHS методом (Radulović и Teodorović, 2011). У даљим нумеричким анализама које се тичу односа анализираних инвазивних врста и забележених параметара издвојени су подаци о конкретним физичким и хидроморфолошким карактеристикама релевантним за део деонице дуг 100 m (3 тачке, односно 3 *spotcheck*-а), који се подудара са позицијом лонгитудиналног трансекта на коме су сакуљани подаци о вегетацији.

3.6 Припрема података за обраду у нумеричким анализама

3.6.1 Припрема хидроморфолошких података за обраду у нумеричким анализама

За потребе статистичке анализе односа заступљености анализираних инвазивних биљних врста у рипаријалу истраживаних речних токова и канала и хидроморфолошких карактеристика истраживаних локалитета одабран је део целокупног сета података прикупљеног у складу са стандардним протоколом RHS методе (Radulović и Teodorović, 2011). У анализи утицаја физичких и хидроморфолошких карактеристика водотока одабрани су релевантни подаци о његовим основним физичким карактеристикама (**Табела 4**) и физичким карактеристикама обале (**Табела 5**).

Табела 4. Одабрани сет варијабли који се односи на основне физичке карактеристике водотока

Карактеристика која се анализира	Вредност анализираних карактеристике	Ознака варијабле у анализи
тип водотока	река	R
	канал	K
доминантан облик речне долине	плитка долина у облику слова В	PDV
	дубока долина у облику слова В	DDV
	клинска долина	Klis
	конкавна долина	KD
	асиметрична долина	AD
	долина у облику слова У	DU

Карактеристика која се анализира	Вредност анализиране карактеристике	Ознака варијабле у анализи
	долина без уочљивих обала	DbUO
јасно изражено дно речне долине	не/да	n-IDRD / IDRD
присуство алувијалне равни	не/да	n-AR / AR
присуство вештачких објеката на деоници од 500 m	уставе	n-U/U
	цевоводи	
	мостови	n-M/M
	испусти/водозахвати	
	фордови/газ	
дефлектори		
вештачки измењен профил обале	не/да	PPO/VPO
поравнато речно корито	не/да	
продубљивано речно корито	не/да	n-PRK/PRK
вода преграђена браном	не/да	n-B/B

*истакнуте су оне описне варијабле које су приказане у резултатима нумеричких анализа заступљености инвазивних врста

Табела 5. Одабрани сет варијабли који се односи на физичке карактеристике обале

Карактеристика која се анализира	Вредност анализиране карактеристике	Ознака варијабле у анализи
доминантан материјал обале	стеновито, чврсто тло	BE
	крупно камење	BO
	камење пречника 64 – 256 mm	CO
	шљунак/песак	GS
	растресита земља	EA
	тресет	SI
	глина	CL
	бетон	CC
	обала ојачана металним плочама	SP
	обала учвршћена дрвеним гредама	WP
	крупно камење у жичаним корпама	GA
цигла, слагани камен	BR	

Карактеристика која се анализира	Вредност анализиране карактеристике	Ознака варијабле у анализи
	крупно, неправилно, нецементирано камење	RR
	отпад	TD
	синтетичка тканина	FA
	биоинжењерски материјали	BI
промене на обали	нема	NO
	измењен профил обале	RS
	ојачан профил обале	RI
	изгажена обала	PC
	изгажена обала, без вегетације	PC(B)
	вештачка тераса, плато	BM
	насип, бент	EM
објекти на обалама	нема	NO
	еродирани литице	EC
	стабилне литице	SC
	жало без биљног покривача	PB
	жало обрасло вегетацијом	VP
	штранд без биљног покривача	SB
	штранд обрастао вегетацијом	VS
	алувијална равна – природни насип	NB

*истакнуте су оне описне варијабле које су приказане у резултатима нумеричких анализа заступљености инвазивних врста

3.6.2 Припрема података о антропогеном утицају и активностима за обраду у нумеричким анализама

За потребе статистичке анализе односа заступљености анализираних инвазивних биљних врста у рипаријалу истраживаних речних токова и канала и доминантних антропогених утицаја на истраживаном локалитету као показатељ антропогеног утицаја и активности коришћени су релевантни подаци регистровани у складу са стандардним протоколом RHS методе (Radulović и Teodorović, 2011). Одабран је сет података који се тиче начина коришћења земљишта у приобаљу (**Табела 6**), присуства објеката од посебног значаја на обали (**Табела 7**), значајних

антропогених утицаја на локалитету (Табела 8) и недавних водопривредних активности (Табела 9).

Табела 6. Одабрани сет варијабли који се односи на начине коришћења земљишта у приобаљу.

Карактеристика која се анализира	Вредност анализираних карактеристике	Начин рачунања	Ознака варијабле
начини коришћења земљишта у приобаљу	широколисне/мешане шуме	не/да	BL
	засади широколисног/мешаног дрвећа	не/да	BP
	четинарске шуме	не/да	CW
	засади четинара	не/да	CP
	шипражје и жбуње	не/да	SH
	воћњак	не/да	OR
	ливада	не/да	RP
	урбана зона	не/да	SU
	обрадиво земљиште	не/да	TL
	наводњавано земљиште	не/да	IL
	паркови или баште	не/да	PG

Табела 7. Одабрани сет варијабли који се односи на објекте од посебног значаја на обали.

Карактеристика која се анализира	Вредност анализираних карактеристике	Начин рачунања	Ознака варијабле
објекти од посебног значаја на обали	влажне шуме	не/да	RF
	тршњак	не/да	RE

Табела 8. Одабрани сет варијабли који се односи на значајне антропогене утицаје на локалитету.

Карактеристика која се анализира	Вредност анализираних карактеристике	Начин рачунања	Ознака варијабле
значајни антропогени утицаји на локалитету	пут	не/да	RO
	пруга	не/да	RA
	становање	не/да	HO
	индустрија	не/да	IND
	рибарство	не/да	FSH
	пошумљавање	не/да	RF

Табела 9. Одабрани сет варијабли који се односи на недавне водопривредне активности на локалитету.

Карактеристика која се анализира	Вредност анализираних карактеристике	Начин рачунања	Ознака варијабле
недавне водопривредне активности	опоравак речног екосистема	не/да	RRE
	вађење шљунка	не/да	GE
	кошење обала	не/да	WM
	уништавање корова	не/да	WC
	присуство врста рода <i>Alnus</i> на локалитету	не/да	AL

3.6.3 HMS и HQA скорови

Вредности HMS (*Habitat Modification Score*) и HQA (*Habitat Quality Assessment*) скорова одражавају укупна својства станишта. HQA скор означава класу станишног квалитета, односно дефинише диверзитет станишта и истраживаног дела реке у хидроморфолошком смислу, док HMS представља класу измене станишта, односно одражава степен модификација, тј. измењености анализираних водотока на датој RHS деоници (Raven и сар., 1998).

За 146 од укупно 250 локалитета (30 од 39 речних токова) прикупљени подаци о карактеристикама водотока унети су у SERCON базу података (Ovuka и сар., 2015) и извршено је скоровање (Табеле 10 и 11).

Документовани подаци о физичким и хидроморфолошким карактеристикама истраживаних деоница на 96 локалитета дуж тока девет река (Дунав, Сава, Тиса, Западна Морава, Јужна Морава, Ресава, Јабланица, Топлица, Ројга) и свих канала мреже ХС ДТД нису скоровани, односно за овај сет података нису доступне вредности релевантних HMS и HQA скорова.

Вредности HMS и HQA скорова такође нису доступне ни за додатних осам локалитета (S1R5L6, S1R7L4, S1R7L8, S1R8L1, S1R11L3, S1R11L6, S4R1L5 и S7R1L11) из првог сета од 30 река које су скороване.

Табела 10. Варијабле HQA скорова и подскорова

Карактеристика која се вреднује	Ознака варијабле
A. Тип тока (<i>Flow type sub-score</i>)	FTss
B. Речно дно (<i>Channel substrate sub-score</i>)	CFss
C. Објекти у речном кориту (<i>Channel feature sub-score</i>)	CFss
D. Објекти на обали (<i>Bank feature sub-score</i>)	BFss
E. Структура вегетације на обали (<i>Bank vegetation structure sub-score</i>)	BVSss
F. Вегетација у речном кориту (<i>In-stream channel vegetation sub-score</i>)	ISCVss
G. Начин коришћења земљишта унутар 50 m (<i>Land-use within 50 m sub-score</i>)	LU50ss
H. Дрвеће и додатни објекти (<i>Trees and associated features sub-score</i>)	TAFss
I. Посевни објекти (<i>Special features sub-score</i>)	SFss
Укупна вредност HQA скорa	HQAtot

*истакнуте су оне описне варијабле које су издвојене у току нумеричке RDA анализе

Табела 11. Варијабле HMS скорова и подскорова

Карактеристика која се вреднује	Ознака варијабле
HMS: Цефоводи (<i>Culverts sub-score</i>)	CULsc
C) Доминантан материјал обале по тачкама (<i>Spot-check Bank Material</i>)	scBM
D) Измене обале по тачкама – ојачан профил обале (<i>Spot-check Bank Modification – Reinforced</i>)	scBM-RI
E) Ојачан профил обале на целој деоници (<i>Sweep-up Bank Profiles – Reinforced</i>)	suBP-RI
G) Доминантан материјал у речном кориту (<i>Spot-check Channel Substrate</i>)	scCS
H) Измене у речном кориту по тачкама – ојачано корито (<i>Spot-check Channel Modification – Reinforcement</i>)	scCM-RI
HMS: Ојачање обале и корита (<i>Bank and Bed Reinforcement sub-score</i>)	B&B-RIss
I) Измене обале по тачкама – измењен профил обале (<i>Spot-check Bank Modification – Resectioned</i>)	scBM-RS
J) Измењен профил обале на целој деоници (<i>Sweep-up Bank Profiles – Resectioned</i>)	SuBP-RS
K) Измене у речном кориту по тачкама – измењен профил (<i>Spot-check Channel Modification – Resectioned</i>)	scCM-RS
L) Измене речног корита на целој деоници – продубљивање (<i>Sweep-up Channel Modification – Over-deepened</i>)	SuCM-OD
HMS: Измена профила обале и корита (<i>Bank and Bed Resectioning sub-score</i>)	B&B-RSss
M) Измене обале по тачкама – вештачке терасе (<i>Spot-check Bank Modification</i>)	scBM
N) Измене обале по тачкама – насипи (<i>Spot-check Bank Modification – Embankments</i>)	scBM-EM
O) Профил обале на целој деоници – Вештачки профил обале (<i>Sweep-up Bank Profiles – Artificial two-stage</i>)	SuBP-A2s

Карактеристика која се вреднује	Ознака варијабле
P) Профил обале на целој деоници – насип (<i>Sweep-up Bank Profiles – Embanked</i>)	SuBP-EM
Q) Профил обале на целој деоници – удањени насип (<i>Sweep-up Bank Profiles – Set-back Embankment</i>)	SuBP-SbEM
Вештачке терасе и насипи (<i>Berms and Embankments sub-score</i>)	B&Ess
Бране и уставе (<i>Weirs/Dams/Sluices sub-score</i>)	WDSss
Мостови (<i>Bridges sub-score</i>)	Bss
Изгажено тло (<i>Poaching sub-score</i>)	PCss
Фордови (<i>Fords sub-score</i>)	Fss
Испусти/дефлектори (<i>Outfalls/Deflectors sub-score</i>)	ODss
Укупна вредност HMS скорa	HMS _{tot}

* истакнуте су оне описне варијабле које су издвојене у току нумеричке RDA анализе

3.7 Статистичка обрада података

За потребе статистичке анализе података која је обухватила инвазивне врсте биљака и варијабле везане за карактеристике истраживаних локалитета (Табеле 4, 5, 6, 7, 8 и 9) коришћен је софтвер за анализу еколошких података CANOCO, верзија 5.0 (ter Braak i Šmilauer, 2012). У анализи података коришћене су анализа главних компоненти (*Principal Component Analysis – PCA*), канонијска коресподентна анализа (*Canonical Correspondence Analysis – CCA*) и анализа редувантности (*Redundancy Analysis – RDA*). Поред тога, за основне дескриптивне анализе података и *t-test* коришћен је софтверски пакет STATISTICA 8.0 (StatSoft, 2008).

Примарна матрица (Матрица 1) унета у програм састојала се од 26 анализираних таксона, регистрованих на 250 локалитета. Таксони су представљени вредношћу бројности и покривности израженом према *van der Maarel*-овој скали (van der Maarel, 1979). Поменута база података (Матрица 1) у којој су таксони представљени појединачно коришћена је у CCA анализи, док су у PCA и RDA анализама обрађиване одговарајуће групе таксона, формиране према животној форми, пореклу и степену инвазивности, а у складу са подацима из Табеле 3.

Како би се инвазивне врсте биљака представљене у Матрици 1 груписале коришћена је опција „*trait averages*“. Први корак је подразумевао креирање нове табеле у програму у којој се сваком таксону који је наведен у Матрици 1 додељује одговарајућа категорија из одређене групе (животна форма, порекло и степен

инвазивности; Табела 3). Након овог корака, свака од новоформираних табела је посебно комбинована са Матрицом 1 помоћу опције „*trait averages*“ како би се добиле нове матрице: Матрица 2 која садржи шест животних форми, Матрица 3 у којој је представљено три степена инвазивности и Матрица 4 која садржи седам категорија које се односе на порекло инвазивних врста забележених у овом раду. Све новоформиране матрице као и Матрица 1 подразумевају укључивање свих 250 локалитета у анализу.

Имајући у виду да животне стратегије биљних врста у великој мери одређују на који начин, где и када ће рипаријалне инвазивне врсте колонизовати одређени локалитет (Richardson и сар., 2007; Nuccì и сар., 2012), ради се груписање инвазивних врста у односу на њихову животну форму за даље нумеричке анализе. Груписање према пореклу, односно континентима са којих анализиране врсте воде порекло, оправдано је тиме што је показано да врсте одређеног порекла показују преференције према одређеним типовима станишта и доминантним факторима животне средине (Godefroid и Koedam, 2003; Nuccì и сар., 2012).

Подаци који се односе на инвазивне врсте биљака дијаграмима су представљене у односу на велики број параметара, од којих је највећи део био описног карактера. Код појединих анализа на ординационом дијаграму представљена је једна варијабла, док је у случају других анализа представљено више варијабли. Описне варијабле (Табеле 4, 5, 6, 7, 8 и 9) коришћене су углавном као суплементарне (додатне) варијабле, док су HQA и HMS скорови коришћени као главне, експланаторне варијабле, где је то било могуће. Велики број описних варијабли био је бинарног карактера (имао је ознаке „да“ и „не“), при чему се ознака „да“ односила на присуство одређеног својства који та варијабла представља. У циљу боље прегледности, са појединих дијаграма су уклоњене категорије варијабли које се односе на одсуство („не“) одређеног својства за анализирану варијаблу.

3.7.1 Анализа главних компоненти

Са циљем илустровања односа истраживаних инвазивних врста и варијабли које се односе на карактеристике истраживаних локалитета (тип станишта, надморска висина, физичке карактеристике водотока, физичке карактеристике обале, начини

коришћења земљишта у приобаљу, објекти од посебног значаја на обали, значајне антропогене утицаје на локалитету и водопривредне активности на локалитету) коришћена је анализа главних компоненти. Ова анализа одабрана је због великог броја описних варијабли (Табеле 4, 5, 6, 7, 8 и 9) које се односе на наведене карактеристике истраживаних локалитета.

Сва три поменута груписања инвазивних врста биљака (Матрице 2, 3 и 4) анализирана су РСА анализом, при чему су описне варијабле које се односе на карактеристике локалитета коришћене као додатне (суплементарне) варијабле. Дужина градијента приликом коришћења Матрице 2 (груписање према животној форми) износила је 2,8 за све анализе, при коришћењу Матрице 3 (груписање према степену инвазивности) 2,2, а при коришћењу Матрице 4 (груписање према пореклу) 2,4 SD јединице.

У раду су приказани дијаграми који представљају резултат РСА анализе сета података Матрице 2 (врсте груписане у односу на **животну форму**) и варијабли које се односе на: тип станишта у коме се налази анализирани трансект (анализиран на другом и трећем нивоу EUNIS класификације), надморску висину локалитета (категорисану у складу са Рауповић и сар., 2011), доминантан материјал обале (Табела 5), промене на обали (Табела 5), објекте на обали (Табела 5), начин коришћења земљишта у приобаљу (Табела 6), присуство објеката од посебног значаја на обали (Табела 7) и недавне водопривредне активности на локалитету (Табела 9).

РСА анализе односа сета података Матрице 3 (груписање према **степену инвазивности**) и одабраних варијабли које се односе на: тип водотока и доминантан облик речне долине (Табела 4), хидроморфолошке карактеристике водотока (Табела 4), доминантан материјал обале (Табела 5), промене на обали (Табела 5), објекте на обали (Табела 5) и доминантне антропогене утицаје (Табела 8) илустроване су дијаграмима у даљим резултатима.

Анализа главних компоненти која је укључила Матрицу 4 (груписање у односу на **порекло**) у односу на варијабле: тип станишта у коме се налази анализирани трансект (анализиран на другом и трећем нивоу EUNIS класификације),

надморску висину локалитета (категорисану у складу са Рауповић и сар., 2011), тип водотока (Табела 4), начин коришћења земљишта у приобаљу (Табела 6), доминантне антропогене утицаје (Табела 8) резултовала је одговарајућим РСА дијаграмима представљеним у даљим резултатима.

3.7.2 Канонијска коресподентна анализа

Са циљем да се упореди веза између документованих таксона инвазивних врста биљака и речног слива коме реке дуж којих су забележене врсте припадају, рађена је канонијска коресподентна анализа (ССА), јер је дужина градијента износила 5,1 SD јединица. За потребе ове анализе, анализирана је примарна матрица (Матрица 1, сет података који укључује све врсте) и експланаторна варијабла која се односи на сливоде. На једном дијаграму представљен је однос сливова и свих таксона, а на другом, однос сливова и десет најбоље фитованих таксона инвазивних врста биљака.

3.7.3 Анализа редундантности

Један од циљева је био и да се упореди веза између документованих таксона инвазивних врста биљака груписаних према животној форми и засебно НQA и HMS скорова преузетих из SERCON софтвера (Ovuka и сар., 2015) користећи анализу редундантности (RDA).

За потребе ове анализе коришћена је Матрица 2 (врсте груписане у односу на животну форму) и НQA, односно HMS скорови који су посматрани као експланаторне варијабле. RDA анализа (линеарна метода) је одабрана јер је дужина градијента приликом тестирања матрице животних форми у случају НQA скорова износила 2,5, а у случају HMS скорова 2,6 SD јединица. На једном дијаграму представљен је однос животних форми и значајних НQA скорова, а на другом RDA дијаграму однос исте матрице података и значајних HMS скорова.

У анализама су као експланаторне варијабле коришћени они скорови који су имали значајност $p < 0,05$, а који су издвојени помоћу опције “*Interactive forward selection*”. На основу тога су у финалне анализе укључена три НQA скорa (ISCVss, LU50ss и CFss, Табела 10) и три HMS скорa (B&B-RSss, scBM-RI и scCS, Табела

11). Као додатак, у свакој анализи коришћена је по једна суплементарна (додатна) варијабла која означава вредност укупног HQA, односно HMS скорa.

Приликом RDA анализе Матрице 3 (груписање према степену инвазивности) и Матрице 4 (груписање према пореклу) се коришћењем опције “*Interactive forward selection*” није издвојио ниједан HQA скор. Са друге стране, код врста груписаних према пореклу (Матрица 4) се од HMS скорова (Табела 11) издвајају scBM-RS, SuBP-RS и SuBP-A2s скорови, док се код врста груписаних према степену инвазивности (Матрица 3) издвајају HMS скорови B&B-RSss и B&B-RISss, што у даљим резултатима није приказано. У анализи појединачних врста (Матрица 1) издвојила су се два HQA скорa (ISCVss и FTss), као и један HMS скор (B&B-RSss), што у даљим резултатима такође није приказано.

4. Резултати и дискусија

4.1 Преглед присуства акватичних инвазивних биљних врста у површинским водама Србије

Подаци сакупљени на основу прегледа литературе и теренских истраживања указују на присуство осам акватичних инвазивних биљних врста (Табела 12) у слатководним екосистемима (реке, канали и језера) на подручју Србије (Anđelković и сар., 2016б; Živković и сар., 2019). Према броју налаза истичу се врсте *Vallisneria spiralis* са 88 регистрованих налаза, затим *Azolla filiculoides* са 69 и *Elodea nuttallii* са 54 налаза. Најмањи је број налаза за две врсте чије је присуство у текућим водама наше земље документовано последњих година - *Cabomba caroliniana* (Vukov и сар., 2013) и *Pistia stratiotes* (Živković и сар., 2019) (Табела 12).

Табела 12. Листа регистрованих акватичних инвазивних биљних врста на подручју Србије

Таксон	Фамилија	Порекло	Број налаза
1 <i>Azolla cristata</i> Kaulf	Azollaceae	Северна, Јужна и Централна Америка	42
2 <i>Azolla filiculoides</i> Lamarck	Azollaceae	Северна, Јужна и Централна Америка	69
3 <i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray	Cabombaceae	Јужна Америка	4
4 <i>Elodea canadensis</i> Michaux	Hydrocharitaceae	Северна Америка	46
5 <i>Elodea nuttallii</i> (Planch.) H. St. John	Hydrocharitaceae	Северна Америка	54
6 <i>Pistia stratiotes</i> Linnaeus	Araceae	Јужна Америка	3
7 <i>Paspalum distichum</i> Linnaeus	Poaceae	Јужна и Централна Америка	19
8 <i>Vallisneria spiralis</i> Linnaeus	Hydrocharitaceae	Северна Африка, Азија, Јужна Европа	88

Имајући у виду број страних акватичних биљних врста које су регистроване у површинским копненим водама одређених европских земаља попут Немачке (24 стране акватичне биљне врсте; Hussner и сар., 2010) и Француске (31 врста, Thiébaud, 2007), која међу европским земљама броји највише страних акватичних биљних врста (Hussner, 2012), број врста које су до сада регистроване у површинским копненим водама на територији Србије делује као релативно низак.

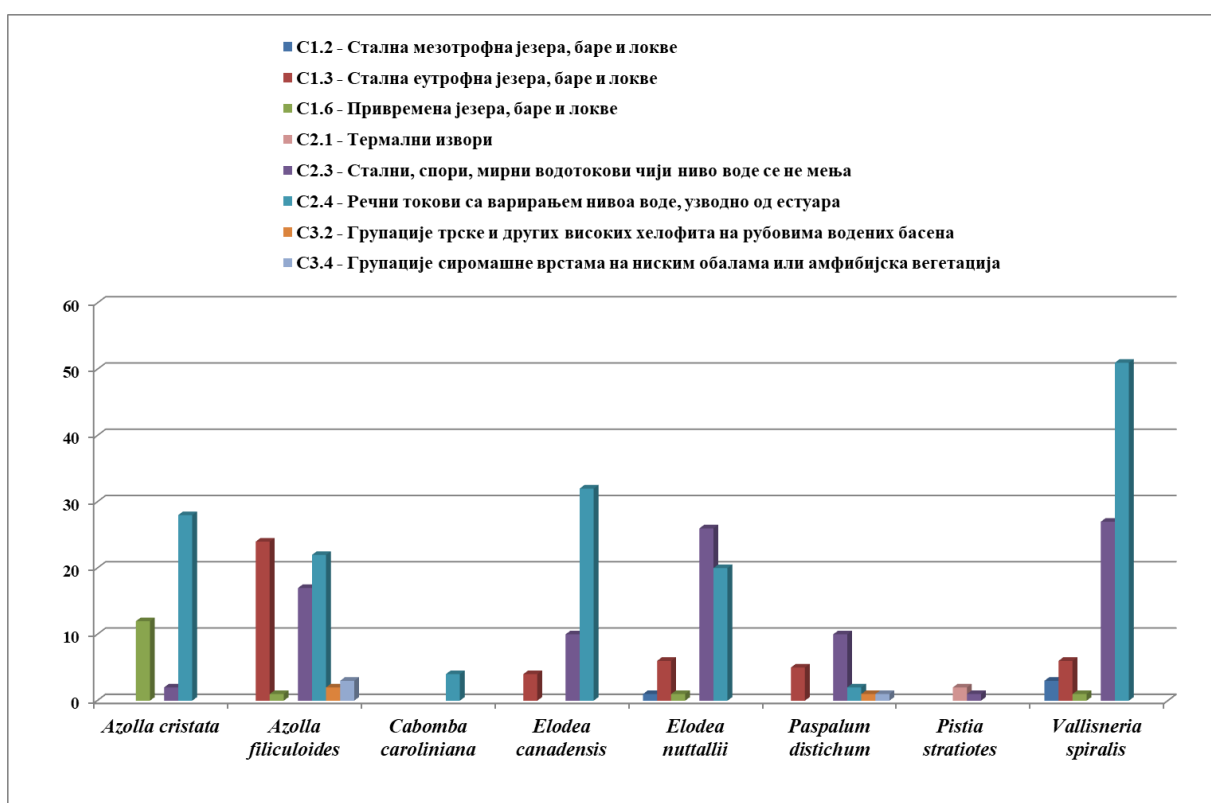
Међутим, када се број врста забележен код нас пореди са државама у региону, вредности су сличне. Тако подаци Rimac и сар. (2018) показују да Хрватска броји седам оваквих врста, Бугарска девет, а Македонија четири (према подацима Hussner, 2012; али када се у укупном броју рачуна и *Paspalum distichum*). Међутим, имајући у виду чињеницу да је у Румунији регистровано присуство 13 страних акватичних врста (Anastasiu и сар., 2007), а Мађарској 26 (Mesterházy и сар., 2009), оправдано је очекивати да ће број страних (потенцијално инвазивних) акватичних врста у Србији расти. Основни разлог за то је што се Србија граничи са ове две државе, у односу на њих је позиционирана низводно и са њима дели значајан број водотока. Управо се први налаз врсте *Cabomba caroliniana* у површинским водама Војводине (Vukov и сар., 2013) може сматрати показатељем колики је значај низводног положаја наше земље на водотоцима које дели са државама попут Мађарске, у којима су дате инвазивне врсте већ присутне (Király и сар., 2008).

У **Табели 10** је дат преглед порекла регистрованих акватичних инвазивних врста, при чему је јасно да својим бројем (87,5%) доминирају врсте пореклом из Америке (Северна и Јужна), док једна регистрована врста (*Vallisneria spiralis*) води порекло из Азије, Северне Африке и Јужне Европе.

Све наведене регистроване врсте могу се сматрати неофитама (у складу са Rušek и сар., 2004), односно врстама које су на територију која за њих није аутохтони ареал доспеле након 1492. године, односно открића Америке. Чињеница да већина страних акватичних биљних врста забележених на подручју Србије води порекло из Америке у складу је са резултатима истраживања вршеног за подручје европског континента (Hussner, 2012), које је показало да већина страних акватичних биљних врста у Европи води порекло из Северне и Јужне Америке. Иако Hussner (2012) истиче да на подручју Европе постоји тренд повећања удела страних врста које воде порекло из Азије, за сада је, према постојећим подацима, на подручју Србије забележена само једна врста азијског порекла *Vallisneria spiralis* (**Табела 12**).

Подаци о заступљености акватичних инвазивних биљних врста које су регистроване указују на јасан тренд заступљености свих забележених врста у

текућим водама, за разлику од стајаћих (Слика 4). Реке и канали представљају значајне коридоре који повезују суседне области и станишта у њима, тиме омогућавајући разношење пропагула страних врста (Lodge и сар., 1998; Rahel и Olden, 2008). Такође, рекреативне активности на води, чамци и бродови, као и активности порибљавања могу представљати потенцијалне векторе интродукције страних акватичних биљних врста (Pollux и сар., 2006; Leung и сар., 2006). То су све разлози који би могли бити узрок постојећој разлици у заступљености детектованих врста у рекама и каналима, у односу на стајаће површинске воде на подручју Србије (Слика 4).



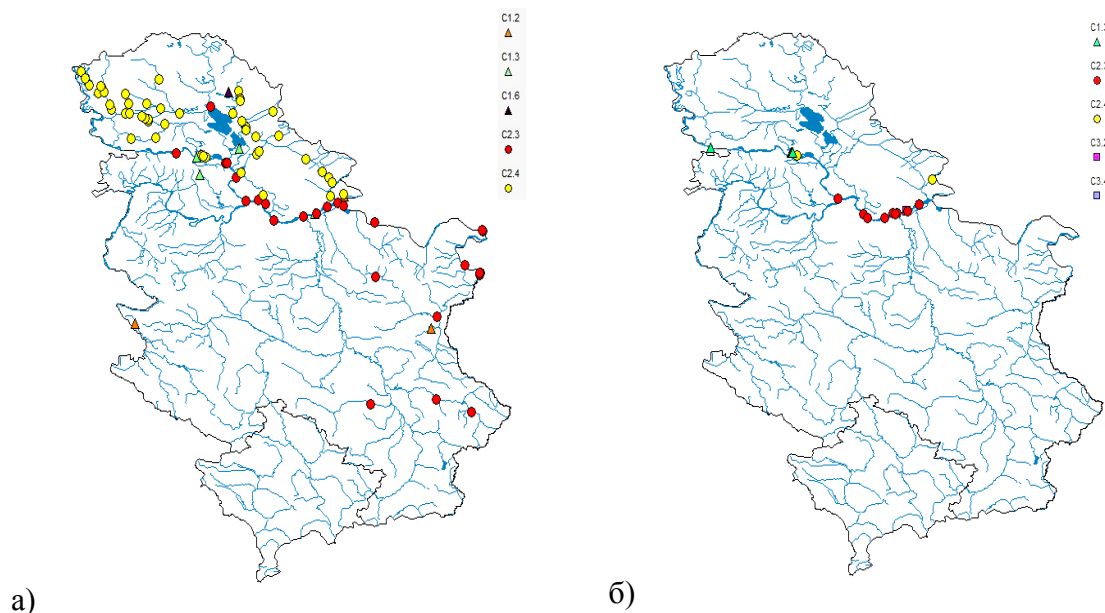
Слика 4. Број налаза акватичних инвазивних биљних врста у различитим типовима станишта (у складу са EUNIS класификацијом)

4.1.1 Дистрибуција регистрованих акватичних инвазивних биљних врста на подручју Србије

Vallisneria spiralis је врста за коју је утврђен највећи број налаза у површинским водама наше земље (Табела 12). Сходно томе, било је очекивано да ће бити заступљена у различитим типовима станишта. Њено присуство регистровано је у

пет различитих типова станишта (**Слика 4**), по EUNIS класификацији, при чему је доминантно била заступљена у С2.4 типу станишта (речни токови са варирањем нивоа воде), са сигнификантних 57% података. Такође је значајан број резултата (31%) био везан и за С2.3 тип станишта (стални, спори, мирни водотокови чији ниво воде се не мења). Мапа њеног распрострањења (**Слика 5**) показује да, за разлику од врста *Azolla cristata* и *Cabomba caroliniana*, *V. spiralis* је регистрована на локалитетима северно од Саве и Дунава, али је њено присуство документовано и у водама Грлишког језера (источна Србија) и језера Спајићи (западна Србија), као и у рекама Млава, Нишава, Топлица и Црни Тимок (источна и југоисточна Србија).

Vallisneria spiralis, као најзаступљенија од забележених акватичних инвазивних биљних врста у Србији, једна је од најшире распрострањених алохтоних макрофитских врста на подручју централне и источне Европе (Hussner, 2012) и по правилу се јавља у еутрофним низијским акватичним екосистемима (Sand-Jensen и сар., 2008). Одликује се високом еколошком пластичношћу и потенцијално је снажан конкурент аутохтоним макрофитским врстама у олиготрофним водама умерених надморских висина (Volpagni и сар., 2015). Како подаци о њеној заступљености у различитим типовима станишта (пет категорија, **Слика 4**), тако и мапа њене дистрибуције (**Слика 5а**), могу се објаснити са једне стране великим бројем укупних налаза ове врсте (**Табела 12**), али и њеном снажном конкурентивношћу и високом еколошком пластичношћу, која јој омогућава опстанак како у водама мреже канала система ДТД, мезотрофним језерима (Грлишко и Спајићи), тако и у рекама источне и југоисточне Србије (**Слика 5**). Vukov и сар. (2017) су потврдили њено присуство дуж тока Дунава кроз Србију, а истраживања Damjanović и сар. (2018) показала су да је ова врста присутна и у језерима дуж доњег тока реке Дрине, на подручју западне Србије, док су Свијановић и сар. (2018) вегетацијску групу у којој су врсте *V. spiralis* и *Potamogeton perfoliatus* доминантне врсте препознали као нову вегетацијску јединицу за подручје наше земље.



а) б)
Слика 5. Мапе распрострањења врста *Vallisneria spiralis* (а) и *Paspalum distichum* (б) на подручју Србије.

Као друга најзаступљенија акватична инвазивна врста у копненим водама наше земље, *Azolla filiculoides* присутна је у све три EUNIS категорије копнених површинских водених станишта (Слика 4). Већина података (57%, Слика 4) везана је за C2 тип станишта по EUNIS класификацији (површинске текуће воде), 36% за стајаће воде (C1 тип станишта) и преосталих пет документованих налаза (7%) за литоралну зону копнених површинских вода (C3 по EUNIS-у) (Слика 4). У погледу њеног географског распрострањења, иако је ова врста доминантно распрострањена на подручју северно од тока Саве и Дунава, одређен број њених налаза везан је за ток Дунава, све до источне границе са Бугарском (Слика 6б).

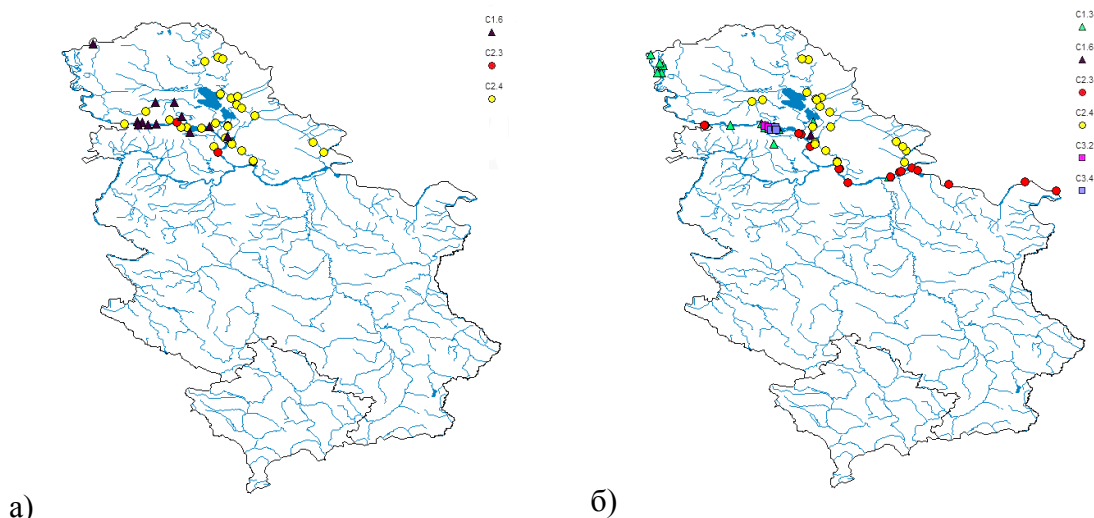
Потенцијални проблем са приказом резултата везаних за врсте рода *Azolla* огледа се у чињеници да је већ дужи низ година прихваћен став међу истраживачима да је на територији Србије присутна само једна врста овог рода – *A. filiculoides*. Такво виђење је у складу са подацима Руšek и сар. (2012), који наводе да је *A. filiculoides* једина широко распрострањена врста овог рода на територији Европе. Међутим, одређен број литературних извора наводи налазе врсте *A. cristata* за подручје Србије, под називом *A. caroliniana* Willdenow, што је до последње ревизије (Niketić и Tomović, 2018) било прихваћено име за овај таксон на подручју Србије. Упркос могућности да су такви наводи о присуству ове врсте могли

настати услед погрешне детерминације биљног материјала, то је немогуће тврдити *a priori* и било је неопходно ове налазе укључити у резултате у том облику. Проблем са таксономијом ове две врсте рода *Azolla* последица је бројних нерешених питања и извор бројних дискусија (Руšek и сар., 2012). Док је истраживање Evrard и van Nove (2004) показало да је на територији Америке могуће таксономски диференцирати само две врсте овог рода (тима сврставши *A. cristata* под *A. filiculoides*), Флора Северне Америке (Lumpkin, 1993) и база *Catalogue of Life* (Hassler, 2019) ове две врсте третирају као засебне. Такође, и рад Pereira и сар. (2011) је применом комбинације морфометрије и молекуларне биологије указао на јасно издвајање врсте *A. cristata* од *A. filiculoides*.

Azolla cristata као пета врста по броју налаза, доминантно је заступљена у површинским текућим водама (71%, односно 30 налаза, **Слика 4**). Међутим, за разлику од врсте *A. filiculoides* код које је 25% налаза везано за сталне, споре и мирне водотокове, код врсте *A. cristata* присуство је углавном (67% налаза, **Слика 4**) везано за С2.4 тип станишта по EUNIS категоризацији (Речни токови са варирањем нивоа воде, узводно од естуара). Сви подаци о распрострањењу ове акватичне инвазивне врсте везани су за површинске воде на територији АП Војводине, што може указивати на то да представљају последицу погрешне детерминације у једном периоду истраживања ових акватичних екосистема и ићи у прилог ставу да је на подручју Србије присутна само врста *A. filiculoides* (**Слика 6а**).

Анализа резултата о присуству и распрострањењу врста *Azolla filiculoides* и *A. cristata* јасно указује на њихову јасну преференцију према текућим површинским водама (**Слика 4**). Такође, значајно је имати у виду и могућност да налази врсте *A. cristata* потенцијално представљају погрешно детерминисане и идентификоване примерке врсте *A. filiculoides*, у ком случају би било могуће да сви постојећи резултати о присуству, преференцији према типу станишта и распрострањењу *A. cristata* заправо представљају резултате релевантне за врсту *A. filiculoides*. Мапе распрострањења обе врсте (**Слика 6**) показују да су оне генерално везане за подручје северно од Саве и Дунава, као и потез дуж тока Дунава, све до границе са Бугарском, у случају врсте *A. filiculoides*. Vukov и сар. (2017) су је забележили на 11,84% истраживаних локалитета дуж тока Дунава

кроз Србију. Географска дистрибуција налаза на хидролошкој мапи Србије (Слика 6б) показује да се, осим дуж тока Дунава, ова врста углавном јавља у каналима главне мреже канала ДТД и у регулисаним водотоцима на подручју Војводине, што је у сагласности са резултатима о заступљености налаза ових врста у различитим типовима станишта, који је доминантно везују за текуће површинске воде (57% налаза, Слика 4).

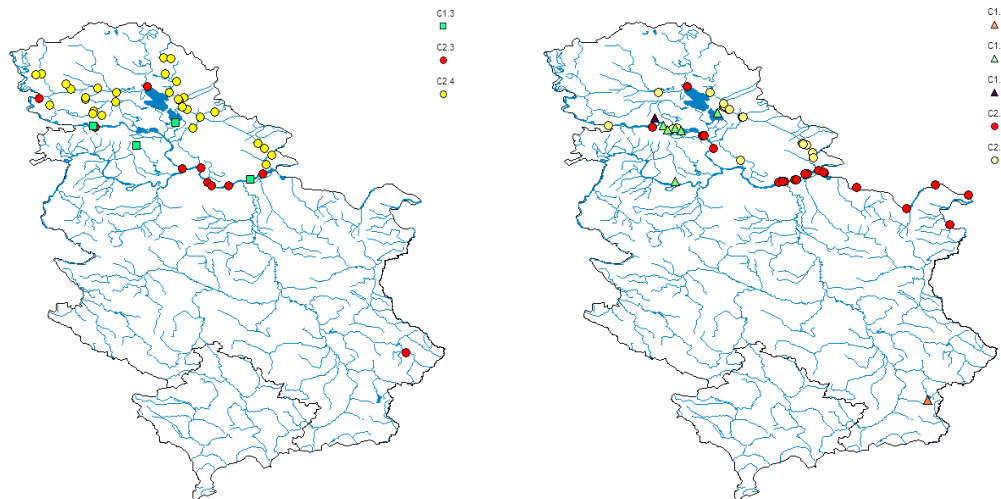


Слика 6. Мапе распрострањења врста *Azolla cristata* (а) и *Azolla filiculoides* (б) на подручју Србије.

Мапе распрострањења (Слика 7) врста *Elodea canadensis* и *E. nuttallii* показују да су ове две врсте махом распрострањене на подручју АП Војводина и дуж тока реке Дунав. У случају врсте *E. nuttallii* изузетак је налаз у Власинском језеру, на подручју југоисточне Србије (Слика 7б), док је *E. canadensis* документована такође и на подручју југоисточне Србије, у реци Нишава (Слика 7а) и у западној Србији, у језерима дуж доњег тока реке Дрине (Дамњановић и сар., 2018). Врста *E. nuttallii* је већином регистрована дуж тока реке Дунав (48% налаза, Слика 4), али је у значајној мери присутна и у водама мреже канала Дунав-Тиса-Дунав (37% налаза, Слика 4). Насупрот томе, *E. canadensis* је махом присутна у водама мреже канала система ДТД (Слика 7а и Слика 4), док су Vukov и сар. (2017) констатовали да је дуж тока Дунава више заступљена на локалитетима који су у мањој мери повезани са главним током и одликују се нижом брзином протока воде.

Врсте *Elodea canadensis* и *E. nuttallii* су у Европу интродуковане у XIX, односно XX веку и од тада се шире европским континентом (Barrat-Segretain и сар., 2002; Barrat-Segretain и Elger, 2004). Иако је врста *E. nuttallii* касније интродукована на територији Европе, ова врста је брзо постала једна од најшире распрострањених страних врста на европском континенту, притом потискујући *E. canadensis* (Barrat-Segretain и Cellot, 2007). Већа заступљеност врсте *E. nuttallii* у односу на *E. canadensis* евидентна је и на подручју наше земље (**Табела 12**). Обе врсте достижу значајну густину популација и формирају популације у којима су (моно)доминантне, а постоје подаци и о њиховом алелопатском деловању којим потенцијално утичу на развој других примарних продуцената у акватичним срединама (Erhard и Gross, 2006). Истраживање Zehnsdorf и сар. (2015) такође истиче да присуство густих популација у којима су ове врсте доминантне негативно утиче на свеукупно стање екосистема, кроз измене у динамици кружења нутријената.

Упркос чињеници да су ове две врсте својим присуством махом везане за језера северозападне Европе (Hilt и Gross, 2008), већина података о њиховој дистрибуцији у Србији везана је за површинске текуће воде (**Слика 4**) – 91% у случају *Elodea canadensis* и 85% у случају *E. nuttallii*, уз значајан изузетак присуства врсте *E. canadensis* у Власинском језеру (**Слика 7**). Ситуација у Србији је на пример слична познатим резултатима из Пољске о дистрибуцији врсте *E. canadensis*, где је она претежно заступљена у мезотрофним и еутрофним низијским речним токовима (Segłowska и сар., 2017). Такође, и присуство ове врсте у језерима у Пољској било је корелисано са већом надморском висином, већом дубином и запремином воде (Kolada и Kutyla, 2016) и ниским до средњим концентрацијама нутријената (у Француској; Greulich и Trémolières, 2006), односно језерима која су по својим карактеристикама слична Власинском језеру (Гавриловић и Дукић, 2014).



а)

б)

Слика 7. Мапе распрострањења врста *Elodea canadensis* (а) и *Elodea nuttallii* (б) на подручју Србије.

Paspalum distichum је са 19 налаза везан за површинске воде Србије и њихове рипаријалне зоне. Највећи број података (50%) карактерише С2.3, док је 25% везано за С2.4 тип станишта (Слика 4). Мапа распрострањења ове врсте (Слика 5б) јасно нам показује да је ова инвазивна врста доминантно присутна дуж тока реке Дунав и у водама његових меандара и рукаваца. Овакав тип распрострањења врсте *P. distichum* указује да управо Дунав представља примарни коридор ширења ове акватичне инвазивне врсте.

Иако се у тропској зони Америке, на подручју где је нативна врста, *Paspalum distichum* сматра пожељним елементом природних екосистема, у областима где је интродукована, ова врста често формира густе, популације доминира на обалама река и у рипаријалним областима, потискујући притом аутохтону вегетацију (Aguilar и сар., 2005). На територији бивше Југославије први пут је њено присуство регистровано у првој половини XX века и од тог времена се брзо шири, освајајући нова станишта и тиме потискујући природну акватичну вегетацију са доминацијом врста *Potamogeton spp.* и *Ceratophyllum spp.* (Stevanović и сар., 2004). Свијановић и сар. (2018) су вегетацијску групу у којој је *P. distichum* константна врста препознали као нову вегетацијску јединицу за подручје Србије. Мапа распрострањења *P. distichum* (Слика 5б) јасно показује да је ова врста доминантно присутна дуж коридора Дунава, његових меандара и рукаваца, што

јасно указује да би се управо Дунав могао сматрати основним коридором ширења *P. distichum* у Србији. Такав закључак поклапа се и са резултатима истраживања Stevanović и сар. (2004), који су документовали распрострањење ове врсте дуж тока реке Дунав, на потезу од Београда до бране Ђердап (са центром распрострањења на Лабудовом окну).

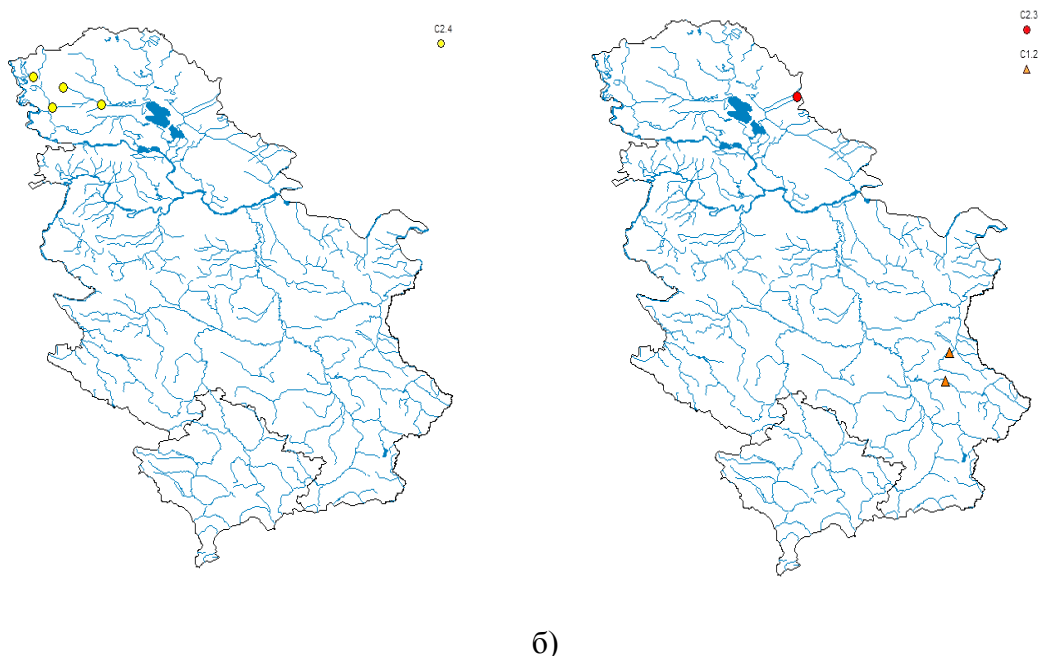
Cabomba caroliniana је по први пут у Србији регистрована 2008. године у водама канала Врбас-Бездан, делу мреже хидросистема ДТД (Vukov и сар., 2013). Како су и сви наредни налази ове врсте такође били везани за различите деонице мреже канала у оквиру ДТД система (**Слика 8а**), сви досадашњи подаци о присуству ове инвазивне врсте у површинским водама Србије односе се на С2.4 тип станишта по EUNIS-у (**Слика 4**).

Једна од хипотеза о пореклу ове врсте у водама Србије јесте ширење из мреже канала суседне Мађарске, где је познато да ова врста већ две деценије има успостављене презимљујуће популације (Mesterházy и сар., 2009). Упркос чињеници да постоји могућност да су регистроване јединке резултат антропогене активности, односно да представљају бачене акваријумске биљке, Vukov и сар. (2013) истичу да је већа вероватноћа да је ширење водотоковима из суседне републике био пут интродукције ове стране акватичне врсте у нашу земљу.

Присуство врсте *Pistia stratiotes* је по први пут регистровано у површинским водама Србије крајем 2017. године, на делу тока реке Пловни Бегеј у близини села Српски Итебеј (Банат, АП Војводина; Živković и сар., 2019). На истраживаној деоници реке примерци ове инвазивне врсте забележени су дуж четири трансекта речног тока. Примерци ове врсте су и раније спорадично бележени у термалним водама: термални извор „Бањица“ у Сићевачкој клисури (Randelović и сар., 1995) и Ргошка бања, у близини Књажевца (Bogosavljević и сар., 2007). Стога, анализирајући мапу распрострањења *P. stratiotes* (**Слика 8б**) могу се запазити три тачке њеног присуства – једна у типу станишта С2.3 и две у типу станишта С2.1 (**Слика 4**).

Pistia stratiotes је инвазивна акватична биљна врста чије је присуство потврђено у 15 европских земаља (ЕРРО, 2017б), али је за нашу земљу од посебног значаја податак да је ова врста већ присутна на подручју суседне Румуније (Lansdown и

сар., 2016; EPPO, 2017а, б). Локалитет где је *P. stratiotes* први пут забележена у површинским текућим водама АП Војводине (Živković и сар., 2019) је у непосредној близини (1,2 km) и низводно од границе са Румунијом. Што се тиче литературних података о присуству ове врсте у термалним изворима, постоје подаци да је намеран узгој ове стране биљне врсте покушан у Сокобањи, са идејом израде вештачког водног тела, а у склопу погона за третман отпадних вода (Nikolić и сар., 2009б), па постоји могућност да је спорадично присуство ове врсте у термалним водама Сићевачке клисуре (Randelović и сар., 1995) и Ргошке бање (Bogosavljević и сар., 2007) такође последица њеног намерног узгоја, а у срединама чији су услови погодни за њен раст и развој (Živković и сар., 2019).



Слика 8. Мапе распрострањења врста *Cabomba caroliniana* (а) и *Pistia stratiotes* (б) на подручју Србије.

Мапе распрострањења свих регистрованих акватичних инвазивних биљних врста (Слике 5-8) јасно показују да су све врсте својим присуством доминантно везане за северни, низијски део Србије, односно подручје АП Војводина, што се може тумачити на неколико начина. Пре свега, станишта која генерално погодују опстанку и развоју ових биљних врста, односно споротекуће и високо регулисане реке и канали за наводњавање (мрежа канала хидросистема ДТД) налазе се управо у овом делу наше земље. Такође, реке Сава и Дунав, као потенцијални коридори

међународних инвазија, такође су већим делом просторно везани за овај део Србије (Anđelković и сар., 2016б). У складу са запажањем Hussner и сар. (2010), већина инвазија прати главне пловне путеве у Европи, и ово би могло бити потенцијално објашњење зашто је управо територија Војводине у нашој земљи под највећим притиском интродукција страних и инвазивних врста. Добијени резултати који показују да је већина страних врста заступљена у језерима која се налазе у северном, низијском делу Србије, у складу са резултатима истраживања Lascou и Freedman (2006), који су констатовали да се број акватичних биљних врста највећи на мањим надморским висинама. Додатни разлог за такву неравномерност у броју налаза могао би бити последица и чињенице да су реке и канали у Војводини изучавани знатно више и уз регуларну динамику истраживања, тиме представљајући веома опсежан извор података.

4.1.2 Подаци о степену инвазивности страних акватичних биљних врста регистрованих у површинским водама Србије

Од страних акватичних биљних врста које су регистроване у површинским водама Србије (Табела 12), три врсте су категорисане као јако инвазивне (*Eloдея canadensis*, *E. nuttallii* и *Paspalum distichum*), а једна као потенцијално инвазивна (*Azolla filiculoides*) у складу са Прелиминарном листом инвазивних биљних врста у Србији (Лазаревић и сар., 2012б, Табела 13). Према категоризацији извршеној од стране ЕРРО организације, три врсте се налазе на Листи страних инвазивних врста (*Cabomba caroliniana*, *E. nuttallii* и *P. distichum*), *A. filiculoides* на Листи страних инвазивних врста за праћење (*Observation list of invasive alien plants*), а *Pistia stratiotes* на А2 листи карантинских врста препоручених за контролу (*Lists of pests recommended for regulation as quarantine pests*), на коју је уврштена 2017. године. Иако се врсте *A. cristata* и *Vallisneria spiralis* не налазе на Прелиминарној листи инвазивних биљних врста наше земље (Лазаревић и сар., 2012б), као ни на листама ЕРРО организације, обе врсте су уврштене у Листу инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011), па се стога и у овом раду третирају као инвазивне. (Табела 13).

Табела 13. Статус инвазивности регистрованих страних акватичних биљних врста

#	Таксон	Статус инвазивности (Лазаревић и сар. 2012б)	Статус инвазивности (ЕРРО организација)*
1	<i>Azolla cristata</i> **	-	-
2	<i>Azolla filiculoides</i> **	Потенцијално инвазивна	Листа страних инвазивних врста за праћење
3	<i>Cabomba caroliniana</i>	-	Листа страних инвазивних врста
4	<i>Elodea canadensis</i> **	Јако инвазивна	-
5	<i>Elodea nuttallii</i> **	Јако инвазивна	Листа страних инвазивних врста
6	<i>Paspalum distichum</i> **	Јако инвазивна	Листа страних инвазивних врста
7	<i>Pistia stratiotes</i>	-	A2 листа контролираних карантинских врста
8	<i>Vallisneria spiralis</i> **	-	-

* *Observation list of invasive alien plants; List of invasive alien plants; A2 List of pests recommended for regulation as quarantine pests*

** налази се на Листи инвазивних врста на подручју АП Војводине (IASV, 2011).

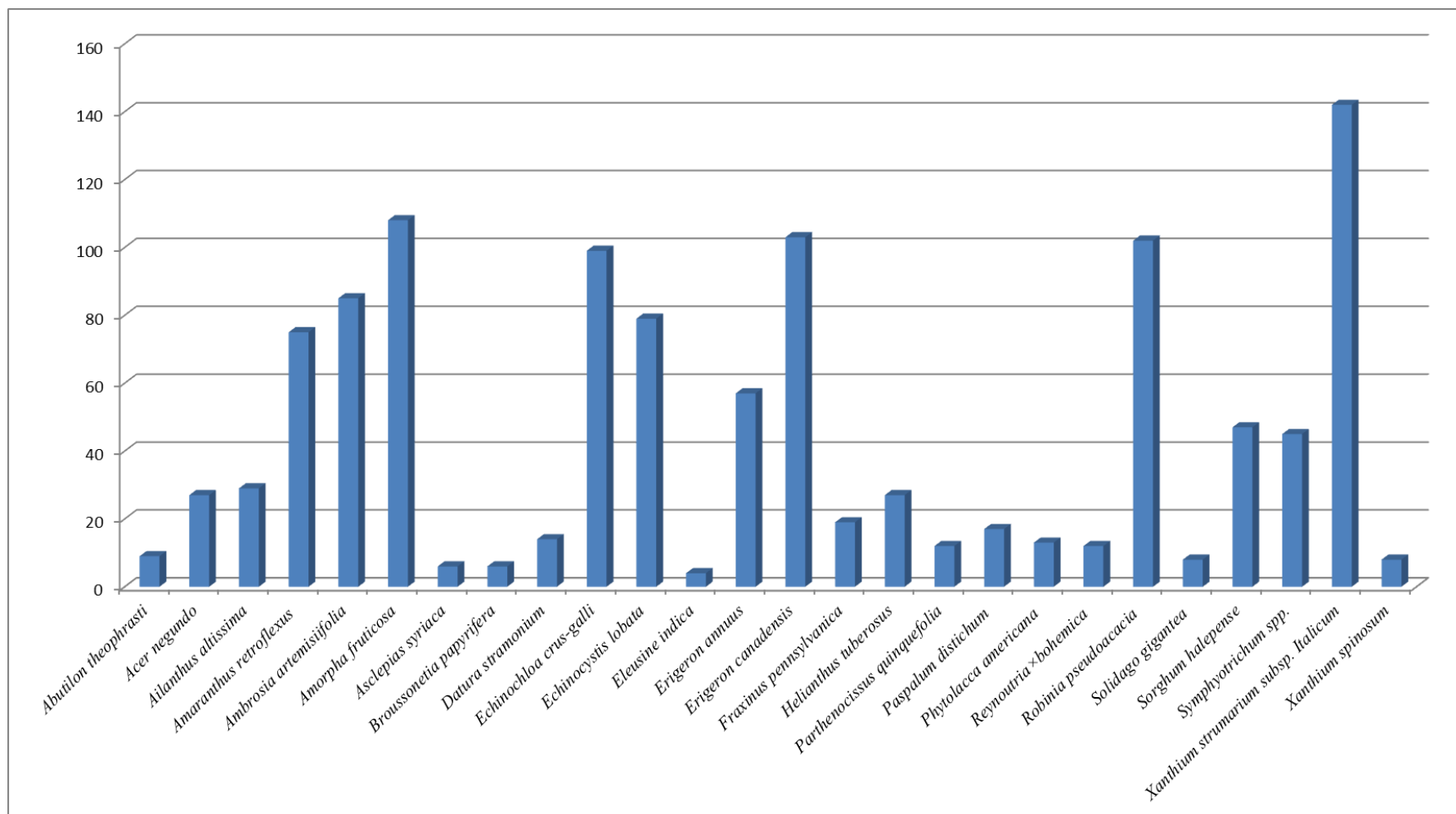
4.2 Рипаријалне зоне река и канала Србије као коридори инвазије

Од 26 инвазивних биљака чије је присуство праћено и анализирано на истраживаних 250 локалитета, таксони са највећим присуством су *Xanthium strumarium* subsp. *italicum* (регистрована на 142 локалитета, у свих девет речних сливова и ХС ДТД), *Amorpha fruticosa* (регистрована на 108 локалитета, у свих девет речних сливова и ХС ДТД), *Erigeron canadensis* (регистрована на 103 локалитета, у свих девет речних сливова и ХС ДТД), *Robinia pseudoacacia* (регистрована на 102 локалитета, у свих девет речних сливова и ХС ДТД) и *Echinochloa crus-galli* (регистрована на 99 локалитета, у девет речних сливова). Најмање заступљене инвазивне врсте су биле *Eleusine indica*, чије је присуство регистровано на четири локалитета, *Asclepias syriaca* и *Broussonetia papyrifera*, регистроване на шест локалитета, и врсте *Solidago gigantea* и *Xanthium spinosum* регистроване на осам локалитета (Табела 14, Слика 9).

У односу на број река, *Xanthium strumarium* subsp. *italicum* и *Robinia pseudoacacia* су утврђене дуж највећег броја речних токова - 35 и 36, што представља 89,74%, односно 92,3% укупног броја речних токова који су били укључени у анализу. Присуство врста *Echinochloa crus-galli* и *Erigeron canadensis* је регистровано дуж тока 28 река, односно 71,79% укупног броја анализираних речних токова, док је *Amorpha fruticosa* као трећа најзаступљенија врста регистрована дуж тока 25 река и четири деонице канала, што чини 64,1% укупног броја речних токова. Од најмање заступљених инвазивних врста, присуство врсте *Eleusine indica* забележено је дуж тока само једне реке (и једне деонице канала), врсте *Solidago gigantea* и *Xanthium spinosum* дуж токова две реке, али четири, односно три деонице канала ХС ДТД, док су *Asclepias syriaca* и *Broussonetia papyrifera* регистроване дуж токова три реке и две деонице канала ХС ДТД.

Табела 14. Преглед броја налаза анализираних инвазивних таксона по речним сливовима

Таксон / Речни слив	Слив Дунава	Слив Саве	Слив Колубаре	Слив Дрине	Слив Велике Мохаве	Слив Западне Мохаве	Слив Јужне Мохаве	Слив Егејског моча	Слив Тимока	Канал ДТД	Укупан број налаза таксона
<i>Abutilon theophrasti</i> Medik.	6						1			2	9
<i>Acer negundo</i> L.	19	3			2	1	1		1		27
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	7	4				4	6		7	1	29
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	34	5	1	4	6	11	8		1	5	75
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	29	10	12	6	2	8	4		1	13	85
<i>Amorpha fruticosa</i> L.	47	10	1	3	5	6	11	1	10	14	108
<i>Asclepias syriaca</i> L.	2	1								3	6
<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) Vent.	2	1			1					2	6
<i>Datura stramonium</i> L.	8		2		1	1	1			1	14
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	42	7	9	9	5	14	6	2	5		99
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. & A. Gray	16	4	8	7	9	12	11		10	2	79
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	3									1	4
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers.	25	2	4	2	1	4	4		2	13	57
<i>Erigeron canadensis</i> L.	31	4	8	5	6	9	15	1	11	13	103
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marshall	1	3	7				6		2		19
<i>Helianthus tuberosus</i> L.		1	2	9		4	3	1	6	1	27
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	5	1			2				2	2	12
<i>Paspalum distichum</i> L.	10	1		1		3			2		17
<i>Phytolacca americana</i> L.	3		1			4	3		2		13
<i>Reynoutria×bohemica</i> J. Chrtek & A. Chrtkova		3	1	4		4					12
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	18	5	10	8	7	17	19	2	9	7	102
<i>Solidago gigantea</i> Aiton	2									6	8
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	19	4	2	2	2	8	1			9	47
<i>Symphotrichum</i> spp.	10	2	6	3	6	1	10		2	5	45
<i>Xanthium strumarium</i> L. subsp. <i>italicum</i> (Moretti) D. Löve	43	11	13	9	10	18	21	2	11	4	142
<i>Xanthium spinosum</i> L.	2									6	8
Укупан број налаза инвазивних таксона у сливу	384	82	87	72	65	129	131	9	84	110	1153
Укупан број локалитета у сливу	74	17	17	18	16	25	34	2	14	33	250
Просечан број налаза у односу на број локалитета	5.19	4.82	5.12	4.00	4.06	5.16	3.85	4.50	6.00	3.33	4.61



Слика 9. Број налаза инвазивних биљних таксона утврђених у рипаријалним подручјима на територији Србије

У погледу порекла регистрованих инвазивних врста, најзаступљеније су врсте северноамеричког порекла (62%), са 829 налаза (71,89%), праћене врстама азијског порекла (31%), са 285 налаза (24,72%). Врсте које воде порекло из Централне Америке (4%) и Африке (4%), као и врсте пореклом из Јужне Америке (8%) и врсте евроазијског порекла биле су знатно мање заступљене (8%). Од ових група врста, врсте евроазијског порекла (*Echinochloa crus-galli* и *Sorghum halepense*) броје највећи број налаза (146 налаза, односно 12,66% од укупног броја).

Удео у пореклу заступљених врста у складу је са резултатима истраживањима Schnitzler и сар. (2007) вршеним на нивоу рипаријалних шума Европе (врсте северноамеричког порекла 51%, врсте пореклом из Азије 38%), као и са резултатима Liendo и сар. (2015) за рипаријална подручја области Кантабрије (Шпанија), где врсте северноамеричког порекла чине 35%, а врсте пореклом из Азије 17% пристуних врста.

У глобалном сету података Hejda и сар. (2015) врсте азијског порекла такође представљају другу најчесталију групу инвазивних врста, али за разлику од врста анализираних у овом истраживању, врсте афричког порекла заправо представљају доминантну групу инвазивних врста.

Што се тиче животних форми анализираних инвазивних врста, доминирају терофите, са 46% врста у 692 налаза укупно. Следећа два најзаступљенија типа животних форми су фанерофите (19%) и геофите (15%), са 183 и 93 налаза, редом. Хемикриптофите су представљене са три врсте (12%, 65 налаза), док је присутна по једна врста нанофанерофита (*Amorpha fruticosa*) и лијана (*Parthenocissus quinquefolia*), са 108, односно 12 налаза укупно.

Доминантан удео терофита у анализи подудара се са резултатима Hejda и сар. (2015) према којима су једногодишње биљне врсте међу најзаступљенијим инвазивним страним врстама на територији Европе. Иако су терофите, уз хемикриптофите, најзаступљенија животна форма међу рипаријалним инвазивним врстама и према резултатима Nucci и сар. (2012), хемикриптофите су у њиховом сету података биле најзаступљеније у рипаријалу река континенталне Италије,

док у резултатима овог истраживања чине свега 12% врста. Утврђени подаци су у складу са резултатима Nucci и сар. (2012), који такође бележе већи удео фанерофита, у односу на геофите.

У погледу степена инвазивности најбројније су јако инвазивне врсте, са 56% и укупних 792 налаза. Спорадично инвазивне врсте чине 20% истраживаних врста (233 налаза), а потенцијално инвазивне 24% (укупно 119 налаза).

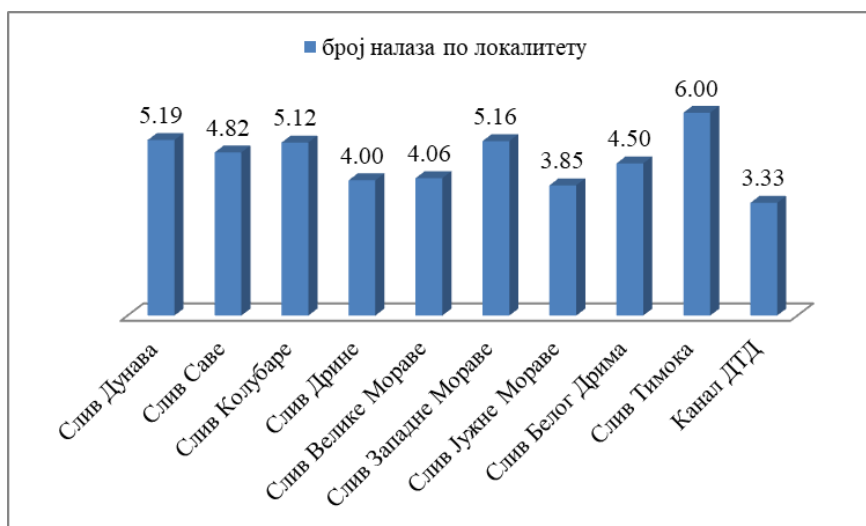
Неопходно је истаћи да од 250 локалитета колико је укупно анализирано дуж тока река и канала, на њих седам није забележено присуство ниједне стране инвазивне биљне врсте. То су локалитети Жагубица (река Млава) у оквиру слива Дунава, Црна Трава, Штутгарт и Власина (река Власина) и Врање (река Јужна Морава) у оквиру слива Јужне Мораве и локалитети Каравуково 1 и Дeroње (деоница канала Каравуково – Бачки Петровац), у оквиру мреже канала Дунав-Тиса-Дунав (**Табеле 1 и 2**). На два локалитета (Лозница, на реци Штири, слив Дрине и Ужице, река Ђетиња, слив Западне Мораве) такође није забележено присуство инвазивних врста, јер због редовног механичког одржавања обале (кошење) није било могуће идентификовати присутне врсте.

4.2.1 Заступљеност инвазивних таксона по речним сливовима на подручју Србије

У контексту речних сливова, највећи број налаза страних инвазивних врста забележен је дуж токова река које припадају сливу Дунава (384 налаза), затим Јужне Мораве (131 налаза) и Западне Мораве (129 налаза). Најмањи број је забележен дуж тока реке Пчиња, која је једина анализирана у оквиру слива Белог Дрима (9 налаза, **Табела 14**).

Међутим, неопходно је узети у обзир и укупан број локалитета који је анализиран у оквиру сваког речног слива, јер је у оквиру слива Дунава уједно анализиран и највећи број локалитета (74). У том смислу, поређење укупног броја налаза инвазивних врста са бројем анализираних локалитета датог слива (**Слика 10**) је показало следеће: слив реке Тимок - 6,00 налаза/локалитет (укупно 84), слив реке Дунав 5,19 (укупно 384), Западне Мораве 5,16 (укупно 129), Колубаре 5,12 (укупно 87) и Саве 4,82 (укупно 82). Слив Јужне Мораве се више не издваја, јер је

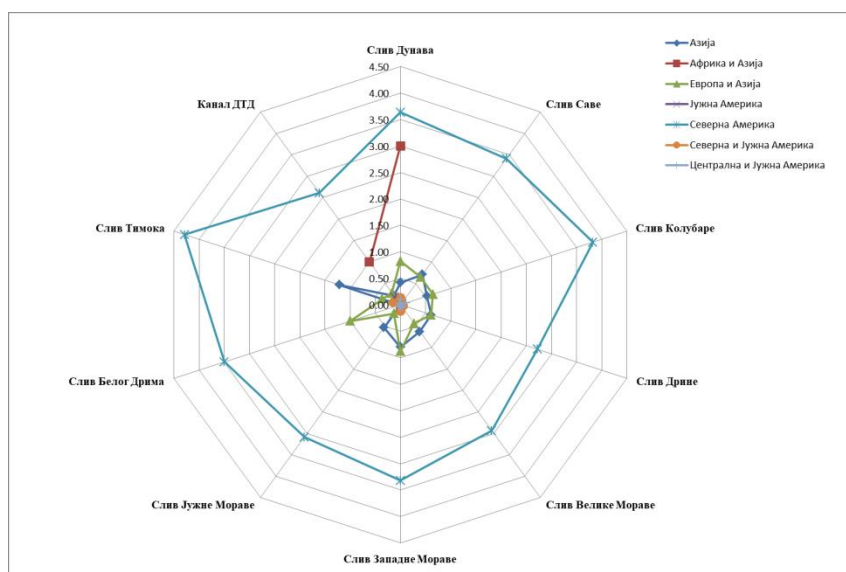
у односу на број локалитета (3,85 налаза/локалитет; укупно 131 налаз), тај број мањи у односу на друге речне сливове, што је последица чињенице да се у оквиру овог слива налази значајан број локалитета на реци Власини, са малим бројем налаза и чак три локалитета без регистрованих страних инвазивних врста, као и један локалитет без регистрованих страних инвазивних врста на Јужној Морави.



Слика 10. Просечан број налаза инвазивних врста у односу на број локалитета у датом речном сливу.

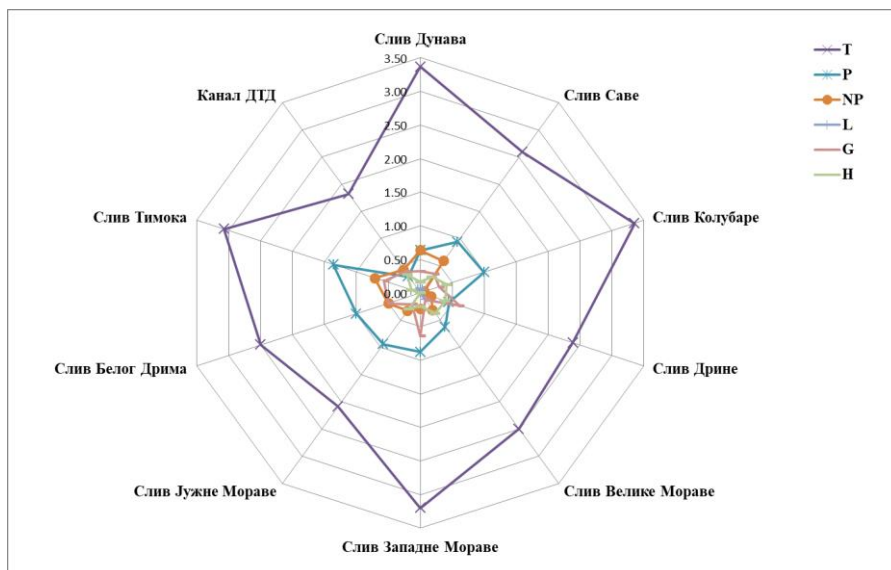
Врсте северноамеричког порекла биле су доминантно везане за слив Дунава (269, 32,72% налаза), Јужне Мораве (105, 12,77%) и мреже канала ХС ДТД (86, 10,46%, **Табела 14**). Међутим, када се у обзир узме број истраживаних локалитета (**Слика 11**), по броју налаза по локалитету истиче се слив Тимока, са 4,29 налаза по локалитету, праћен сливом Колубаре (3,82) и Дунава (3,64). Азијске врсте су највише регистроване дуж токова река које припадају сливу Дунава (22,96%), Западне (14,81%) и Јужне Мораве (13,33%), гледано по укупном броју налаза ових врста. Узимајући у обзир број анализираних локалитета, врсте азијског порекла су биле документоване са 1,21 налазом по локалитету дуж река из слива Тимока, затим 0,80 налаза по локалитету у сливу Западне Мораве и 0,71 налаз по локалитету дуж река из слива Саве. Врсте афричког (*Eleusine indica*) и јужноамеричког порекла (*Xanthium spinosum*) се истичу по томе што су својим присуством везане искључиво за слив Дунава и мрежу канала ХС ДТД, док се врста *Datura stramonium* (Централна и Јужна Америка) јавља спорадично (0,03 –

0,12 налаза у односу на број локалитета, односно од 1 до 8 локалитета) у сливовима свих река, изузев сливова Саве, Тимока и Белог Дрима.



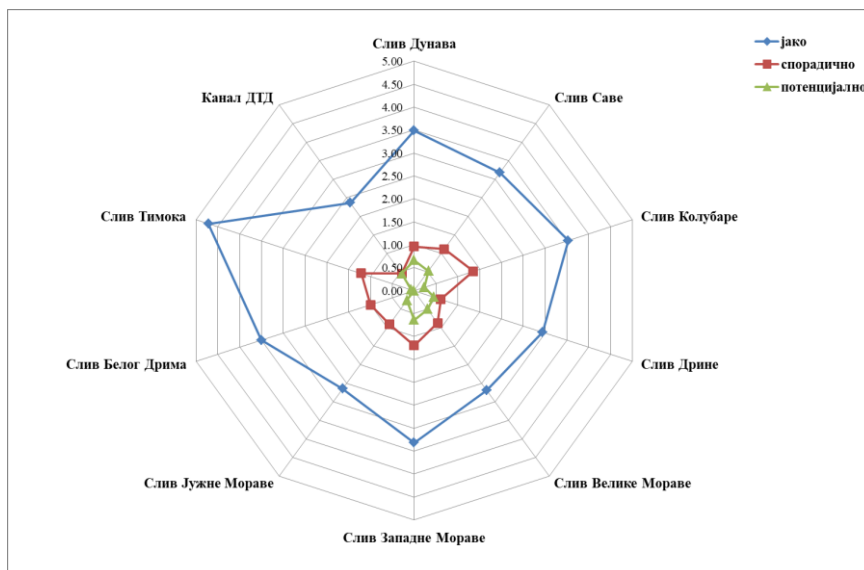
Слика 11. Заступљеност страних инвазивних врста у односу на порекло, изражена по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу.

Анализа присуства анализираних инвазивних врста показује да су врсте доминантне животне форме терофита са највећим бројем налаза забележене дуж река дунавског слива (249), Западне (80) и Јужне Мораве (71, **Табела 14**). Када се тај број анализира у односу на број истраживаних локалитета (**Слика 12**), истичу се сливови Дунава и Колубаре, са 3,36 и 3,35 налаза, редом, док слив Западне Мораве броји 3,20 налаза терофита по локалитету. Фанерофите су са највећим бројем налаза биле регистроване у сливовима Дунава (47), Јужне (32) и Западне Мораве (22), а геофите у сливу Дунава (24), Западне Мораве (16) и Дрине са 11 налаза (**Табела 14**). Посматрано у односу на број локалитета, највећи број налаза фанерофита забележен је у сливу Тимока (1,36, **Слика 12**), геофите су са највећим бројем налаза биле присутне у сливу Западне Мораве (0,64), Дрине (0,61) и Тимока (0,57), а хемикриптофите у сливовима Колубаре (0,41), Дрине (0,39) и Велике Мораве (0,38), док је највећи укупан број њихових налаза био у сливу Дунава (12, **Табела 14**). Највећи број налаза нанофанерофита (*Amorpha fruticosa*) је забележен у сливовима Тимока (0,71), Дунава (0,64) и Саве (0,59), а врсте *Parthenocissus quinquefolia* у сливовима Тимока и Велике Мораве са 0,14 и 0,13 налаза редом (**Слика 12**).



Слика 12. Заступљеност страних инвазивних врста у односу на животну форму, изражено по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу (за објашњење ознака животних форми видети **Табелу 3**).

Највећи број налаза јако инвазивних врста регистрован је дуж река дунавског слива (258), док је у односу на број истраживаних локалитета (**Слика 13**), тај број био највећи у сливовима Тимока (4,71), Колубаре (3,53) и Белог Дрима (3,50). Спорадично инвазивне врсте су са највећим бројем налаза биле присутне у дунавском сливу (71), али је просечан број налаза ових врста по локалитету био забележен у сливовима Колубаре (1,35), Тимока (1,21) и Западне Мораве (1,20). Број налаза потенцијално инвазивних врста такође је био највећи дуж река које припадају сливу Дунава, док је просечан број налаза у односу на број истраживаних локалитета био највећи у сливовима Дунава (0,66), Западне Мораве (0,64) и Саве (0,53).



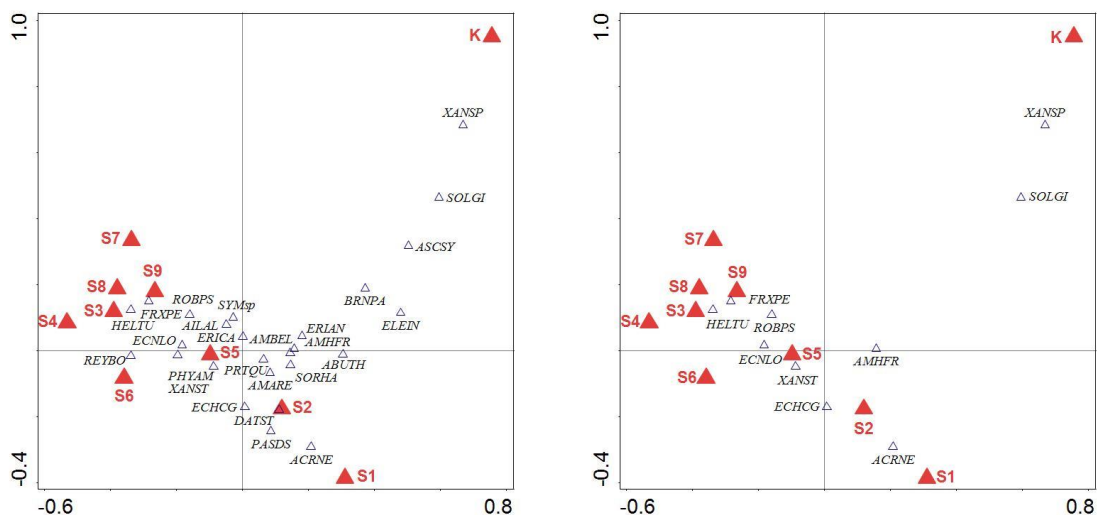
Слика 13. Заступљеност страних инвазивних врста у односу на степен инвазивности, изражено по броју налаза ових врста у односу на укупан број локалитета у сливу.

4.2.2 Рипаријалне зоне река и канала као коридори ширења појединачних инвазивних врста

Однос појединачних таксона забележених инвазивних биљних врста и речних сливова приказан је на **Слици 14**. Коришћена је ССА анализа, која је описала 10,7% варијабилности у подацима, уз значајност $F=3,1$, $p=0,002$. На дијаграму се уочава да је велики број врста, заједно са сливовима, смештен у централном делу дијаграма. Из тога се може закључити да је највећи број врста забележен у већем броју сливова, а не само у једном. Једна од врста која се издваја својим положајем на дијаграму је *Acer negundo*, која је према резултатима ове анализе најзаступљенија у сливу Дунава. Такође, од свих сливова највише се издваја мрежа канала ХС ДТД (К на **Слици 14а**). Иако се ниједна врста не везује искључиво за канале, може се рећи да су врсте *Xanthium spinosum*, *Solidago gigantea* и *Asclepias syriaca* више заступљене у рипаријалу мреже канала ХС ДТД, у поређењу са рипаријалним зонама других речних сливова.

Приказ 10 најбоље фитованих таксона дат је на **Слици 14б**. Овај графички приказ указује на то да се врста *Helianthus tuberosus* својом бројношћу и покровношћу највише истиче у рекама слива Дрине, врста *Robinia pseudoacacia* у сливовима

Тимока и Велике Мораве, а *Echinocystis lobata* у сливу Западне Мораве. Врста *Amorpha fruticosa* се према резултатима ове анализе истиче највише у сливовима Саве, Велике Мораве и дуж канала мреже ХС ДТД, дуж којих су доминантно присутне и врсте *Xanthium spinosum* и *Solidago gigantea*. Врста *Echinochloa crus-galli* везана је пре свега за реке у сливовима Саве и Велике Мораве, а *Acer negundo* за реке дунавског слива.



Слика 14. Канонијско коресподентна анализа појединачних инвазивних таксона у односу на речне сливове. На **Слици 14а** приказане су сви анализирани таксони, а на **Слици 14б** 10 најбоље фитованих (за објашњење ознака анализираних таксона и речних сливова видети **Табеле 1** и **3**).

Резултати нумеричких анализа приказани на **Слици 14**, као и графички приказ заступљености појединачних инвазивних врста по речним сливовима (**Слика 3**) указују на постојање разлика у дистрибуцији истраживаних врста у оквиру рипаријалних зона у оквиру различитих речних сливова.

Врста *Abutilon theophrasti* је углавном документована дуж тока река које припадају сливу Дунава (66,67% налаза), уз спорадично присуство дуж тока Западне Мораве (3 локалитета, **Табела 14**, **Слика 11**). Оваква дистрибуција у складу је са резултатима картирања (Vrbničanin и сар., 2008а) који су такође показали да је *A. theophrasti* најзаступљенији у региону Србије који одговара токовима река Дунавског слива. Такође, његово присуство уз заступљеност до 25% документовано је и у долини Западне Мораве, слично резултатима на **Слици**

15-1. Ова врста је широко распрострањена у пољопривредним областима јужне и југоисточне Европе (Follak и сар., 2014), где представља један од значајнијих корова у окопавинама (Vrbničanin и сар., 2008a; Simić и сар., 2012). Имајући у виду да је у овом раду врста *A. theophrasti* регистрована само на једном локалитету (Краставче, слив Јужне Мораве), а Vrbničanin и сар. (2008a) су је документовали на великом броју тачака на подручју југоисточне Србије, може се очекивати да ће у наредном периоду бити повећана учесталост ове врсте и у рипаријалним зонама овог дела наше земље.

Acer negundo је према резултатима нумеричких анализа (Слика 14a) најзаступљенији дуж река које припадају сливу Дунава, што показује и графички приказ на Слици 3 (68,86% налаза), као и резултати изложени на Сликама 11 и 12. Истраживања Батањски и сар. (2015) и Stanković (2017) су показала да ова врста формира шумску инвазивну заједницу у којој је једна од доминантних врста и која се јавља на подручјима Лудашког језера, Царске баре и Ковиљско-петроварадинског рита, где потискује аутохтоне биљне заједнице *Salicetum albae rannonicum* и *Populetum nigro-albae* (Батањски и сар., 2015). Сва три наведена подручја налазе се на територији Војводине, као и већина налаза документованих у току овог истраживања (Слика 15-2). Krstivojević и сар. (2012) је такође истичу као једну од инвазивних врста које су заступљене у плантажама тополе на територији Војводине. Поред Војводине истичу се и налази дуж тока Дунава, до Голубца и у сливу Саве, у широј околини Београда. Присуство ове врсте у сливу Саве потврђују и резултати Čavlović и сар. (2011) и Petrović и сар. (2013), док су је Благојевић и сар. (2012) бележили уз ток Дунава, низводно од Београда. Налази врсте *A. negundo* на ширем подручју Београда (нпр. локалитет Пиносава) слажу се и са резултатима Glišić и сар. (2014) који су ову инвазивну дрвенасту врсту регистровали на подручју Авале. Појединачни налази регистровани су у сливовима Велике, Западне и Јужне Мораве и Тимока, од чега је 50% ових налаза карактеристично за урбану зону.

Ailanthus altissima је врста која је највише регистрована на локалитетима у сливовима Дунава, Јужне Мораве и Тимока (Слике 3 и 15-3). Њено присуство је регистровано и у сливу Саве, дуж тока Топчидерске реке, на подручју Београда,

што је и било очекивано имајући у виду њену заступљеност на територији овог града (Stevanović и сар., 2009; Petrović и сар., 2013; Glišić и сар., 2014; Radovanović и сар., 2017). Присуство ове врсте на подручју Војводине подудара се и са резултатима ранијих истраживања (Krstivojević и сар., 2012; Batanjski и сар., 2015; Stanković, 2017). Иако је ова врста од стране Čavlović и сар. (2011) и Stanković (2017) регистрована на подручју СРП „Засавица“, у склопу овог истраживања (**Слика 15-3**) *A. altissima* је у оквиру слива Саве регистрована само на крајњем западу (лок. Моровић) и у широј зони Београда. Локалитети на којима је кисело дрво регистровано у оквиру свих сливова (нпр. Београд, Краљево, Ниш, Прокупље) у складу су са познатом чињеницом да ова врста фаворизује станишта која припадају урбаној зони (Affre и сар., 2010).

Врсте *Amaranthus retroflexus* и *Ambrosia artemisiifolia* регистроване су дуж тока канала мреже ХС ДТД и свих истраживаних речних сливова (**Табела 14, Слика 3, 15-4 и 15-5**). Овакав резултат није изненађујући када се узме у обзир чињеница да су обе врсте економски значајне коровске врсте у инвазији (Vrbničanin и сар., 2004), које су широко распрострањене на територији наше земље (Vrbničanin и сар., 2008a). Исти аутори истичу да је амброзија, осим у усевама, дуж путева и на рудералним површинама, присутна у значајној мери и у долинама већих река (Дрине, Велике, Западне и Јужне Мораве). Резултати приказани на **Слици 15-5** потврђују ове податке, при чему је неопходно додатно истаћи слив Колубаре, где је ова врста регистрована на 70,59% истраживаних локалитета. Упркос чињеници да Vrbničanin и сар. (2008a) посебно наглашавају да је дуж река источне Србије забележено значајно присуство *A. artemisiifolia*, подаци до којих се дошло током овог истраживања указују на њено присуство на само једном локалитету у оквиру слива Тимока (**Табела 14, Слика 15-5**). Заступљеност врсте *A. retroflexus* дуж реке Тисе (83,33% локалитета; **Табела 14**) може бити у вези и са значајним присуством ове врсте у рипаријалу те реке на подручју Румуније (Oprea и Sîrbu, 2006). Генерално, велики број налаза обе врсте на територији Војводине био је очекиван, имајући у виду велике пољопривредне површине на овом подручју (Vrbničanin и сар., 2008a; Nikolić и сар., 2009a; Krstivojević и сар., 2012; Stanković, 2017) и чињеницу да се подручје суседне Мађарске сматра жариштем инвазије ове врсте у Европи (Kröel-Dulay и сар., 2019).

Багремац је регистрован у рипаријалним зонама свих речних сливова (**Слике 3 и 15-6**), на укупно 108 локалитета (**Табела 14**). По броју налаза ове врсте посебно се истичу водотокови у сливовима Дунава, Саве, Јужне Мораве, Тимока и ХС ДТД. Регистрован је на 71% локалитета у сливу Тимока, а на 64% и 59% локалитета у сливовима Дунава и Саве, редом. Такав степен заступљености ове врсте у наведеним сливовима евидентан је и према резултатима приказаним на **Слици 12**. Резултати нумеричке анализе (**Слика 14б**) су, поред слива Саве и ХС ДТД, истакли и слив Велике Мораве, где је *Amorpha fruticosa* регистрована на пет локалитета, са максималном покровношћу од 62,5% (7 према *van der Maarel* скали бројности и покровности, *van der Maarel*, 1979).

Врсте *Asclepias syriaca*, *Broussonetia papyrifera* и *Eleusine indica* регистроване су на малом укупном броју локалитета (шест, за прве две врсте и четири за врсту *E. indica*; **Табела 14**), и у складу са тиме присутне су само у сливовима Дунава (све три врсте), Саве и ХС ДТД (*A. syriaca* и *B. papyrifera*) и на једном локалитету у сливу Велике Мораве (у случају дудовца, **Слика 15-8**). Имајући у виду резултате претходних истраживања (*Stanković-Kalezić* и сар., 2008; *Vrbničanin* и сар., 2008а; *Роров*, 2016; *Stanković*, 2017) која су документовала присуство врсте *A. syriaca* на великом броју локалитета у Војводини (и у мањој мери Мачви и Шумадији, *Vrbničanin* и сар., 2008а), као и чињеницу да врста показује тенденцију ширења уз водотокове (*Роров*, 2016), било је за очекивати да ће ова инвазивна врста у већој мери бити присутна дуж река и канала у наведеним подручјима (**Слика 15-7**). Налази врста *B. papyrifera* (**Слика 15-8**) и *E. indica* (**Слика 15-12**) на подручју шире зоне Београда (територија града) подударују се са подацима *Graoga* и *Spasić* (2008) и *Stevanović* и сар. (2009), док су присуство ове врсте у вештачким шумским засадима на подручју Војводине забележили *Krstivojević* и сар. (2012).

Присуство врсте *Datura stramonium* забележено је на малом броју локалитета, али у чак шест различитих сливова (**Табела 14, Слика 15-9**). Мапа дистрибуције ове врсте (**Слика 15-9**) показује да је највећи број налаза регистрован у северном делу Србије, уз појединачне налазе у сливовима Велике, Западне и Јужне Мораве. У свјим истраживањима *Vrbničanin* и сар. (2008б) су такође показали да је ова врста

највише заступљена на територији Војводине, одакле се шири јужно, долинама већих река.

Врста *Echinochloa crus-galli* регистрована је на 99 локалитета дуж токова река свих истраживаних сливова (**Табела 14**). Већина налаза ове врсте документована је у сливовима Дунава (57%), Западне Мораве (56%) и Колубаре (53%), посматрано по присуству дуж анализираних речних трансеката. Међутим, када се у обзир узме њено присуство дуж река у оквиру датих речних сливова, истичу се слив Дрине, где је регистрована дуж тока свих истраживаних река и сливова Дунава, Јужне и Западне Мораве у рипаријалу 75% истраживаних речних токова (**Слика 15-10**). Такви подаци су у складу и са резултатима приказаним на **Слици 11**. Имајући у виду чињеницу да је *E. crus-galli* значајна коровска врста, изненађујуће је да није регистрована дуж тока канала ХС ДТД, који су у највећем броју случаја окружени обрадивим површинама. Са друге стране, значајна заступљеност ове врсте дуж речних токова није неочекивана и такође је документована у истраживањима рипаријалних станишта Београда (Radovanović и сар., 2017) и рамсарских подручја северног дела Србије (Stanković, 2017).

Echinocystis lobata је заступљена дуж токова свих речних сливова и канала, изузев реке Пчиње (Слив Егејског мора, **Табела 14**). На основу увида у резултате (**Слика 15-11**) може се рећи да је подједнако заступљена у свим сливовима, изузев слива Саве, где се јавља само дуж токова река Босут и Студва. Неопходно је истаћи да се дуж Босута јавља заједно са багремцем и готово у потпуности обраста обале реке. Такође се по покривности ове врсте истичу река Нера и реке из сливова Западне и Велике Мораве. Stanković (2017) у свом истраживању ову врсту истиче као једну од најзаступљенијих инвазивних врста у рамсарским подручјима Војводине, а Radovanović и сар. (2017) као једну од инвазивних врста са највећом учесталашћу у рипаријалним стаништима Београда. Стога, њена значајна заступљеност (укупно 79 налаза, **Табела 14**) у приказаним резултатима била је очекивана.

Инвазивне врсте рода *Erigeron* регистроване су дуж водотокова свих речних сливова, са изузетком слива Егејског мора у случају врсте *E. annuus* (**Слика 15-13**). *E. annuus* и *E. canadensis* присутне су у рипаријалним подручјима наше земље

на великом броју локалитета (**Табела 14**). Мапа дистрибуције врсте *E. canadensis* у великој мери се слаже са подацима Vrbničanin и сар. (2008б), изузев подручја на тремеђи са Црном Гором и Босном и Херцеговином, где ова врста према анализираним подацима није регистрована (**Слика 15-14**). Област где Vrbničanin и сар. (2008б) бележе заступљеност ове врсте од >50% подудара са долином реке Колубаре, где је њено присуство регистровано на свим осим једног локалитета. *E. annuus* једна је од пратећих инвазивних врста са највећим бројем налаза у истраживању Stanković (2017), па значајно присуство ове врсте на подручју Војводине није било неочекивано. Велики број налаза ове врсте такође је био карактеристичан и за рипаријална станишта дуж токова Дунава и Млаве.

Док је присуство врсте *Fraxinus pennsylvanica* доминантно било везано за сливове Колубаре и Јужне Мораве (**Слика 15-15**), *Helianthus tuberosus* се по свом присуству истиче у сливовима Дрине, Западне Мораве и Тимока (**Слика 15-16**). Ова чињеница је делом у складу са подацима Vrbničanin и сар. (2009б), који по заступљености чичоке, осим сливова Дрине и Мораве, истичу још и сливове Саве, Дунава и Ибра. Неочекивано је да врста *F. pennsylvanica* није регистрована на подручју Војводине, јер бројна истраживања сведоче о присуству ове врсте у влажним подручјима овог дела Србије (Krstivojević и сар., 2012; Petrović и сар., 2013; Batajnski и сар., 2015; Stanković, 2017). Потенцијално објашњење ове нелогичности јесте да је случајан одабир локалитета био такав да врста *F. pennsylvanica* није била обухваћена трансектом на коме је регистрована бројност и покровност инвазивних врста, као и сама позиција трансекта, која је можда условила да дрвенасте инвазивне врсте које се налазе удаљеније од самог тока реке не буду документоване.

Parthenocissus quinquefolia, *Paspalum distichum* и *Phytolacca americana* забележени су на малом броју локалитета (12, 17 и 13, редом; **Табела 14**) и њихово присуство било је карактеристично за рипаријална подручја по пет сливова (**Слике 15-17, 15-18 и 15-19**). *P. distichum* је у највећем броју случаја регистрован дуж тока Дунава, што је у складу са резултатима Stevanović и сар. (2004) и Anđelković и сар. (2016б) који су указали на могућност да је управо слив Дунава главни коридор ширења ове врсте у нашој земљи. Иако је регистрован на само 13

локалитета, имајући у виду његов потенцијал за инвазију у рипаријалним подручјима (Aguiar и сар., 2005; Bernez и сар., 2005; Schnitzler и сар., 2007) неопходно је пратити статус ове врсте у наредном периоду. *P. americana* је спорадично инвазивна врста која се јавља у рипаријалним подручјима Европе (Török и сар., 2003; Aguiar и сар., 2005; Schnitzler и сар., 2007) и иако су на истраживаном подручју регистровани појединачни примерци ове врсте, потенцијал за инвазију постоји, а посебно је значајан када се има у виду чињеница да на подручју Азије присуство ове врсте у рипаријалним шумама има озбиљне негативне последице по диверзитет ових станишта (Xiao и сар., 2019).

Очекивано је било да *Reynoutria×bohemica* буде регистрована на великом броју локалитета, имајући у виду њену преференцију према рипаријалним стаништима (Bailey и Wisskirchen, 2004; Mandák и сар., 2004; Bailey и сар., 2007), као и актуелно стање на терену у Србији (подаци у Jovanović и сар., 2018). Међутим, током спроведених истраживања ова потенцијално инвазивна врста (Лазаревић и сар., 2012б) регистрована је само на 12 локалитета (**Табела 14**) у оквиру сливова Саве, Колубаре, Дрине и Западне Мораве (**Слика 15-20**). Током теренских истраживања ова врста регистрована је на великом броју тачака у близини подручја где су истраживања вршена (на обалама мањих река и потока у близини истраживаних локалитета; у рипаријалу река које нису биле укључене у истраживање, попут реке Деспотовице у Брђанској клисури или Моравице у градској зони Ивањице), па стога утврђено стање не одражава реално стање о дистрибуцији ове врсте у рипаријалним зонама наше земље. Моделовање потенцијалних ниша за ширење ове врсте на територији југоисточне Европе (Jovanović и сар., 2018) истиче управо подручје Србије као зону у којој је идентификован највећи број адекватних станишта за даљу колонизацију ове врсте, при чему је управо један од модела везан за рипаријална станишта имао највећу моћ предикције.

Robinia pseudoacacia једна је од врста са највећим бројем налаза у испитиваном узорку (102, **Табела 14**), заступљена у рипаријалу свих истраживаних речних сливова и мреже канала (**Слика 3**). Карактерише је прилично уједначена дистрибуција у различитим регионима Србије (**Слика 15-21**), што и није

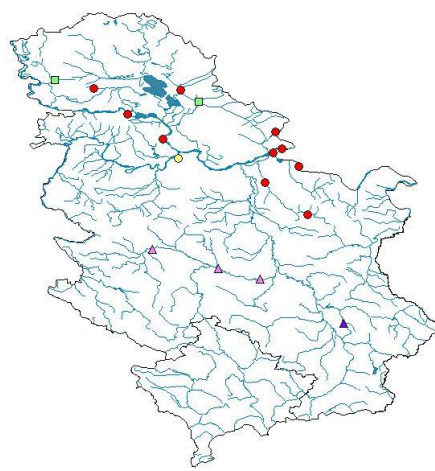
изненађујуће имајући у виду вишедеценијски историјат садње ове врсте на подручју Европе, па и у Србији (Vítková и сар., 2017). Једна је од најчешћих инвазивних врста према резултатима бројних истраживања у рипаријалним и влажним подручјима Србије (Čavlović и сар., 2011; Krstivojević и сар., 2012; Petrović и сар., 2013; Batajnski и сар., 2015; Stanković, 2017), што све подржава високи број и равномерну дистрибуцију утврђену током обављених истраживања (Слика 15-21).

Врсте *Solidago gigantea* и *Xanthium spinosum* су према резултатима нумеричке анализе доминантно заступљене у рипаријалу канала ХС ДТД (Слике 14а, б), на шта указују и карте њихове дистрибуције (Слике 15-22 и 15-26). Подаци о распрострањењу ове две врсте представљени од стране Vrbničanin (2015) такође издвајају подручје Војводине као главну зону дистрибуције ових врста, иако се у случају обе врсте издваја још и подручје јужне (и југоисточне, у случају *S. gigantea*) Србије. Имајући у виду да су ове врсте корови различитих усева, вишегодишњих засада и рудералних површина, присуство ових врста у јужном делу наше земље отвара могућност за њихов продор у рипаријална подручја река из сливова Јужне Мораве и Тимока у наредном периоду.

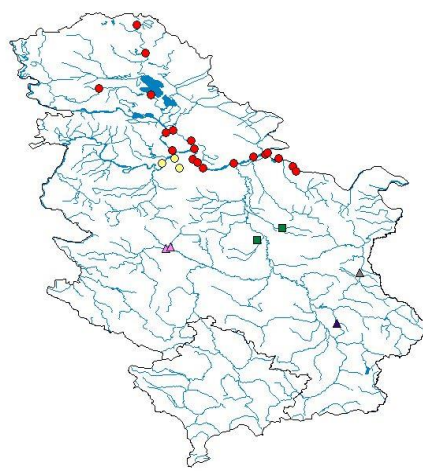
Присуство врста *Sorghum halepense* и *Symphotrichum spp.* документовано је на око 18% истраживаних локалитета (Табела 14). Дистрибуција обе врсте на територији наше земље је прилично равномерна (Слике 15-23 и 15-24), при чему је њихово присуство карактеристично за токове река седам, односно осам речних сливова (Слика 3). По броју налаза се у случају врсте *S. halepense* издвајају сливови Дунава, Западне Мораве и ХС ДТД (Слика 15-23), а код врста рода *Symphotrichum* сливови Дунава, Јужне, Велике Мораве и Колубаре (Слика 15-24).

Xanthium strumarium subsp. *italicum* је таксон са највећим бројем налаза (142, Табела 14), при чему је доминантно присутан у сливовима Тимока (79% локалитета), Колубаре (76%) и Западне Мораве (72%). Равномерно је распоређен на целој територији Србије, на шта указују и резултати Vrbničanin и сар. (2009б). Када се узме у обзир дистрибуција ове подврсте на подручју Србије пре једне деценије (Vrbničanin и сар., 2009б), њено интензивно ширење на подручју Европе

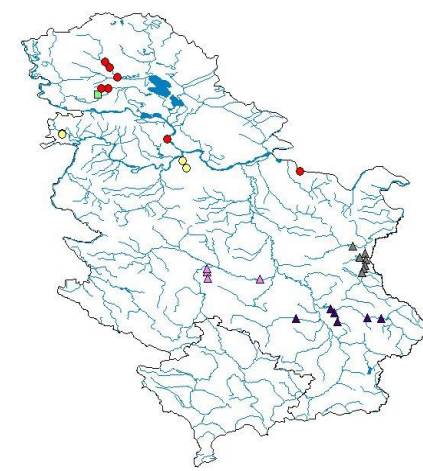
(Török и сар., 2003; Weber и Gut, 2005) и способност да формира густе, монодоминантне састојине (Doroftei и Anastasiu, 2014), резултати о дистрибуцији *X. strumarium* subsp. *italicum* у рипаријалним подручјима Србије приказани на **Слици 15-25** нису неочекивани.



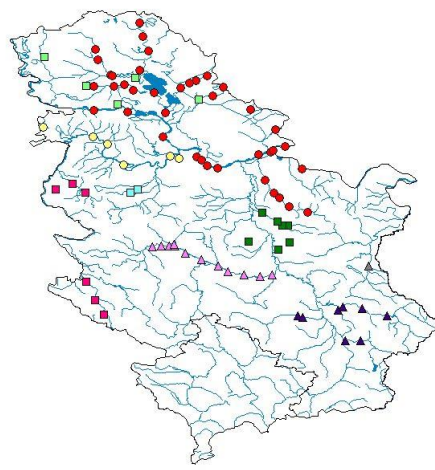
1) *Abutilon theophrasti*



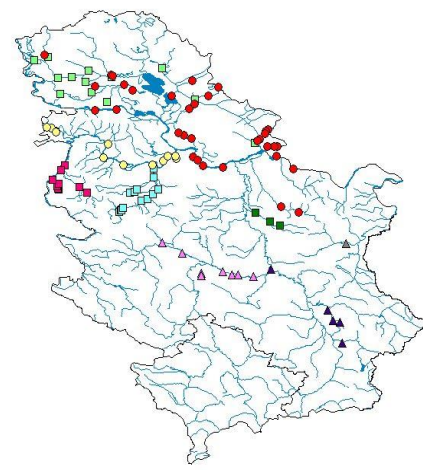
2) *Acer negundo*



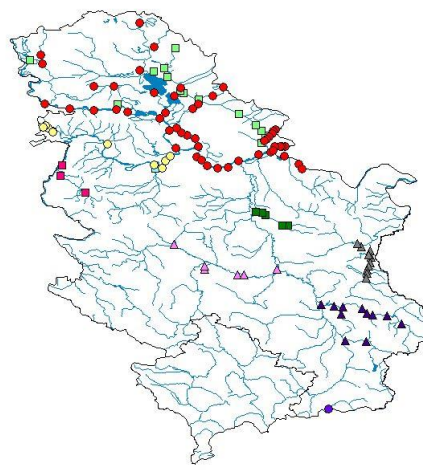
3) *Ailanthus altissima*



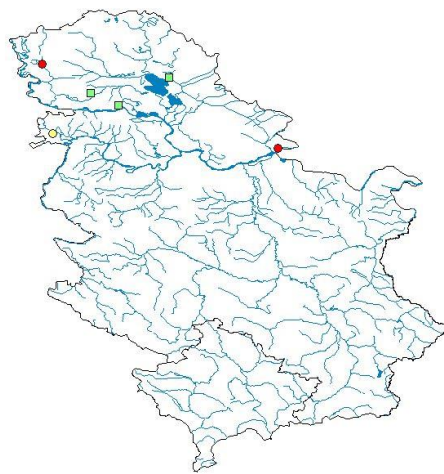
4) *Amaranthus retroflexus*



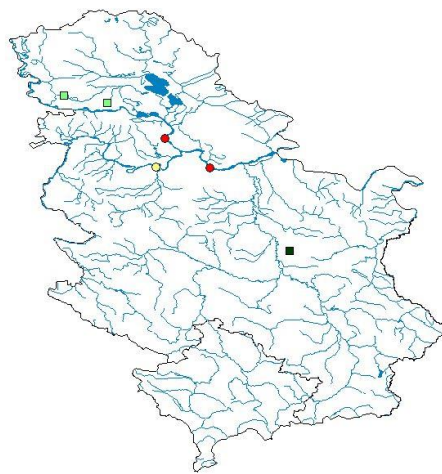
5) *Ambrosia artemisiifolia*



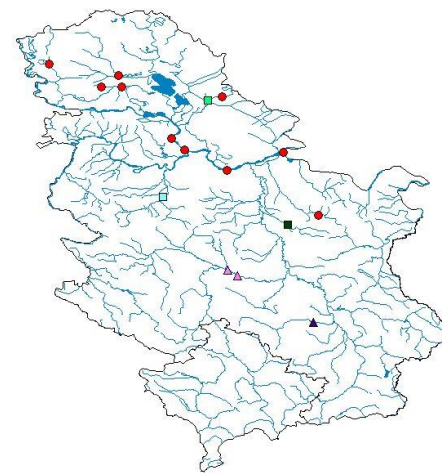
6) *Amorpha fruticosa*



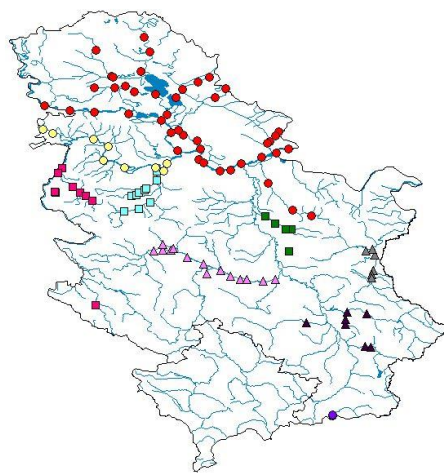
7) *Asclepias syriaca*



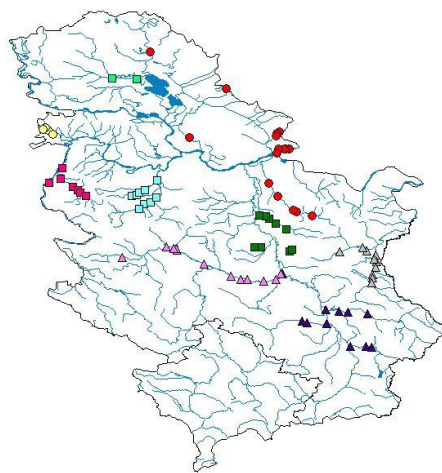
8) *Broussonetia papyrifera*



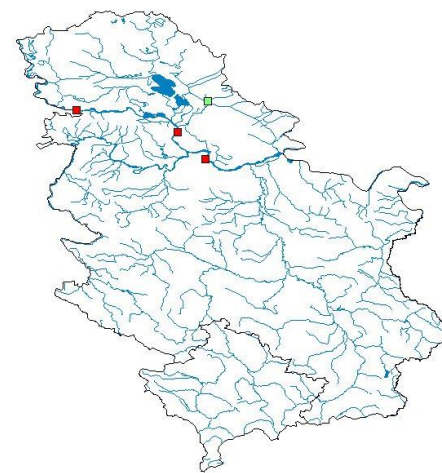
9) *Datura stramonium*



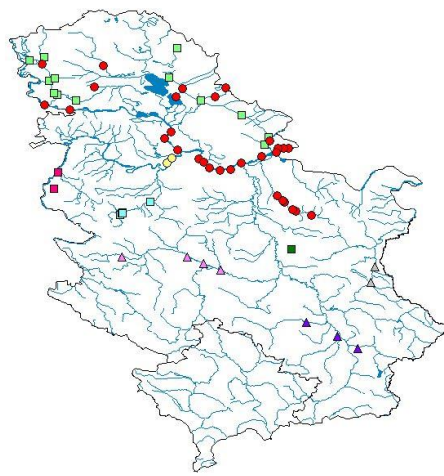
10) *Echinochloa crus-galli*



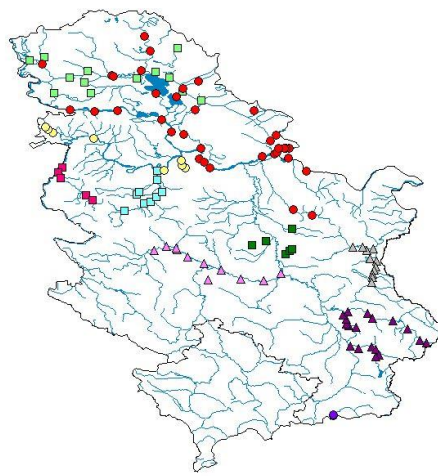
11) *Echinocystis lobata*



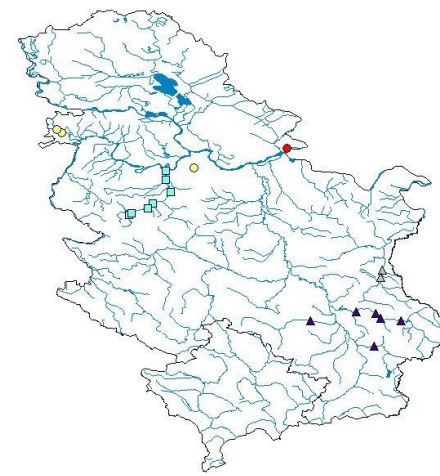
12) *Eleusine indica*



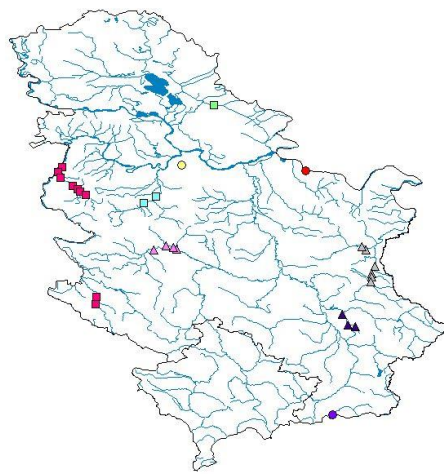
13) *Erigeron annuus*



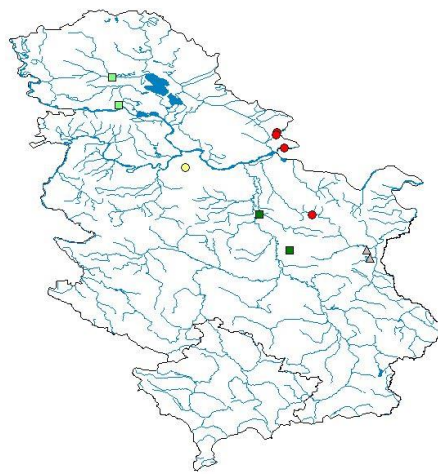
14) *Erigeron canadensis*



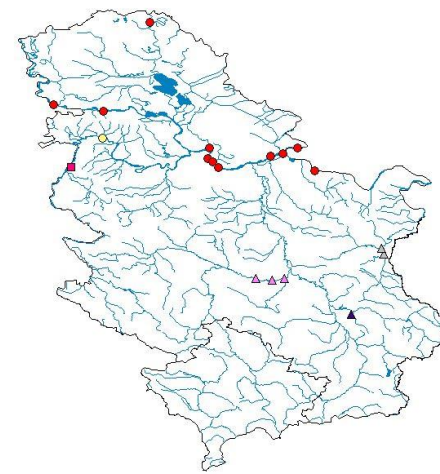
15) *Fraxinus pennsylvanica*



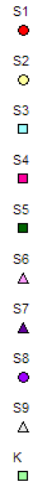
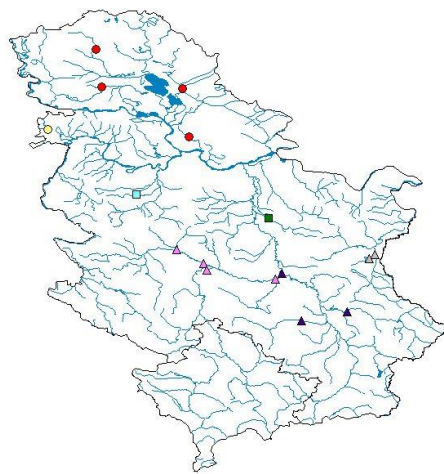
16) *Helianthus tuberosus*



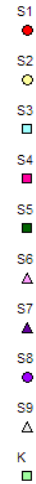
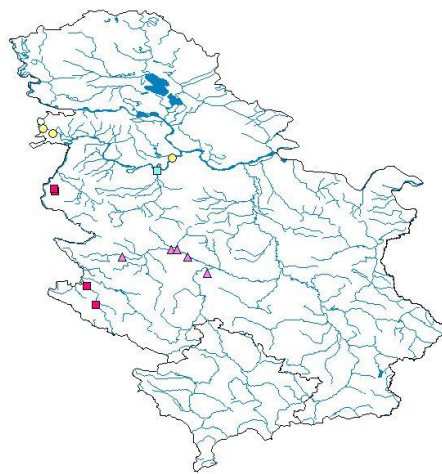
17) *Parthenocissus quinquefolia*



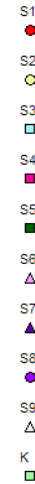
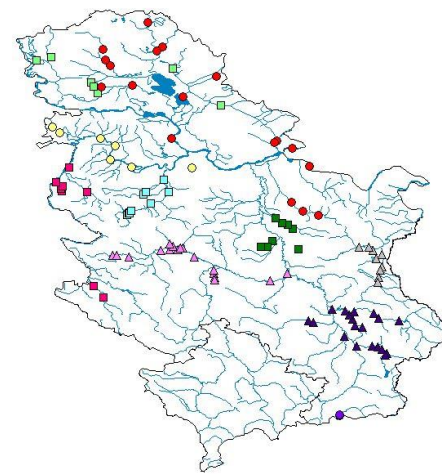
18) *Paspalum distichum*



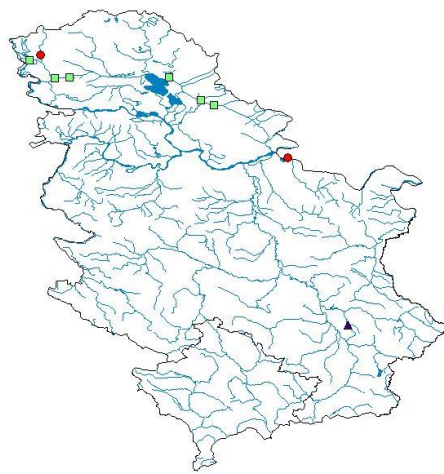
19) *Phytolacca americana*



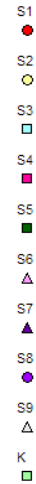
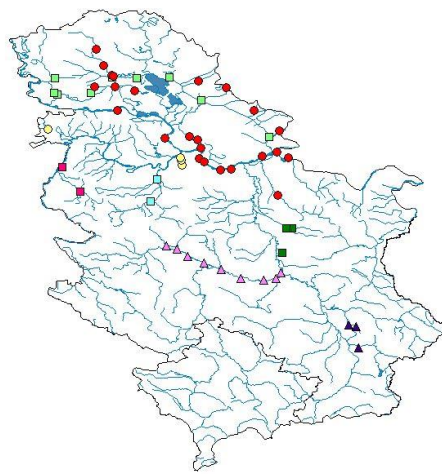
20) *Reynoutria x bohemica*



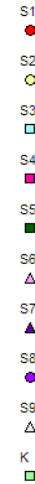
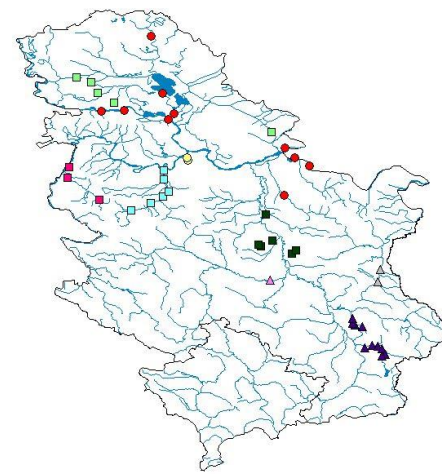
21) *Robinia pseudoacacia*



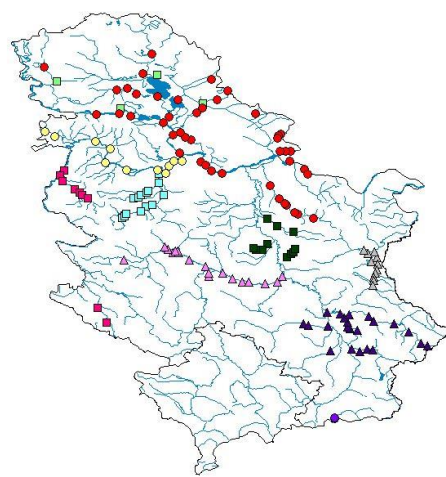
22) *Solidago gigantea*



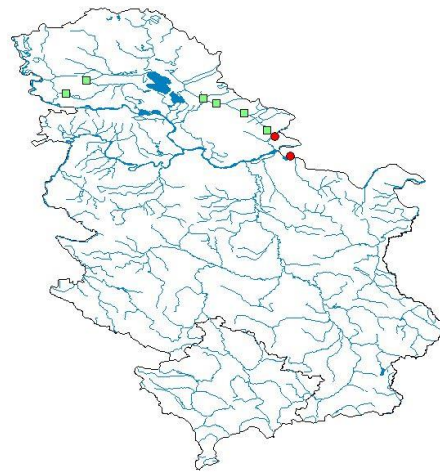
23) *Sorghum halepense*



24) *Symphyotrichum spp.*



S1
●
S2
○
S3
□
S4
■
S5
■
S6
▲
S7
▲
S8
●
S9
△
K
□



S1
●
S2
○
S3
□
S4
■
S5
■
S6
▲
S7
▲
S8
●
S9
△
K
□

25) *Xanthium strumarium* L. subsp. *italicum*

26)

Xanthium spinosum

Слика 15. Дистрибуција анализираних инвазивних биљних таксона у рипаријалним подручјима Србије (за објашњење ознака сливова видети Табелу 1).

4.3 Однос анализираних инвазивних врста и типа станишта у рипаријалу

4.3.1 Идентификовани типови станишта према EUNIS класификацији

На 250 истраживаних локалитета је, у складу са EUNIS класификацијом, посматрано до трећег хијерархијског нивоа, идентификовано 27 различитих типова станишта (Табела 15). Најзаступљенији типови станишта у сету података су Рипаријалне и галеријске шуме у којима доминирају јове, брезе, тополе и врбе (G1.1) са 41 локалитетом (16,40%), Антропогене групације зељастих врста (E5.1) са 39 локалитета (15,60%) и Рипаријални врбови жбуњаци уз реке (F9.1) са 29 локалитета (11,60%). Типови станишта C3.7 (Обале од непокретног супстрата без или са раштрканом вегетацијом), D5.2 (Групације високих шашева обично без слободне стајаће воде), E5.2 (Термофилни шумски просеци), G1.6 (Букове шуме), G1.7 (Термофилне листопадне шуме), G3.F (Изразито вештачки четинарски засади), I2.2 (Мале баштенске површине са украсним биљем или баште око домаћинстава) и J4.6 (Тротоари и зоне рекреације) забележени су само на по једном локалитету.

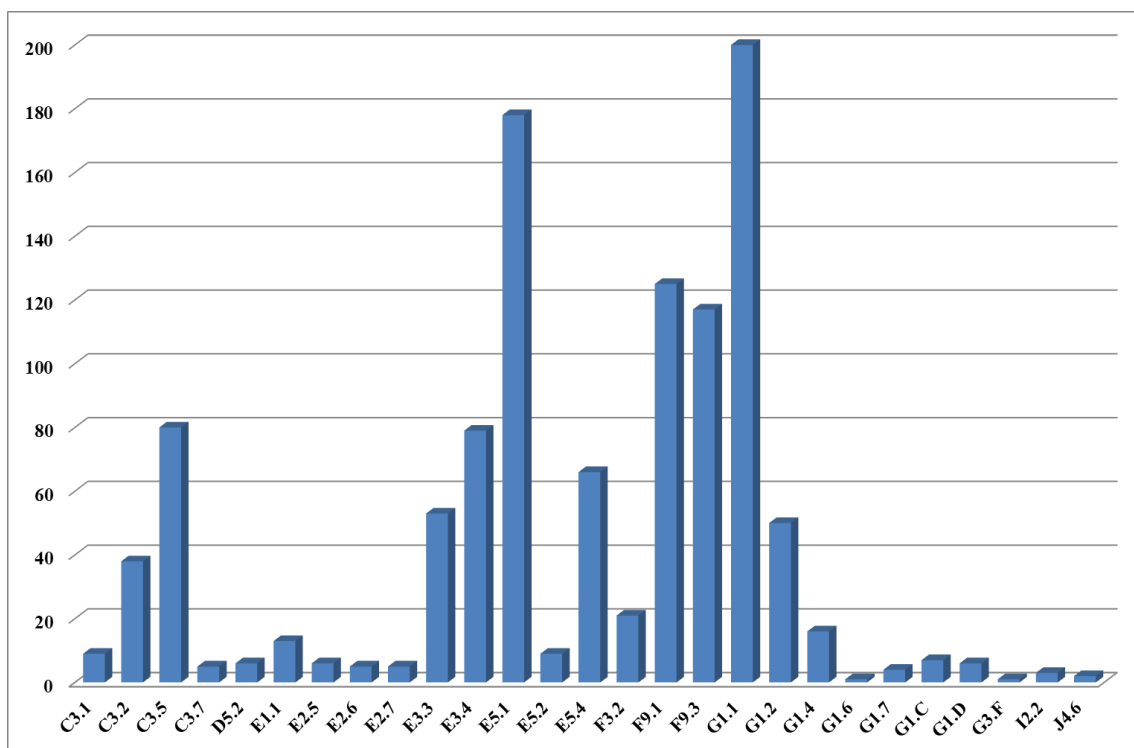
Табела 15. Преглед забележених типова станишта, број локалитета на којима су забележени и њихов удео у укупном броју локалитета

EUNIS код	Назив станишта	бр. лок.	%
C3.1	Групације хелофита богате врстама	4	1.60%
C3.2	Групације трске и других високих хелофита на рубовима водених басена	10	4.00%
C3.5	Пионирска и ефемерна вегетација периодично плавлених обала	12	4.80%
C3.7	Обале од непокретног супстрата без или са раштрканом вегетацијом	1	0.40%
D5.2	Групације високих шашева обично без слободне стајаће воде	1	0.40%
E1.1	Отворена термофилна пионирска вегетација на песковитом или каменитом тлу	7	2.80%
E2.5	Ливаде у степској зони	2	0.80%
E2.6	Веома фертилизоване травне формације које се поновно засејавају и агрикултурно унапређују, укључујући спортска игралишта и травњаке	2	0.80%
E2.7	Умерено влажне неодржаване травне формације	3	1.20%
E3.3	Суб-медитеранске влажне ливаде	9	3.60%

EUNIS код	Назив станишта	бр. лок.	%
E3.4	Мокре или влажне еутрофне и мезотрофне травне формације	16	6.40%
E5.1	Антропогене групације зељастих врста	39	15.60%
E5.2	Термофилни шумски просеци	1	0.40%
E5.4	Мокра и влажна станишта високих зелени, рубна папратишта и ливаде	14	5.60%
F3.2	Субмедитеранске широколисне листопадне шикаре	4	1.60%
F9.1	Рипаријални врбови (<i>Salix</i>) жбуњаци уз реке	29	11.60%
F9.3	Јужне речне галерије и шикаре	23	9.20%
G1.1	Рипаријалне и галеријске шуме у којима доминирају јове (<i>Alnus</i>), брезе (<i>Betula</i>), тополе (<i>Populus</i>) и врбе (<i>Salix</i>)	41	16.40%
G1.2	Мешовите рипаријалне поплавне и галеријске шуме	13	5.20%
G1.4	Широколисне ритске шуме које се не развијају на киселом тресету	2	0.80%
G1.6	Букове (<i>Fagus</i>) шуме	1	0.40%
G1.7	Термофилне листопадне шуме	1	0.40%
G1.C	Изразито вештачке широколисне листопадне шумске плантаже	3	1.20%
G1.D	Засади воћака и дрвећа са орашастим плодовима	2	0.80%
G3.F	Изразито вештачки четинарски засади	1	0.40%
I2.2	Мале баштенске површине са украсним биљем или баште око домаћинстава	1	0.40%
J4.6	Тротоари и зоне рекреације	1	0.40%

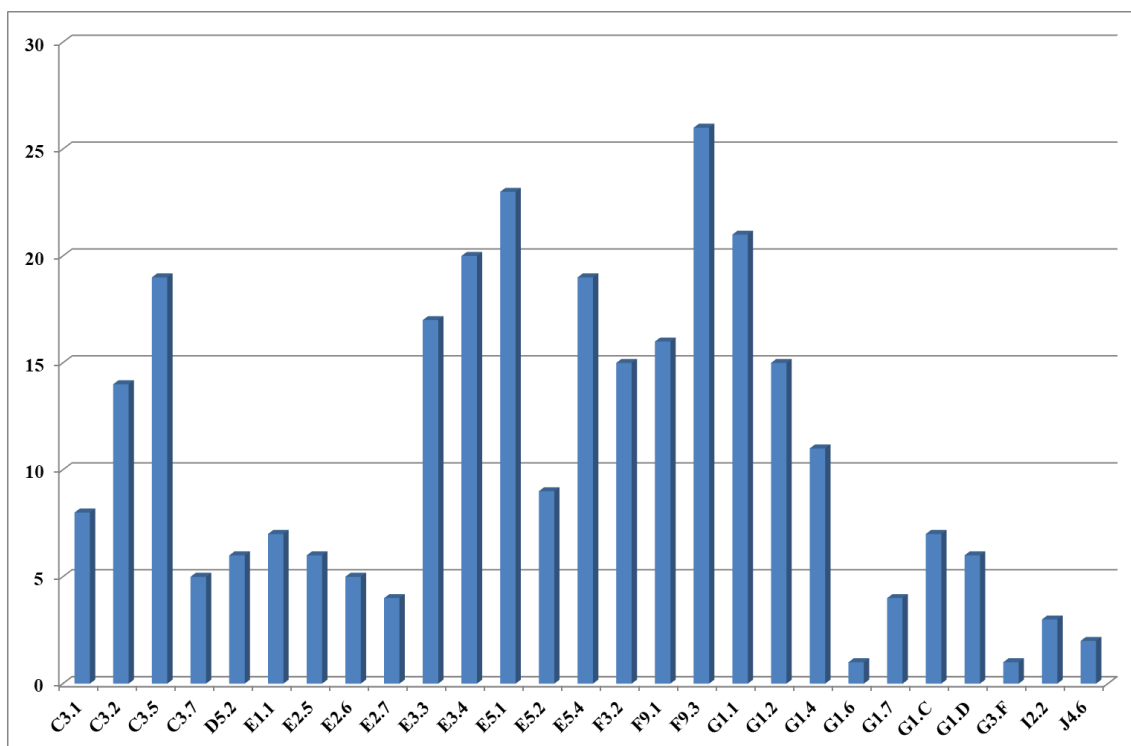
4.3.2 Диверзитет анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта

У оквиру идентификованих типова станишта, највећи број анализираних страних инвазивних врста забележен је у следећим типовима станишта: Рипаријалне и галеријске шуме у којима доминирају јове, брезе, тополе и врбе – 200 налаза, Антропогене групације зељастих врста – 178 налаза и Рипаријални врбови жбуњаци уз реке – 125 налаза, Јужне речне галерије и шикаре – 117 налаза. Са друге стране, најмањи број забележених страних инвазивних врста био је карактеристичан за букове шуме и изразито вештачке четинарске засаде, са по једним налазом, тротоаре и зоне рекреације са два налаза и мале баштенске површине са украсним биљем или баште око домаћинстава, са три налаза инвазивних врста укупно (Слика 16).



Слика 16. Укупан број налаза анализираних инвазивних врста у идентификованим стаништима, класификованим до трећег хијерархијског нивоа EUNIS класификације (ознаке типова станишта у складу са **Табелом 1**).

У погледу броја истраживаних таксона присутних у оквиру идентификованих типова станишта, бројем присутних врста истичу се јужне речне галерије и шикаре, у којима су присутне све анализирани инвазивне врсте, Антропогене групације зељастих врста, са 23 анализирани врсте и рипаријалне и галеријске шуме у којима доминирају јове, брезе, тополе и врбе са 21 анализираним инвазивном врстом. Присуство само једне инвазивне врсте документовано је у буковој шуми и изразито вештачком четинарском засади, у којима је регистрована само врста *Robinia pseudoacacia*.



Слика 17. Број анализираних инвазивних врста документован у идентификованим стаништима, класификованим до трећег хијерархијског нивоа EUNIS класификације (ознаке типова станишта у складу са **Табелом 1**).

Чињеница да тип станишта представља један од главних параметара који утиче на степен инвазибилности добро је позната/поткрепљена у научној литератури (Chytrý и сар., 2005, 2008а,б; Pyšek и сар., 2005, 2010а, б; Maskell и сар., 2006; Vilà и сар., 2007; Essl и сар., 2009; Affre и сар., 2010; Pedashenko и сар., 2012; Hejda и сар., 2015; González-Moreno и сар., 2014, 2017; Kalusová и сар., 2017). У складу са тиме може се рећи да су резултати који показују разлику у укупном броју налаза анализираних инвазивних врста и броја таксона инвазивних врста које су забележене у сваком од анализираних типова станишта (**Слике 16 и 17**) били очекивани.

Познато је да су станишта за која су карактеристичне периодичне флукуације у количини доступних ресурса више подложна инвазији страних врста. Инвазивност одређеног подручја повећава се непосредно након различитих облика нарушавања природног стања екосистема која доводе до повећања доступних ресурса (Davis и сар., 2000). Овакав став Davis и сар. (2000)

поткрепљен је и резултатима Chytrý и сар. (2008а), Schnitzler и сар. (2007) и Richardson и сар. (2007), према којима је највећи број и удео неофита у вегетацији карактеристичан управо за типове станишта лоциране у близини река, који су (барем периодично) богати нутријентима и где честе поплаве интензивирају разношења семена и пропагула страних врста и доводе до формирања отвореног простора.

Подаци о укупном броју налаза анализираних таксона у идентификованим стаништима представљени на **Слици 16** у складу су са резултатима Chytrý и сар. (2005, 2008а,б) и Vilà и сар. (2007). Висок број налаза анализираних инвазивних врста забележен у F9.1, F9.3, E5.1 и C3.5 типовима станишта у складу је са резултатима Chytrý и сар. (2008а,б). Истраживање Chytrý и сар. (2008а) је показало да су, чак и након уклањања ефеката притиска пропагула из анализе, рипаријални жбуњаци, шумски просеци, вештачки засади широколисних листопадних врста и литорална зона копнених вода највише инвадирани и највише инвазибилни типови станишта, док радови Chytrý и сар. (2005, 2008б) додатно истичу и E5.1 тип станишта као један од типова станишта са највећим бројем/уделом неофита.

Maskell и сар. (2006) и González-Moreno и сар. (2014) истичу низак степен инвазивности травних станишта, односно ниску абунданцу страних врста у овом типу станишта. Godefroid и Koedam (2003) на основу анализе коришћењем индикаторских врста такође указују на то да су отворена станишта потенцијално погодна за успостављање страних врста. Закључак Godefroid и Koedam (2003) се подудара са резултатима Chytrý и сар. (2008б) и резултатима приказаним на **Слика 16**, који указују на значајно присуство инвазивних врста у одређеним травним типовима станишта (првенствено E5.1).

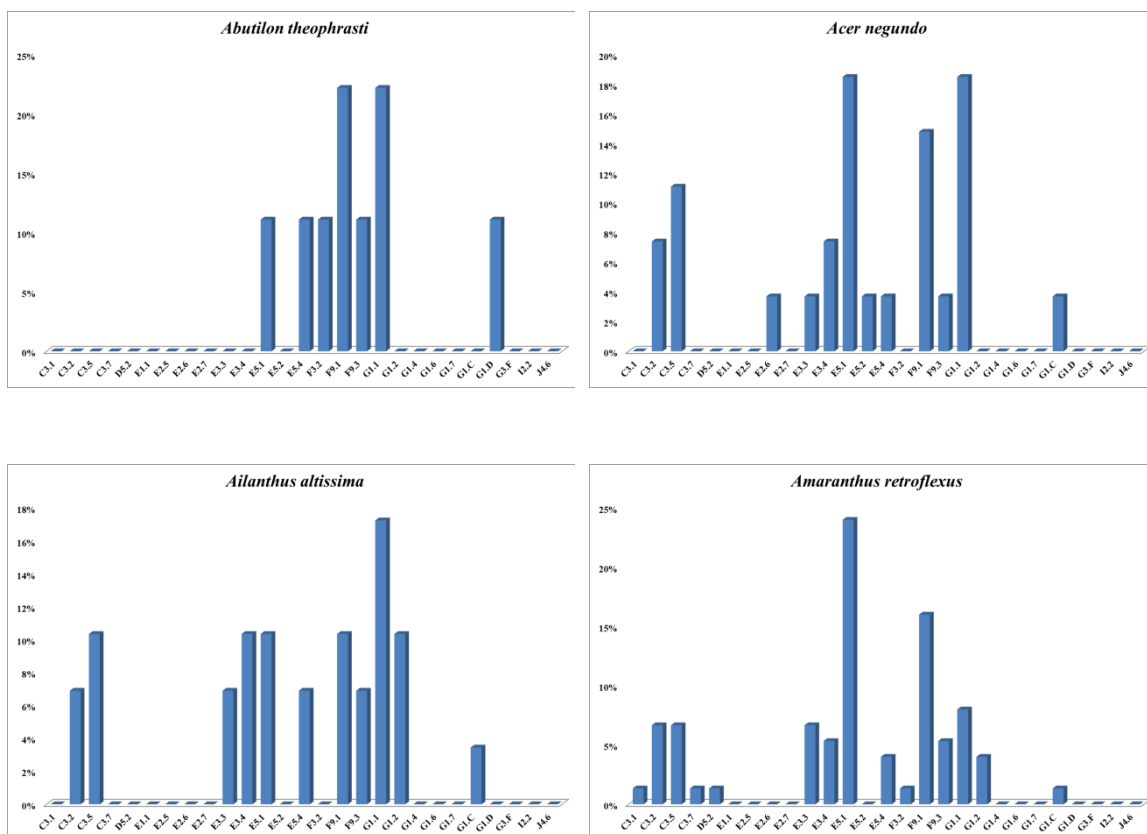
Приказани резултати се такође слажу са закључцима истраживања Vilà и сар. (2007), који као станишта са највећим бројем инвазивних врста издвајају E5.1 (E5.6 тип станишта према претходној верзији EUNIS класификације), F9.1 и F9.3 типове станишта.

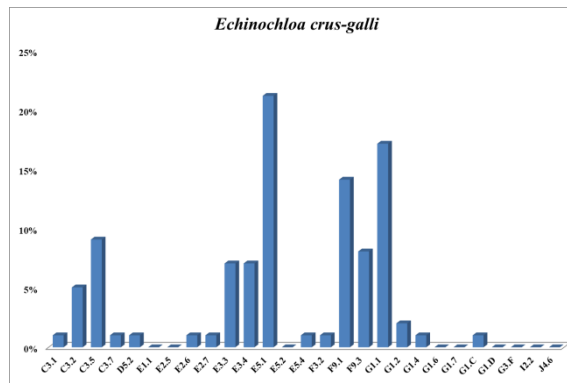
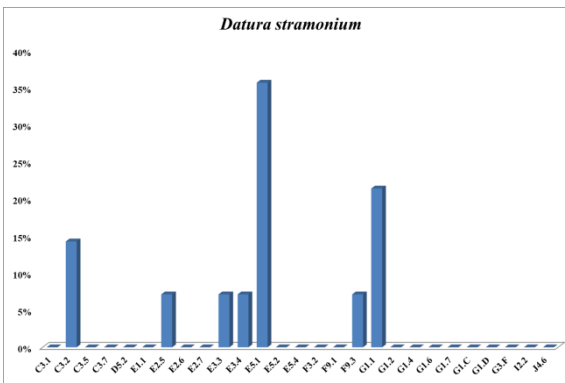
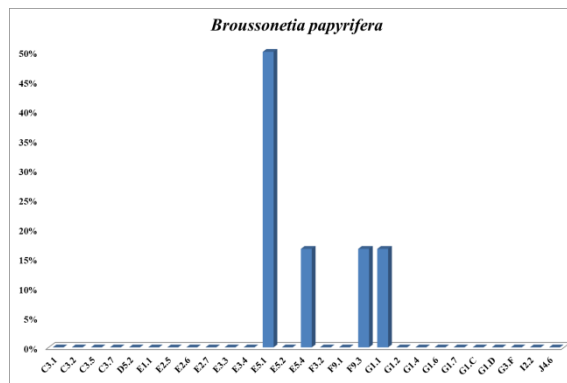
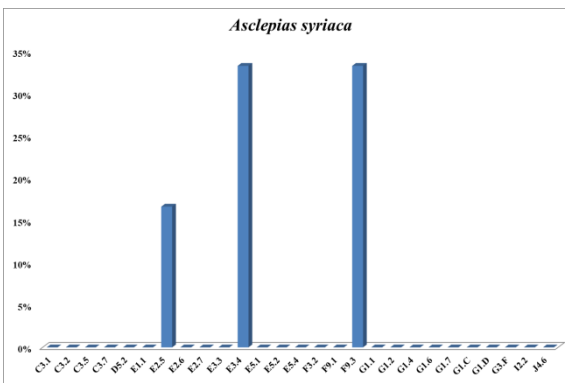
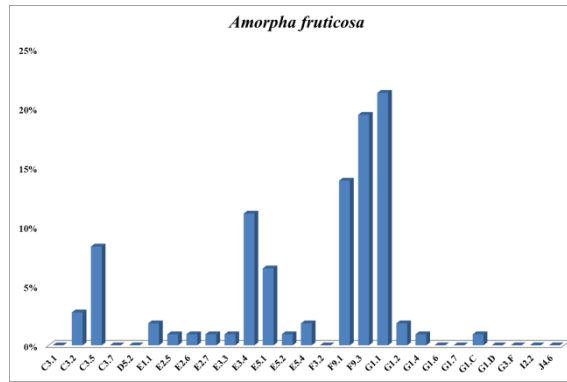
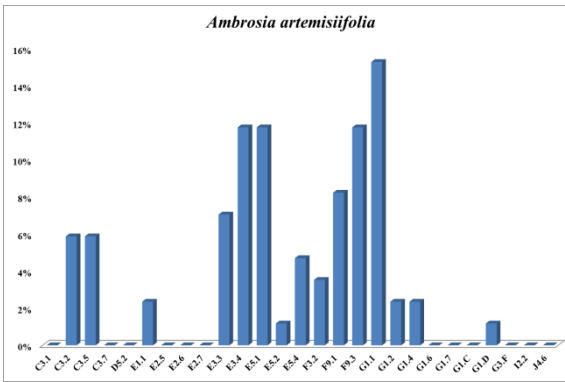
Иако Chytrý и сар. (2008а) наводе да је G1 тип станишта који се одликује умереним нивоом инвазије, Marinšek и Kutnar (2017) истичу рипаријалне и поплавне шуме као једне од станишта која су највише угрожена инвазијом страних врста. Резултат Marinšek и Kutnar (2017) је у складу са приказаним резултатима (**Слика 16**), према којима се рипаријалне и галеријске шуме одликују највишим бројем налаза инвазивних врста. Анализа заступљености алохтоних врста у различитим типовима станишта урбаних рипаријалних зона (Maskell и сар., 2006) такође је показала да постоји статистички значајна разлика између различитих типова станишта, при чему је број страних врста највећи у листопадним шумским и рудералним стаништима високих зељастих врста. Такви резултати су у складу са илустрованим резултатима (**Слика 16**), где се бројем инвазивних врста истичу G1.1 и E5.1 типови станишта. Додатно, у прилог резултатима констатованим за G1.1 тип станишта, и према резултатима истраживања Schnitzler и сар. (2007) вршеног на нивоу рипаријалних шума Европе, шумске заједнице са доминацијом врба и топола (типови станишта G1.1 и G1.2 у анализираном сету података, **Табела 15**) биле су позитивно корелисане са богатством страних врста.

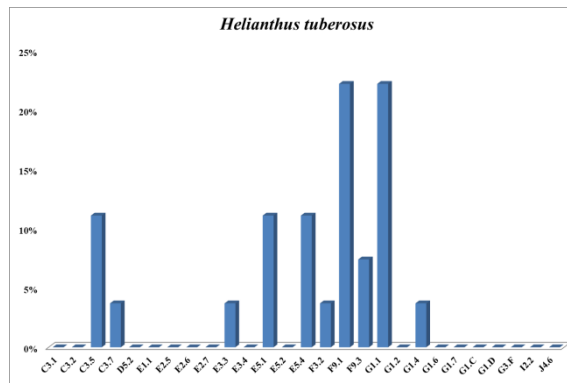
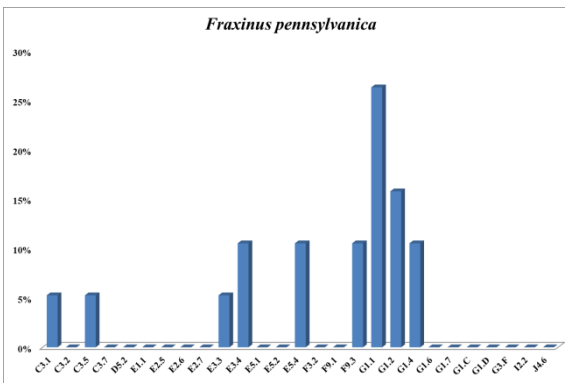
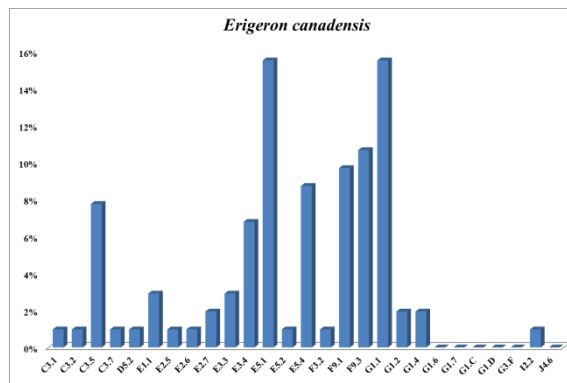
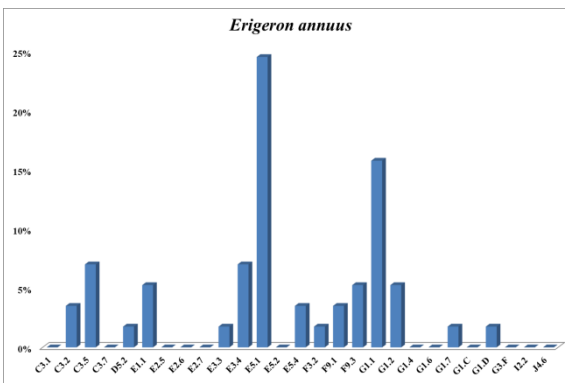
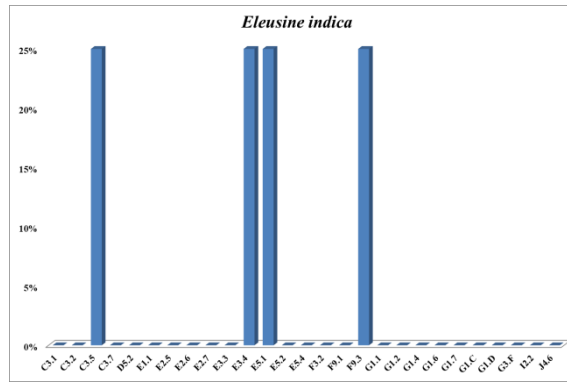
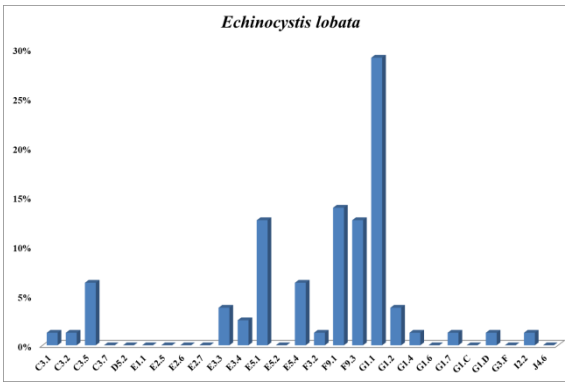
Рад Chytrý и сар. (2008б) на територији Каталоније, Чешке републике и Велике Британије по уделу неофита истиче и групу станишта C3 типа, што је случај и са рипаријалним зонама у нашој земљи (C3.5 тип станишта, **Слика 16**), док се F9 тип станишта истиче на подручју Каталоније и Чешке. На подручју Велике Британије се највећим уделом неофита одликује и G3 тип станишта (четинарске шуме), што у анализираном сету података (**Слика 16**) није случај, као ни на подручју Каталоније и Чешке (Chytrý и сар., 2008б). Такође, иако Chytrý и сар. (2005, 2008а) истичу G1.C тип станишта као један од највише инвадираних од стране неофита, у анализираном сету података овај тип станишта био је забележен на само три локалитета (**Табела 15**), па се стога не истиче значајно у односу на друге рипаријалне типове станишта.

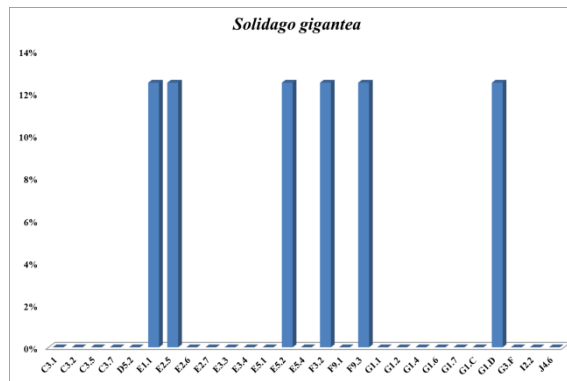
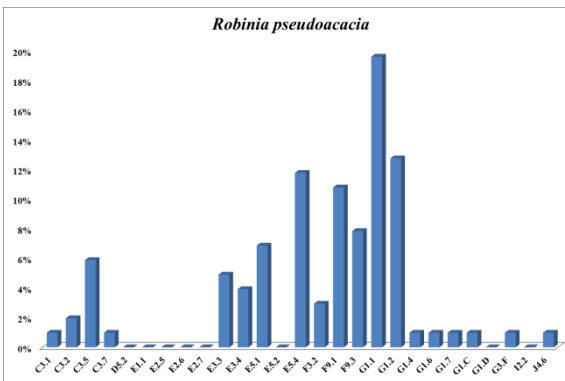
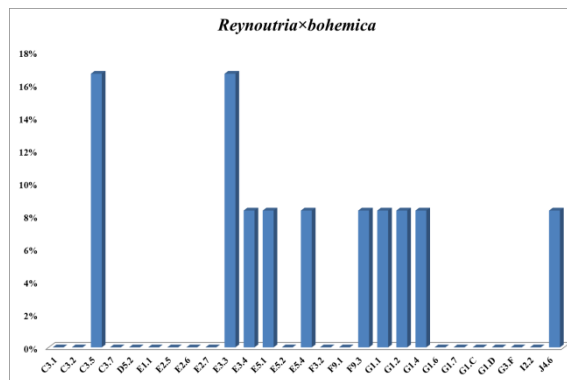
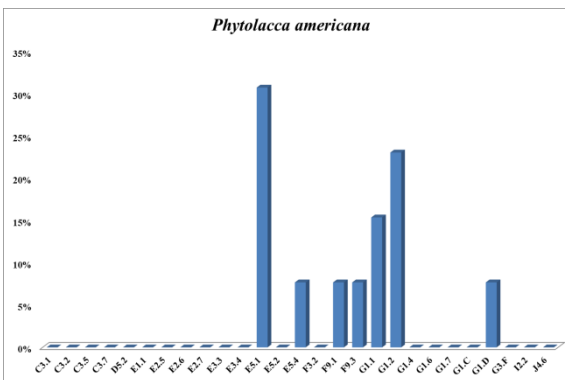
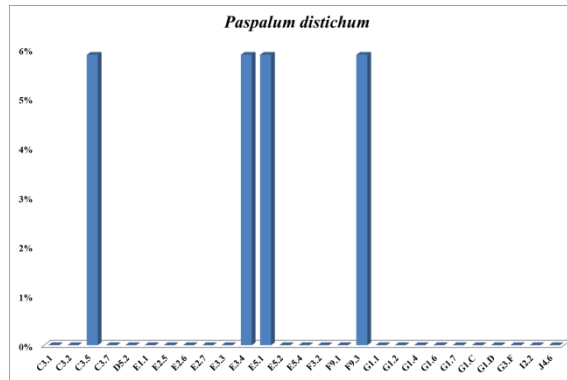
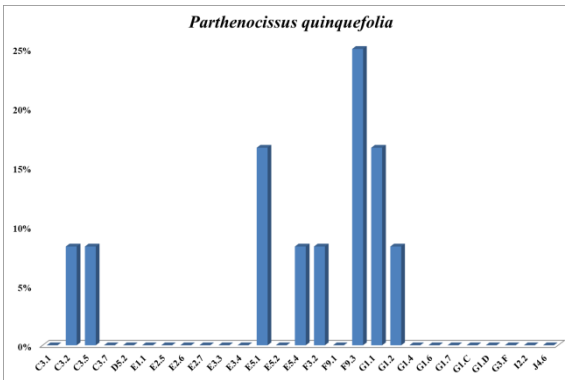
4.3.3 Заступљеност анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта

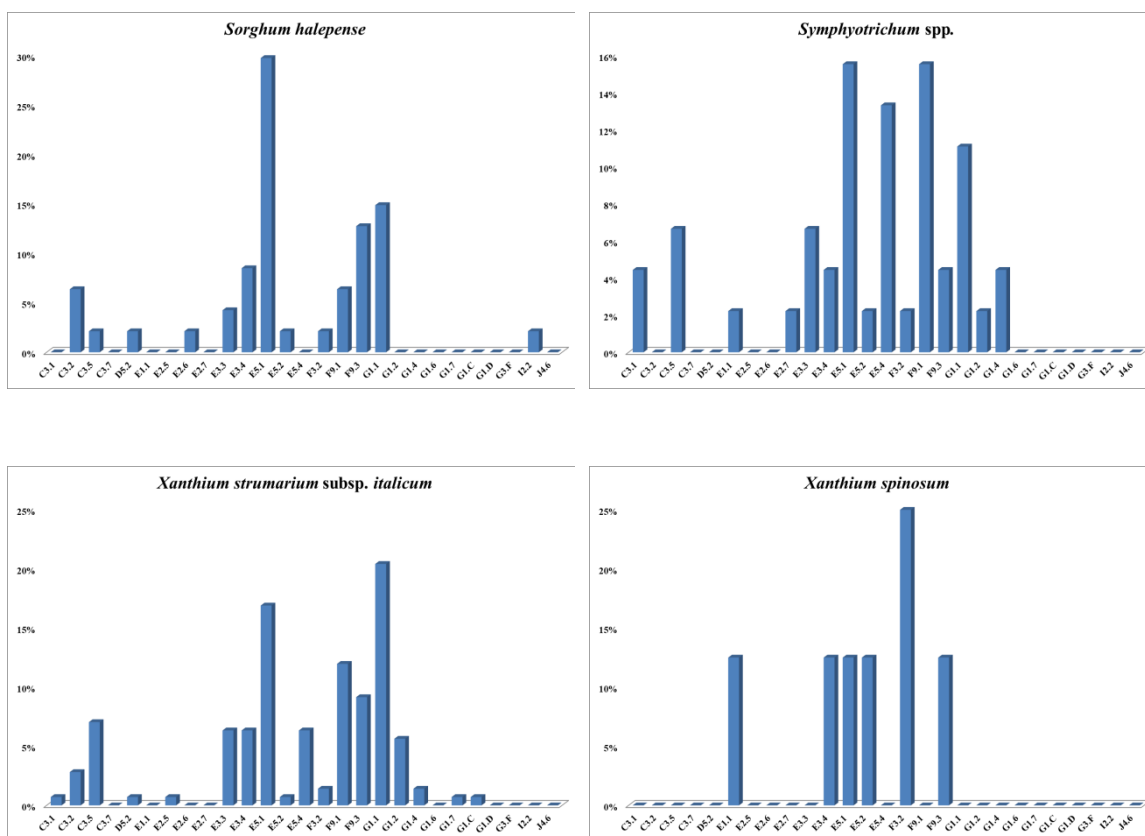
Процентуална заступљеност сваке анализиране инвазивне врсте у појединачним типовима станишта, изражена кроз удео налаза те врсте у датом типу станишта у односу на укупан број налаза, представљена је на **Слици 18**. Врсте које су забележене у највећем броју типова станишта биле су *Erigeron canadensis*, заступљена у 21 типу станишта, *Robinia pseudoacacia* присутна у 19 типова станишта, *Echinochloa crus-galli* и *Xanthium strumarium* subsp. *italicum* регистроване у 18 типова станишта и *Amorpha fruticosa*, која је била забележена у 17 типова станишта. Насупрот овим врстама, врста *Asclepias syriaca* регистрована је у само три, а врсте *Broussonetia papyrifera*, *Eleusine indica* и *Paspalum distichum* у четири типа станишта.











Слика 18. Процентуална заступљеност анализираних инвазивних врста у идентификованим типовима станишта, изражена кроз проценат (%) броја налаза у датом типу станишта у односу на укупан број налаза те врсте (ознаке типова станишта у складу са **Табелом 15**).

Бројни аутори истраживали су афинитет одабраних инвазивних врста према инвадирању одређеног типа станишта (Рушек и Prach, 1994; Рушек и Рушек, 1995; Aguiar и сар., 2005; Barney и сар., 2005; Tiébré и сар., 2008; Essl и сар., 2009; Pedashenko и сар., 2012; Dumitraşcu и сар., 2013; Radovanović и сар., 2017).

Имајући у виду историјат врсте *Robinia pseudoacacia* на подручју Европе (Vítková и сар. 2017), и чињеницу да је то једна од десет врста неофита на територији Европе са најширим опсегом типова станишта која колонизује (Chytrý и сар., 2005), није изненађујуће што представља врсту чије је присуство регистровано у великом броју различитих типова станишта (**Слика 18**) и у рипаријалу река и канала Србије. Такође, и типови станишта за која се доминантно везује у нашој

земљи (Слика 18) подударају се са резултатим о највише инвадираним типовима станишта на подручју Централне Европе (Vítková и сар., 2017), а њена заступљеност у шумским стаништима такође је била карактеристична и за шумска станишта у рипаријалу кантабријских река (Liendo и сар., 2015)

Присуство врста *Acer negundo*, *Erigeron annuus* и *Robinia pseudoacacia* у стаништима G типа показује сличност у односу на резултате добијене у истраживању сличног типа спроведеног уз ток реке Муре (Marinšek и Kutnar, 2017). Међутим, за разлику од тока Муре где је и врста *Solidago gigantea* једна од највише заступљених, према подацима констатованим на терену, ова јако инвазивна врста није регистрована у природним шумским стаништима (Слика 18), што је у сагласности са резултатима Schnitzler и сар. (2007) који указује на то да је врста *S. gigantea* у рипаријалним шумама Европе присутна ретко и само на локалном нивоу, уз покривност ретко већу од 5%. Schnitzler и сар. (2007) овакво спорадично присуство врсте *S. gigantea* у шумским екосистемима рипаријалних подручја објашњавају тиме што је њен раст и развој ограничен засенченошћу и конкуренцијом са нативним шумским врстама. Подаци о заступљености врста *S. gigantea* и *E. annuus* у стаништима G1.D и E5.1, редом (Слика 18) у складу су са резултатима Škornik и сар. (2008) према којима су ове врсте позитивно корелисане са антропогено модификованим рипаријалним стаништима.

Stanković (2017) је у RAMSAR-ским подручјима Србије као најчесталију и једну од најинвазивнијих врста документовала врсту *Amorpha fruticosa*, где она формира заједнице у којима представља доминантну и номиналну врсту. Исти аутор наводи да су G1.2, F9.3 и G1.1 типови станишта у којима ова врста има највећи удео у покривности. Насупрот овоме, Radovanović и сар. (2017) на широј територији Београда истичу врбове и тополине шуме, влажне ливаде и тршћаци као станишта највише погођена инвазијом врсте *A. fruticosa*. До сличних резултата, уз додатак F9.3 типа станишта и поплавних шума храста лужњака, дошли су и Anastasiu и Negrean (2006), Botta-Dukát (2008) и Dumitraşcu и сар. (2013), за територије заштићених подручја у Румунији и полуприродних станишта Мађарске. Овакви резултати се у великој мери подударају са приказаним

результатима, по којима је ова јако инвазивна врста у рипаријалним подручјима Србије најчесталија у G1.1, F9.3 и F9.1 типовима станишта (**Слика 18**).

Essl и сар. (2009) су анализирајући преференцију врсте *Ambrosia artemisiifolia* према одређеном типу станишта показали да се она временом мењала и проширила у значајној мери, тако да ова врста у данашње време показује афинитет према великом броју типова станишта, што су показали и најновији резултати Kröel-Dulay и сар. (2019) за подручје Мађарске. Слична ситуација са овом врстом документована је и на територији Србије (Vrbničanin и сар., 2008a; Vrbničanin, 2015). Таква слика је у складу са констатованим резултатима који документују присуство ове јако инвазивне врсте у 15 различитих типова станишта (**Слика 18**), при чему је у највећој мери поред G1.1 типа станишта била забележена и у травним типовима станишта (E тип према EUNIS класификацији). Међутим, упркос заступљености ове врсте у различитим типовима рипаријалних станишта, Essl и сар. (2009) истичу да се главни коридори њеног ширења заправо пружају дуж мреже путева и пруга, услед чега се њено присуство на великом броју истраживаних локалитета може објаснити близином путева и обрадивих површина на којима је ова врста чест и значајан коров (Vrbničanin и сар., 2008a). Такође, имајући у виду да је *A. artemisiifolia* врста која преферира отворена, високо модификована станишта, која су богата нутријентима (Skálová и сар., 2015) није изненађујућа њена висока заступљеност у станишту типа E5.1 (**Слика 18**).

Иако је иницијално очекивано веће присуство врста рода *Reynoutria*, хибридна врста *R. x bohemica* је регистрована само на 4,8% локалитета. Овакав налаз, иако изненађујући, може се објаснити сетом података који је коришћен у анализи (умерено модификоване реке; локалитети у природним стаништима, чешће него у урбаној зони). Врсте овог рода су током трајања теренских истраживања често документоване у близини локалитета који су истраживани, уз пут или уз мање водотоке (потоци, канали; лично запажање), које у потпуности обрастају, али на малом броју одабраних испитиваних локалитета. Сличну ситуацију истичу и Marinšek и Kutnar (2017) у својим истраживањима у Словенији (рипариијална подручја реке Муре).

Maskell и сар. (2006) наводе да је у урбаним рудералним зонама врста *R. japonica* доминантно заступљена у жбунастим и заједницама високих зељастих врста, што се у великој мери подудара са констатованим резултатима за врсту *R. x bohemica* (Слика 18). Такође, присуство врсте *R. x bohemica* у три типа природних шумских станишта (G1.1, G1.2 и G1.4) у складу је са резултатима истраживања дистрибуције ове врсте дуж тока реке Орно у Белгији (Tiébré и сар., 2008). Познато је да формирање густих састојина врста рода *Reynoutria* значајно умањује укупан број врста, повећава укупну количину биомасе и утиче на хемијски састав стеље на нивоу микростаништа (Gerber и сар., 2008; Aguilera и сар., 2010), што све додатно отежава опстанак нативних врста на том простору и доводи до формирања моноспецифичних састојина, какав је био случај са налазима ове врсте на локалитетима дуж реке Штире у сливу Дрине (Западна Србија). Значајна заступљеност хибридне врсте *R. x bohemica* дуж тока реке Штире (Слика 15) може се повезати са доминантним присуством врста овог рода на обалама брзих речица, на већим надморским висинама у Великој Британији (Pattison и сар., 2017). Како инвазивне врсте овог рода утичу и на диверзитет и бројност врста бескичмењака, тиме кроз измене трофичког система драстично утичући на целокупну продуктивност рипаријалних станишта у Европи (Gerber и сар., 2008) и доводећи до великих промена не само на нивоу заједница, већ и читавих екосистема, могу се сматрати врстама „трансформаторима“ (*sensu* Richardson и сар., 2000, у Aguilera и сар., 2010).

Упркос чињеници да је врста *Paspalum distichum* регистрована у само четири типа станишта (Слика 16) и на 17 локалитета (Табела 14), на ову врсту је у рипаријалним зонама неопходно обратити посебну пажњу. *P. distichum* поседује велики инвазивни потенцијал, који се огледа у чињеници да у нарушеним стаништима рипаријалних коридора може формирати веома густе састојине, притом потискујући нативну вегетацију и утичући на динамику плавлјења (Aguilar и сар., 1996, у Aguilera и сар., 2005), услед чега се сматра једном од најуспешнијих инвазивних биљака у акватичним и рипаријалним стаништима (Aguilar и сар., 2001). Такође постоје индикације да је компетитор неким нативним травним врстама сличних карактеристика, попут врсте *Cynodon dactylon* (L.) Pers. (Aguilar и сар., 2005).

4.3.4 Нумеричке анализе заступљености анализираних инвазивних врста у односу на идентификовани тип станишта

Резултати анализе главних компоненти односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описних варијабли одговарајућих типова станишта у којима се налази истраживани трансект приказани су на **Слици 19**. На дијаграму (**Слика 19а**) који показује резултате анализе у односу на трећи хијерархијски ниво EUNIS класификације, која је описала 23,1 % варијабилности, углавном се не издвајају одређени типови станишта као карактеристични за поједине животне форме (типови станишта у централном делу дијаграма).

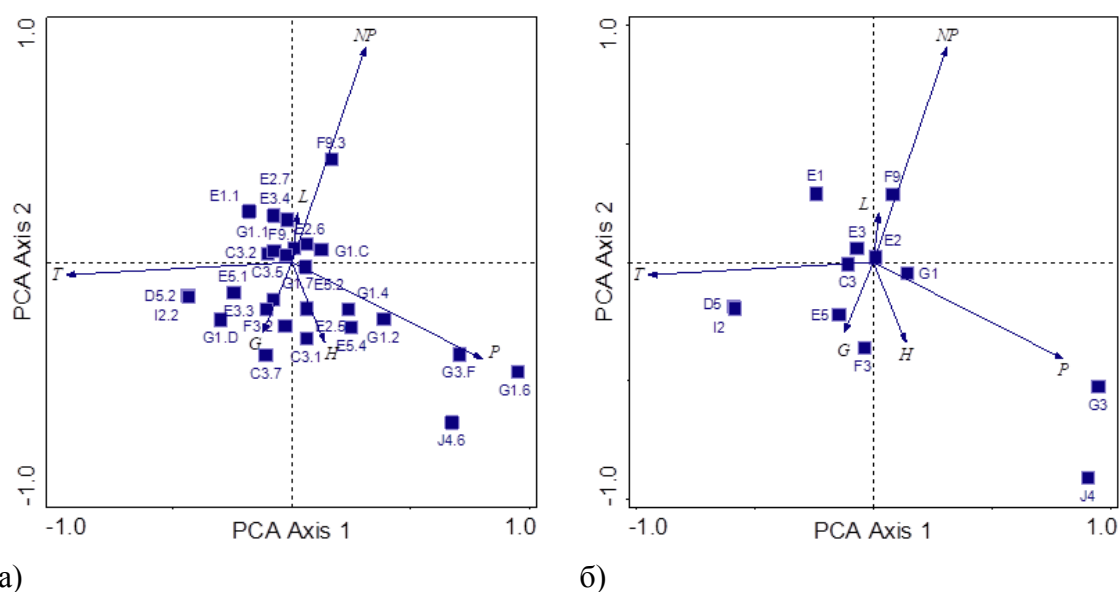
Као изузетак се издваја група врста животне форме фанерофита, за које је анализа главних компоненти показала да их карактерише већа заступљеност у G3.F, G1.6, J4.6 типовима станишта и донекле G1.2 типу станишта. Са друге стране, показало се да је животна форма нанофанерофита (једини представник *Amorpha fruticosa*) најзаступљенија у типу станишта F9.3.

Ради веће јаснијег приказа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и основних група регистрованих типова станишта, анализа је вршена и на другом хијерархијском нивоу EUNIS класификације (**Слика 19б**). Анализа је показала да се осим једне централне групе типова станишта уочава и издвајање одређених типова станишта која се везују за одређене групе животних форми. Тако животна форма фанерофита корелише са G3 и J4 типом станишта, а животне форме терофита са D5 и I2 типовима станишта. Геофите и хемикриптофите су најучесталије у F3 и E5 типовима станишта, док су нанофанерофите доминантне у F9 типу станишта.

Иако резултати Руšek и Руšek (1995) указују на то да су у процесу инвазије више подложне оне биљне заједнице изграђене од врста другачије животне форме у односу на инвазивну врсту, приказани резултати у значајној мери одударају од оваквог закључка (**Слика 19**). Резултати заправо указују на то да су инвазивне врсте животне форме фанерофита више заступљене управо у шумским типовима станишта, док се *Amorpha fruticosa* као жбунаста врста, осим у рипаријалним и

галеријским шумама претежно јавља у жбуњацима и шикарама, што илуструју и резултати на **Слици 18**.

Чињеница да су врсте животне форме хемикриптофита заступљеније у жбунастим и травним стаништима (F3 и E5 тип, **Слика 19б**) последица је динамике и отвореног склопа ове групе станишта, који фаворизују развој и опстанак високих ризомских врста, којима је неопходна велика количина доступних нутријената (Schnitzler и сар., 2007).



Слика 19. PC анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на тип станишта у коме се налази истраживани трансект, анализирано на трећем (а) и другом (б) хијерархијском нивоу EUNIS класификације (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 15**).

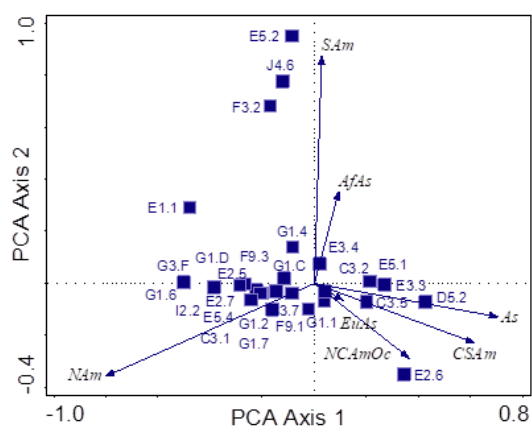
Анализа главних компоненти (**Слика 20а**) заступљености инвазивних врста (груписање према пореклу) и типа станишта (анализираног на трећем нивоу EUNIS класификације) резултује тиме да је највећи број типова станишта позициониран у централном делу дијаграма. Таква слика указује на то да је мали број типова станишта карактеристичан само за одређене групе врста. Међутим, у горњем делу дијаграма врсте јужноамеричког порекла (једини представник *Xanthium spinosum*) показују сличан модел варирања према преференцијама за

станишта типа E5.2, J4.6 и F3.2, чиме се ова станишта издвајају од осталих. Својом позицијом се такође издваја E1.1 тип станишта, за који преференцију показују врсте северноамеричког и јужноамеричког порекла, као и E2.6 који карактерише већа заступљеност врста *Paspalum distichum*, *Datura stramonium* и врста азијског порекла.

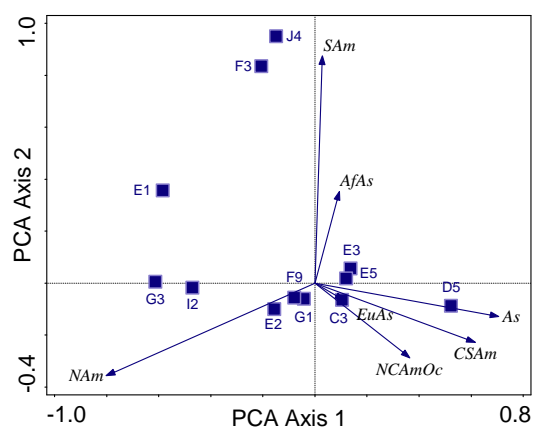
Када се посматра однос анализираних инвазивних врста груписаних према континенту са кога воде порекло и типа станишта, анализираних до другог хијерархијског нивоа EUNIS класификације (**Слика 206**), уочава се јаснија заступљеност група у одређеним типовима станишта, односно да се одређена станишта јасније издвајају.

Типови станишта G3 и I2 се издвајају и у њима су доминантно заступљене врсте северноамеричког порекла. E1 тип станишта је такође издвојен, и позициониран између вектора који означавају северноамеричку и јужноамеричку групу врста, тако да би се могло рећи да су ове две групе у нешто већој мери заступљене у овом типу станишта од осталих група.

Издавање E1.1 (и E1) типа станишта од осталих на оба PCA дијаграма приказана на **Слици 20** и чињеница да највећи број група врста није у великој мери заступљен у овом типу станишта у сагласности је са резултатима Maskell и сар. (2006) и González-Moreno и сар. (2014) који су указали на ниску инвазивност травних станишта и постојање негативне корелације између богатства и абунданце страних врста и овог типа станишта.



a)



б)

Слика 20. РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према пореклу и описне варијабле која се односи на тип станишта у коме се налази истраживани трансект, анализирано на трећем (а) и другом (б) хијерархијском нивоу EUNIS класификације (за објашњење ознака видети **Табеле 3** и **15**).

4.4 Утицај карактеристика станишта на присуство анализираних инвазивних врста

4.4.1 Утицај надморске висине на заступљеност анализираних инвазивних врста

У односу на надморску висину, истраживани локалитети се могу разврстати у четири категорије, у складу са класификацијом текућих вода према Рауповић и сар. (2011):

- равничарски - надморска висина до 200 m;
- брдско-планински - надморска висина од 200 m до 500 m;
- планински - надморска висина од 500 m до 800 m и
- високопланински - надморска висина преко 800 m.

Највећи број истраживаних локалитета (72,4%) припада равничарском типу, односно налазе се на надморској висини до 200 m. Брдско-планинске реке биле су заступљене са 60 локалитета (24%), планинске са шест, а високопланинске са три локалитета.

Како је већи број истраживања указао на постојање зависности броја и удела страних и инвазивних врста од надморске висине (Пушек и сар., 2002, 2005; Lososová и сар., 2004; Chytrý и сар., 2005; Nucci и сар., 2012; Liendo и сар., 2015; Zelnik и сар., 2015; Pattison и сар., 2017), овај параметар је анализиран и на прикупљеном сету података. Када се посматра укупан број истраживаних инвазивних биљних врста документованих на сваком од локалитета, у зависности од надморске висине, резултати су показали да нема статистички значајне разлике између локалитета који припадају равничарским и брдско-планинским рекама ($t_{239}=1,19605$; $p=0,232864$). Број забележених инвазивних врста на овим локалитетима креће се између 0 и 12, у оба случаја, са средњом вредношћу 5,34 у случају равничарских, а 4,9 у случају брдско-планинских река. Статистички значајна разлика у броју инвазивних врста по локалитету постоји између равничарских и планинских ($t_{185}=3,78971$; $p=0,000204$), као и равничарских и

високопланинских река ($t_{182}=3,90268$; $p=0,000134$). Такође је разлика у укупном броју инвазивних врста по локалитету статистички значајна и између брдско-планинских и планинских река ($t_{64}=2,89076$; $p=0,005243$) и између брдско-планинских и високопланинских река ($t_{61}=3,10730$; $p=0,002866$). На локалитетима на надморској висини између 500 и 800 m забележено је између једне и три инвазивне врсте по локалитету, док на високопланинским локалитетима није забележен налаз ниједне инвазивне биљне врсте.

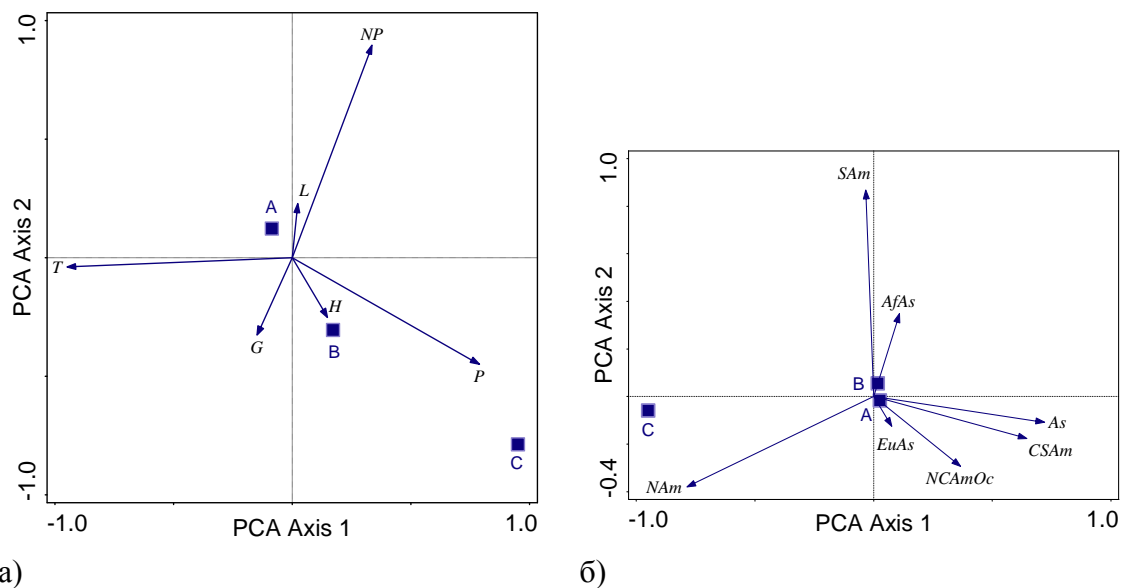
Добијени резултати у складу су са резултатима других истраживања, која такође бележе (статистички значајно) смањење броја инвазивних врста са порастом надморске висине. Тако су Руšek и сар. (2005) доказали постојање директног и статистички значајног утицаја надморске висине на заступљеност неофита, а у Шпанији је регистрован тренд смањења нивоа инвазије са смањењем надморске висине (Liendo и сар., 2015). Слично наведеним подацима констатованим за равничарске реке, Pattison и сар. (2017) су показали да се највећи број страних инвазивних врста јавља управо дуж река до надморске висине од 200 m. Резултати Schnitzler и сар. (2007) такође указују на то да су рипаријална шумска станишта лоцирана у доњем току река више подложна инвазивним врстама, а такође је и истраживање о дистрибуцији три најчешће инвазивне врсте у рипаријалним подручјима Велике Британије (Dawson и Holland, 1999) показало да је 90% налаза ових врста регистровано на локалитетима на надморској висини до 170 m. Корелација је уочена и између броја/абунданце инвазивних врста и удаљености од изворишта речног тока (Nucci и сар., 2012; Zelnik и сар., 2015), што се објашњава разликом у климатским карактеристикама, надморској висини и степену антропогених активности (Nucci и сар., 2012; Liendo и сар., 2015).

Упркос чињеници да не постоји јединствено објашњење ове уочене правилности, поједини аутори (Chytrý и сар., 2005; Schnitzler и сар., 2007) указују на могућност да како већина интродукованих врста води порекло из топлијих крајева високопланинска клима умерених подручја превазилази њихове способности еколошке толеранције. Као алтернативно објашњење Chytrý и сар. (2005) истичу и то да су планинска станишта природно мање подложна инвазији, услед оштријих услова животне средине, у поређењу са локалитетима на мањим надморским

висинама. Такође, како и изложеност рипаријалног станишта антропогеним притисцима варира са надморском висином (Pattison и сар., 2017), то додатно утиче на повећано присуство инвазивних врста на мањим надморским висинама.

Резултати анализе главних компоненти приказани на **Слици 21** илуструју однос инвазивних врста груписаних према животној форми и надморске висине категорисане у три групе (према Рауповић и сар., 2011). Ова анализа је показала да су представници животне форме фанерофита својом заступљеношћу доминантно присутни на локалитетима надморске висине од 500 до 800 m (класа ц). Представници животних форми терофита, нанофанерофита (*Amorpha fruticosa*) и лијана (*Parthenocissus quinquefolia*), које су се издвојиле у горњем делу графика, су највише заступљени на локалитетима који се налазе на надморским висинама до 200 m (равничарски). Када разматрамо овај податак на нивоу једне од врста животне форме терофита, уочава се конзистентност приказаних резултата и резултата претходних истраживања. Присуство врсте *Ambrosia artemisiifolia* на подручју Чешке републике је у корелацији са локалитетима на мањој надморској висини (условљено температурним режимом, Skálová и сар., 2015), што је у складу са приказаним резултатима (**Слика 21а**). Првенствено се то односи на резултате теренских истраживања, према којима је 83,5% налаза ове врста везано за локалитете дуж равничарских река и канала, спрам 16,5% налаза дуж брдско-планинских река, док ниједан налаз ове врсте није документован дуж токова планинских и високопланинских река. Са друге стране, врсте животних форми геофита, хемикриптофита и фанерофита (које су позиционирани у доњем делу дијаграма) више су заступљене на брдско-планинским локалитетима (надморске висине 200 до 500 m). Резултати анализе међусобног односа инвазивних врста груписаних према пореклу и надморске висине истраживаног локалитета (категорисане у три групе: А – равничарски, В – брдско-планински, С – планински водотоци, према Рауповић и сар., 2011) јасно издвајају само планинске реке (нмв. 500 до 800 m), са којима је позитивно корелисано присуство врста које воде порекло из Северне Америке (**Слика 21б**). Са друге стране, група врста пореклом из Азије и врста *Datura stramonium* (Централна и Јужна Америка) показују изражену негативну корелацију са планинским рекама. Равничарски и брдско-планински водотокови су позиционирани у центру графика, што указује на то да

ниједна од анализираних група инвазивних врста није претежно заступљена у ове две класе.



Слика 21. РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми (а) и пореклу (б) у односу на описну променљиву која се односи на надморску висину локалитета (за објашњење ознака група видети **Табелу 3**).

3.4.2 Утицај типа водотока и облика речне долине на заступљеност анализираних инвазивних врста

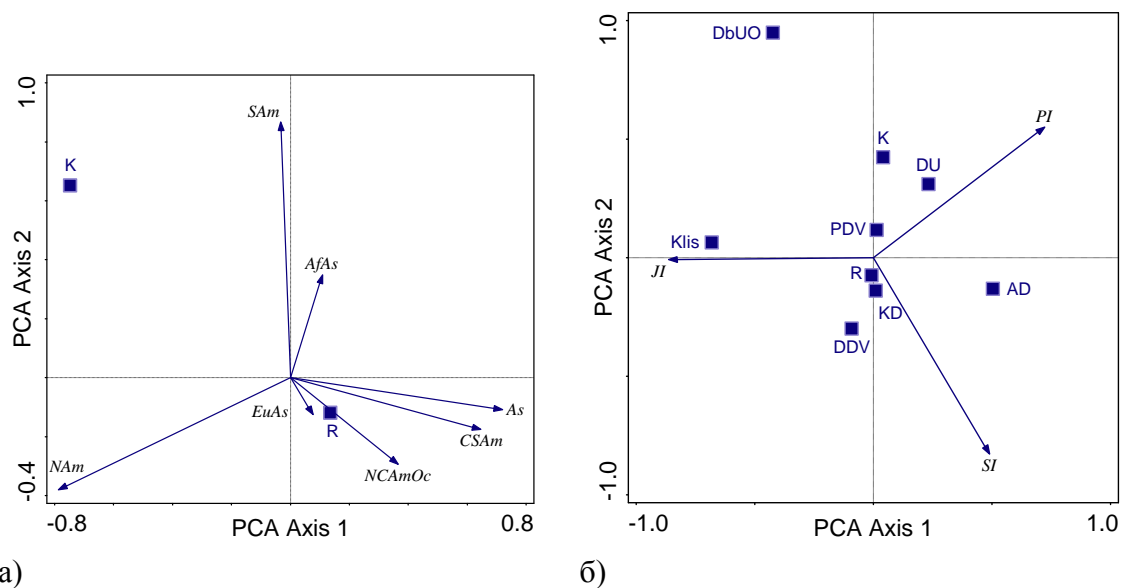
Знатно већи број локалитета анализиран је дуж речних токова (211), него дуж канала (39). Постоји статистички значајна разлика у укупном броју инвазивних врста регистрованих по локалитету ($t_{248} = -4,04381$; $p = 0,000070$) између река и канала, при чему је на локалитетима дуж река у просеку забележено 5,35 инвазивних врста (ст. дев. 2,49), док је дуж канала регистровано у просеку 3,615 инвазивних врста (ст. дев. 2,29).

Облик речне долине, уз доминантан материјал обале, дефинише не само хидроморфолошке карактеристике датог водотока, већ у великој мери утиче и на природу и структуру саме рипаријалне вегетације (Engelhardt и сар., 2015). На 250 истраживаних локалитета забележено је свих седам облика речне долине, при чему се највећи број локалитета налазио у плиткој долини у облику слова В (85 локалитета) и конкавној долини (52 локалитета). У просеку је највећи број

инвазивних врста је био регистрован на локалитетима на којима је био карактеристичан асиметричан облик речне долине (14 локалитета, у просеку шест врста по локалитету), а најмањи на локалитетима у клисури (14 локалитета, 3,5 инвазивних врста по локалитету).

Резултати анализе главних компоненти која илуструје однос анализираних инвазивних врста (груписаних према пореклу) и типа водотока (**Слика 22а**) показују да се, у односу на порекло, издвајају врсте пореклом из Јужне Америке и врсте афричко-азијског порекла. Утврђено је да су фреквенције учесталости врста таквог порекла знатно веће у односу на каналску мрежу као тип водотока. У овом типу водотока такође су у односу на остале заступљеније и врсте северноамеричког порекла. Са друге стране, преостале групе врста (позициониране у доњем десном делу графика) учесталије су на обалама речних токова.

На **Слици 22б** приказан је однос инвазивних врста груписаних према степену инвазивности (Лазаревић и сар., 2012б) и фактора која се односи на тип водотока, уз укључивање доминантног облика речне долине као квалитативне особине. У односу на тип водотока, представници све три групе инвазивности показују подједнаке фреквенције учесталости дуж речних токова, док се потенцијално инвазивне врсте издвајају као доминантно присутне дуж канала. У погледу доминантног облика речне долине (**Слика 22б**) уочава се издвајање облика речне долине без уочљивих обала (DbUO), у оквиру којег се високофреквентно јављају јако и потенцијално инвазивне врсте. Потенцијално инвазивне врсте се фреквентније јављају у долинама у облику слова У (DU), јако инвазивне врсте на локалитетима у клисурама (Klis), док се заступљеношћу спорадично инвазивних врста издвајају дубока долина у облику латиничног слова В - “V” (DDV), конкавна речна долина (KD) и асиметрична речна долина (AD).



Слика 22. PC анализа истраживаних инвазивних врста, груписаних према пореклу (а) и степену инвазивности (б) у односу на описну променљиву која се односи на тип водотока (а) и тип водотока и доминантан облик речне долине (б) (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 4**).

4.4.3 Утицај фактора хидроморфологије на заступљеност анализираних инвазивних врста у рипаријалним подручјима

Параметри хидроморфологије користе се како би било могуће дефинисати да ли се одређени водоток може сматрати високо модификованим, при чему се под високо модификованим рекама сматрају они речни токови чија су својства у великој мери физички измењена (Raven и сар., 2002).

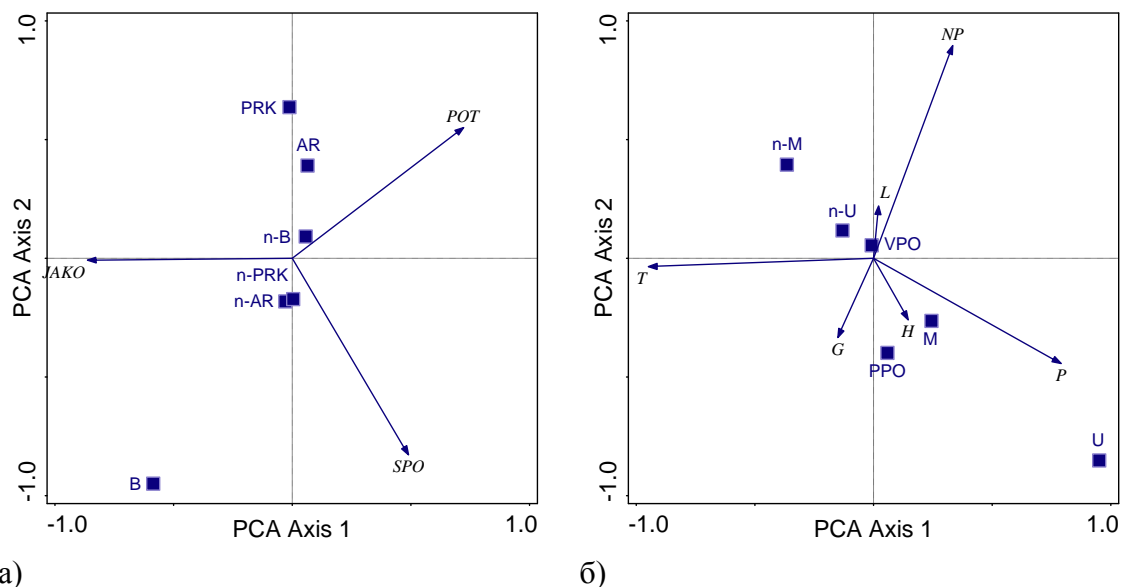
Хидроморфолошки параметри и динамика антропогених активности представљају факторе који имају значајан утицај на вегетацију рипаријалних зона (Richardson и сар., 2007). Удружени ефекти хидроморфолошких параметара и антропогених активности које утичу на модификацију хидроморфолошких карактеристика доводе до фрагментације речних станишта на свим просторним скалама (Vukov и сар., 2018), дефинишу карактеристике и диверзитет рипаријалне вегетације на локалном нивоу (Nucci и сар., 2012; Pattison и сар., 2017) и интензивирају процес инвазије (Catford и сар., 2014; Liendo и сар., 2015). Такође, сви облици нарушавања природног профила обале, који утичу на структуру и састав материјала обале и надземне вегетације корелисани су са повећаним присуством

страних инвазивних врста на локалитету (Godefroid и Koedam, 2003), попут врста рода *Reynoutria* (Tiébré и сар., 2008). Стога је било неопходно анализирати утицај одабраног сета података о хидроморфологији (**Табела 4**) на присуство и заступљеност анализираних инвазивних врста у рипаријалним подручјима река Србије.

Резултати анализе главних компоненти односа инвазивних врста, груписаних према степену инвазивности и прве групе фактора хидроморфологије (продубљивано речно корито, присуство алувијалне равни и присуство бране на истраживаном локалитету) приказани су на **Слици 23**. Променљиве које се односе на присуство алувијалне равни на локалитету и продубљивање речног корита (позициониране у горњем делу графика), у позитивној су вези са присуством потенцијално инвазивних врста. Са друге стране, променљива која се односи на присуство брана на истраживаном локалитету (позиционирана у доњем делу графика) позитивно утиче на заступљеност јако инвазивних врста. Како ремећење природног речног тока и континуитета река изградњом бране представља најзначајнији фактор фрагментације речних станишта (Vukov и сар., 2018), овакав резултат је био очекиван и у складу је са запажањима Catford и сар. (2014). Ови аутори истичу да измене хидролошког режима, као последица изградње брана и устава доводе до повећаног пропорционалног удела покровности страних врста биљака, што највероватније представља последицу смањења покровности нативних врста, које су преадаптиране за историјске услове хидролошког режима станишта. Такав став Catford и сар. (2014) у складу је са резултатима анализе главних компоненти приказаним на **Слици 23**.

Дијаграм који илуструје однос инвазивних врста груписаних према животној форми и друге групе фактора хидроморфологије (природан/вештачки измењен профил обале, присуство мостова и устава на локалитету) приказан је на **Слици 236**. На дијаграму се уочава да присуство устава на истраживаном локалитету фаворизује заступљеност инвазивних врста животне форме фанерофита. Овакав податак је последица чињенице да близина брана и устава истраживаном локалитету доводи, између осталог, до повећане заступљености азотофиксирајућих врста (Richardson и сар., 2007), а такво обогаћивање земљишта

нутријентима може подстицати заступљеност високих врста којима је неопходна велика количина нутријената (Руšek и Руšek, 1995; Richardson и сар., 2007), нпр. хемикриптофита и фанерофита. Врсте животних форми фанерофита, хемикриптофита и геофита показују сличан модел варирања фреквенције појављивања у односу на присуство мостова на локалитету. Имајући у виду да присуство моста на локалитету аутоматски подразумева и присуство саобраћајница (пут, пруга), обим варијабилности ових група врста може се објаснити тиме што се поједине врсте ових животних форми, попут *Helianthus tuberosus* (Descombes и сар., 2016) и *Reynoutria x bohemica* (Tiébré и сар., 2008) доминантно јављају управо на локалитетима у непосредној близини саобраћајница. Иста група врста (фанерофите, хемикриптофите и геофите) више је заступљена на локалитетима са природним профилем обале (корелише са одсуством вештачки измењеног профила обале, **Слика 23б**).



Слика 23. РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности и прве групе хидроморфолошких променљивих (продубљивано речно корито, присуство алувијалне равни и присуство бране на истраживаном локалитету) (**а**) и инвазивних врста груписаних према животној форми и друге групе хидроморфолошких променљивих (вештачки измењен профил обале, присуство мостова и устава на локалитету) (**б**) (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 4**).

Према резултатима анализе главних компоненти, модификације профила обале нису утицале на варијабилност у заступљености анализираних инвазивних врста (Слика 23б). То је могуће објаснити чињеницом да када је природан режим плављења измењен, односно када је модификовањем природног тока реке редукована учесталост периода високих вода, то потенцијално умањује и вероватноћу колонизације страних инвазивних врста (Scott и сар., 1997; Descombes и сар., 2016). До сличних резултата који указују на то да учесталост природних периода високих вода повећава вероватноћу присуства инвазивних врста на локалитету дошли су и Pattison и сар. (2017). Насупрот томе, Lunt и сар. (2012) истичу да су стране врсте животне форме терофита веома осетљиве на измене режима плављења. Наиме, док редовно плављење смањује покривност ненативних врста терофита, активности на контроли и спречавању природних периода високих вода подстичу њихову високу заступљеност (позитивна корелација са вештачки измењеним профилем обале, Слика 23б), на рачун смањења нативних вишегодишњих рипаријалних и акватичних врста (Lunt и сар., 2012).

4.4.4 Утицај физичких карактеристика обале на заступљеност анализираних инвазивних врста у рипаријалним подручјима

На Сликама 24 и 25 је приказан графички приказ анализе главних компоненти физичких карактеристика обале: конкретно доминантан материјал на обали, промене на обалама и објекти на обали.

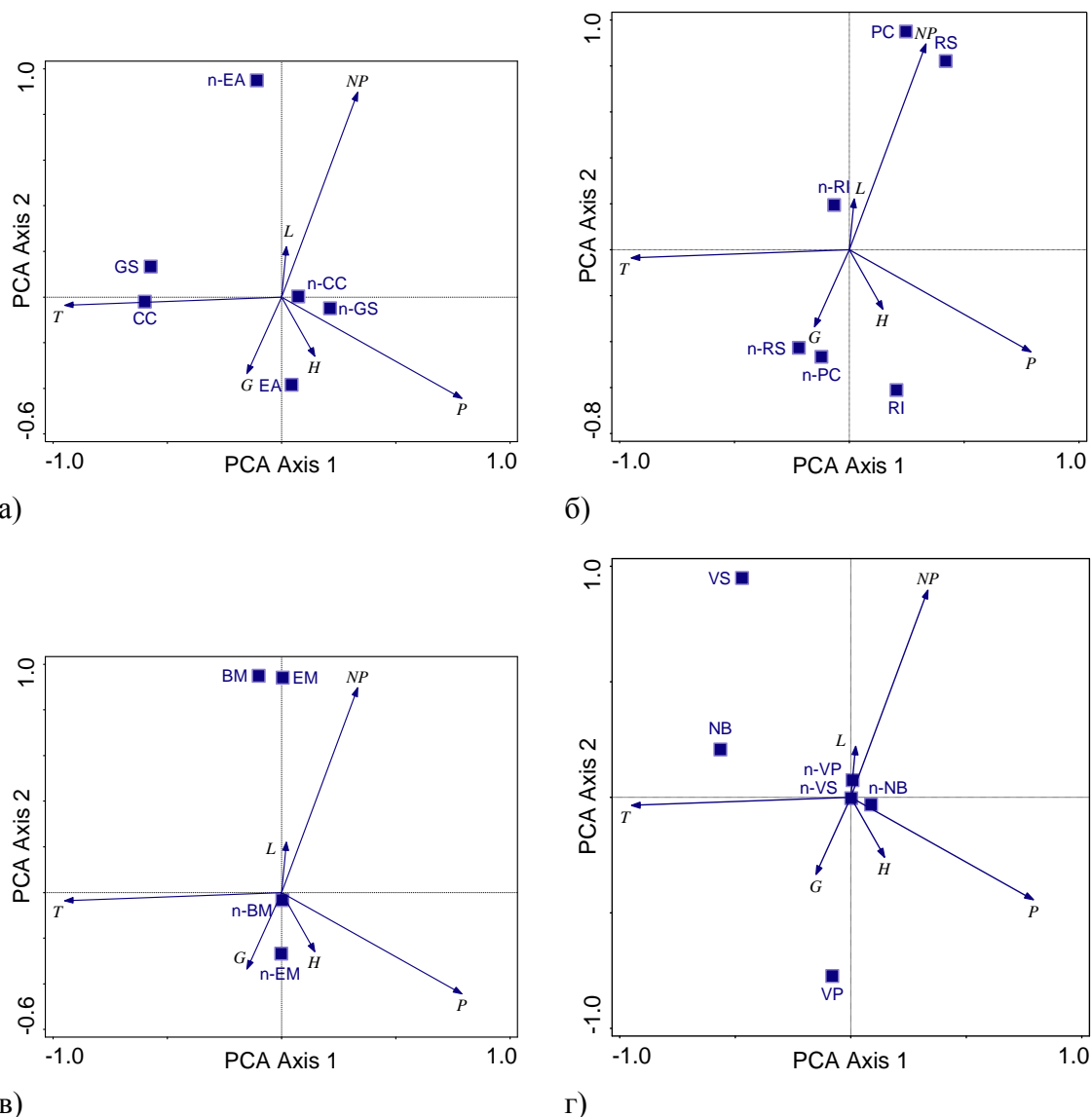
График на Слици 24а приказује резултате анализе главних компоненти која показује варијабилност фреквенција инвазивних врста груписаних према животној форми и доминантног материјала обале (растресита земља – EA, шљунак/песак - GS, бетон - CC) као описне варијабле. Engelhardt и сар. (2015) су показали да доминантан материјал обале, уз позицију локалитета дуж речног тока (његову удаљеност од изворишта), представља најбољи показатељ природе рипаријалних биљних заједница и присуства појединачних врста. На основу груписања врста према животној форми (Слика 24а), уочава се да је врста *Amorpha fruticosa* више заступљена на локалитетима на којима растресито земљиште није доминантан материјал на обали. Заступљеност врста животне

форме терофита већа је на локалитетима на којима је доминантан материјал на обали песак или шљунак, а посебно бетон, док су врсте животних форми геофита, хемикриптофита и фанерофита најфреквентније на локалитетима на којима је растресита земља доминантан материјал обале. Резултати везани за учестало појављивање инвазивних врста животних форми геофита и хемикриптофита на растреситој подлози као доминантном типу у складу су са подацима Descombes и сар. (2016). Аутори наводе да врсте рода *Reynoutria* и врста *Helianthus tuberosus* показују афинитет према влажнијем типу подлоге, богатом нутријентима, у поређењу са сувљим, тврђим типовима подлоге.

У контексту односа инвазивних врста и промена на обали (изгажена обала – РС, ојачана обала – RI, измењен профил обале – RS; **Слика 24б**), уочава се да се врста *Amorpha fruticosa* (жив. форма нанофанерофита) доминантно јавља на локалитетима где је профил обале измењен и обала угажена, док је присуство геофита, хемикриптофита и фанерофита позитивно корелисано са ојачаном обалом.

Анализа главних компоненти показала је да се својом заступљеношћу на локалитетима са вештачком терасом (BM) и локалитетима које одликује присуство насипа (EM) издваја представник животне форме нанофанерофита, *Amorpha fruticosa* (**Слика 24в**).

Резултати анализе главних компоненти односа анализираних инвазивних врста, груписаних према животној форми и присуства објеката (жало обрасло вегетацијом – VP, штранд обрастао вегетацијом – VS, алувијална равна/природни насип – NB) на обали приказани су на **Слици 24г**. Група врста животне форме терофита најфреквентија је на локалитетима који се одликују присуством алувијалне равни/природног насипа, док су животне форме терофита и нанофанерофита најзаступљеније на локалитетима са присуством штранда обраслог вегетацијом. Са друге стране, локалитети на којима је присутно жало обрасло вегетацијом (позиционирани у доњем делу дијаграма) карактеришу се повећаном фреквенцијом заступљености геофита, хемикриптофита и фанерофита.

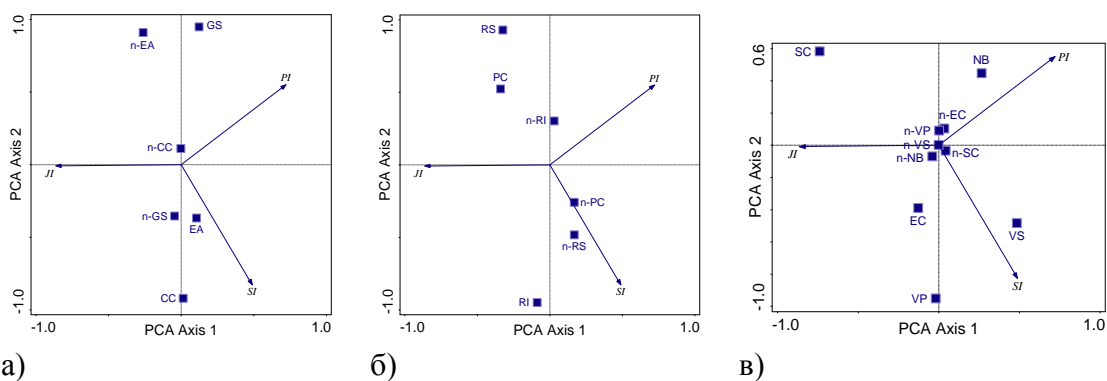


Слика 24. РС анализа односа инвазивних врста груписаних према животној форми и физичких карактеристика обале: доминантан материјал обале (**а**), промене на обалама (**б, в**) и објекти на обалама (**г**) као описне варијабле (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 5**).

РСА анализом која показује однос фреквенције појављивања инвазивних врста груписаних према њиховом степену инвазивности и физичких карактеристика обале (доминантан материјал обале (**а**), промене на обалама (**б**) и објекти на обалама (**в**)), уочава се да се потенцијално инвазивне врсте већином јављају на локалитетима где је доминантан материјал обале песак или шљунак, док су спорадично инвазивне врсте више заступљене на локалитетима које карактеришу растресита подлога и бетон као доминантан материјал обале (**Слика 25а**).

Анализом односа инвазивних врста и промена на обали (изгажена обала – PC, ојачана обала – RI, измењен профил обале – RS), уочава се да је присуство јако инвазивних врста у позитивној корелацији са типом обале чији је профил измењен и обала угажена, док су спорадично инвазивне врсте позитивно корелисане са ојачаном обалом (**Слика 25б**).

Резултати анализе главних компоненти која илуструје однос анализираних инвазивних врста, груписаних према степену инвазивности и присуства објекта (стабилна литица – SC, еродирана литица – EC, жало обрасло вегетацијом – VP, штранд обрастао вегетацијом – VS, алувијална равн/природан насип - NB) на обали приказани су на **Слици 25в**. Уочава се да су стабилне литице и алувијална равн/природан насип позициониране у горњем делу дијаграма. Фреквенција појављивања јако инвазивних врста већа је на локалитетима са присуством стабилних литица, док се потенцијално инвазивне врсте доминантно јављају на локалитетима које карактерише природан насип, односно алувијална равн. Са друге стране, еродиране литице, штранд обрастао вегетацијом и жало обрасло вегетацијом (позиционирани у доњем делу дијаграма) диктирају другачије фреквенције таксона, уз већу заступљеност групе спорадично инвазивних врста.



Слика 25. PC анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности и физичких карактеристика обале: доминантан материјал обале (**а**), промене на обалама (**б**) и објекте на обалама (**в**) као описне променљиве (за објашњење ознака видети **Табеле 3** и **5**).

Познато је да су инвазивне врсте рода *Reynoutria* доминантно заступљене дуж вештачких или високо модификованих деоница речних токова (Dawson и Holland, 1999; Tiébré и сар. 2008; Liendo и сар., 2015), на шта су указали и приказани

результати (Слике 24б и 25а,б). Може се констатовати позитиван утицај ојачаног профила обале на заступљеност врста животне форме хемикриптофита и спорадично инвазивних врста, односно бетона као доминантног материјала на обали и заступљености спорадично инвазивних врста.

Gooden и French (2014) су у свом раду констатовали да богатство алохтоних врста на локалитету није у корелацији са антропогеним изменама простора, насупрот великом броју података који указују на супротно (Godefroid и Koedam, 2003; Richardson и сар., 2007; Catford и сар., 2014; Liendo и сар., 2015). Чињеница да антропогене активности и различити облици нарушавања природног стања екосистема у значајној мери утичу на присуство и број инвазивних врста у природним стаништима (Alpert и сар., 2000; Davis и сар., 2000; Godefroid и Koedam, 2003; Hierro и сар., 2006; Richardson и сар., 2007; Tiébré и сар., 2008; Catford и сар., 2014; Liendo и сар., 2015) поткрепљује изложене резултате, према којима је евидентан позитиван утицај присуства различитих вештачких објеката у речном кориту и различитих модификација речног корита (Слике 23, 24б, в и 25б) на заступљеност одређених група анализираних инвазивних врста.

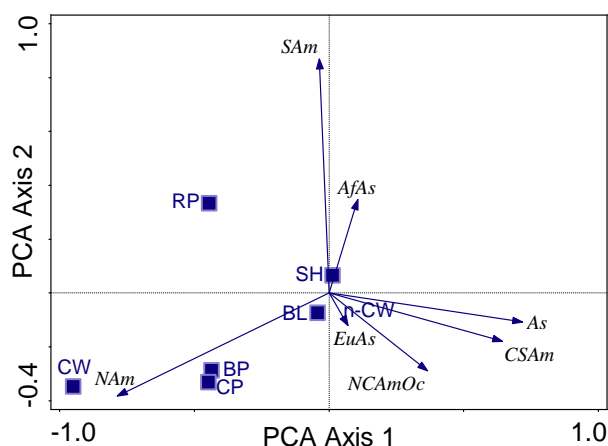
4.5 Антропогени утицај на заступљеност инвазивних врста у рипаријалним подручјима

4.5.1 Утицај начина коришћења земљишта у приобаљу на заступљеност инвазивних врста

Начин коришћења земљишта у приобаљу (Слике 26 и 27) један је од најзначајнијих фактора који утичу на биолошку варијабилност рипаријалних екосистема (Aguíar и Ferreira, 2005) и подложност инвазији страним врстама (Osawa и сар., 2013; Gális и сар., 2016).

Резултати анализе главних компоненти односа инвазивних врста груписаних према њиховом пореклу и начина коришћења земљишта у приобаљу (у 50 m) реке/канала приказани су на графику **Слика 26**. Жбунаста вегетација и широколисне шуме представљају типове вегетације у којима ниједна од анализираних група инвазивних врста не доминира. Присуство ливада у 50 m од истраживаног локалитета је било у позитивној корелацији са присуством јужноамеричке врсте *Xanthium spinosum*, што је било и очекивано имајући у виду тип станишта који ова врста насељава у оквиру свог природног (DiTomaso и Nealy, 2007) и интродукованог ареала (Nikolić и сар., 2014). Резултати приказани на **Слици 26** такође указују на то да су врсте северноамеричког порекла више заступљене на локалитетима на којима су у приобаљу присутне четинарске шуме и засади мешовитих широколисних и четинарских шума, у поређењу са осталим групама врста.

Постојање природних заједница ливада – пашњака у приобалној зони показује наглашено негативан утицај на већи број група инвазивних врста (које су се позиционирале у доњем десном делу дијаграма, **Слика 26**), што је у сагласности са резултатима истраживања González-Moreno и сар. (2014) који су доказали негативан утицај станишта травног типа на богатство и абунданцу страних врста.



Слика 26. PC анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према пореклу и описне варијабле која се односи на начин коришћења земљишта у приобаљу (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 6**).

Обрадиве површине и станишта у урбаним зонама имају у просеку највећи број страних врста биљака на глобалном нивоу (Рушек и сар., 2010б) и сврстани су међу пет начина коришћења земљишта са највишим нивоом инвазије (Chytrý и сар., 2009). У складу са тиме, Liendo и сар. (2015) указали су на то да је ниво инвазије генерално виши на локалитетима у рипаријалним подручјима која се налазе у индустријским или веома густо насељеним зонама. Такође, Рушек и сар. (2005) су показали да постоји статистички значајна позитивна корелација између густине насељености и броја и удела неофита у флори истраживаног подручја, при чему је повећање густине популације праћено њиховим порастом. До сличних закључака дошли су и Aronson и сар. (2017) истичући да је притисак пропагула основни фактор који доводи до тога да су рипаријална подручја у урбаним зонама подложна вишим нивоима инвазије, пре него висок ниво нутријената и фактори нарушавања природног хидролошког режима.

Насупрот резултатима ранијих истраживања (Рушек и сар., 2005, 2010б; Chytrý и сар., 2012; Liendo и сар., 2015; Aronson и сар., 2017), нису установљене статистички значајне разлике између укупног броја инвазивних врста по локалитету и припадности тог локалитета урбаној зони ($t_{248} = -0,360991$; $p = 0,718413$) на рипаријалним подручјима Србије. Просечан број инвазивних врста по локалитету, на анализираним локалитетима у урбаној зони (140 лок.) износи

5,03 (\pm 2,395) и заправо је нижи од просечног броја (5,145 \pm 2,715) на локалитетима који нису лоцирани у урбаној зони (110 лок.). Слично приказаним резултатима, ни истраживање Catford и сар. (2014) није показало постојање директне везе између пропорционалног повећања заступљености рипаријалних инвазивних биљних врста и близине града.

Супротно резултатима Liendo и сар. (2015), утврђено је да постоји статистички значајна негативна корелација између присуства индустрије у близини истраживаног локалитета и укупног броја инвазивних врста на датом локалитету ($t_{248} = -2,35165$; $p = 0,019473$), при чему је на локалитетима са индустријом било регистровано у просеку 3,6 (\pm 1,88), а на локалитетима на којима није било индустријских постројења у близини у просеку 5,17 (\pm 2,55) инвазивних врста по локалитету. Неопходно је истаћи да је број локалитета са индустријом био мали (6%), па је могуће да овакви резултати представљају последицу ограниченог узорка.

Упркос чињеници да нема статистички значајне корелације између укупног броја инвазивних врста и урбане зоне, резултати анализе главних компоненти (**Слика 27а**) указују на то да су одређене групе врста ипак више заступљене од других на урбаним рипаријалним подручјима. То су групе врста геофита, хемикриптофита и фанерофита, за које је показано да су заступљеније на локалитетима унутар урбане зоне. Таква заступљеност киселог дрвета (у оквиру групе фанерофита) са урбаном зоном (72% налаза) у складу је са истраживањем Affre и сар. (2010), према коме се урбане зоне (уз шумска станишта) одликују највишом вредношћу абунданце (DAFOR вредност) ове врсте.

Такође, иста група од 12 инвазивних врста (геофите, хемикриптофите и фанерофите) везана је и са присуством обрадивих површина и воћњака у приобаљу истраживаног локалитета (**Слика 27а**). Како је познато да се број неофита и њихов удео у вегетацији прогресивно повећава на обрадивим површинама (Рушек и сар., 2005) и да се обрадиве површине и као тип станишта (I1 тип станишта према EUNIS класификацији) у значајној мери истичу по степену инвазивности (Chytrý и сар., 2008а, б, 2012) овакав резултат није био неочекиван. Утврђени однос је у складу и са резултатима истраживања Osawa и

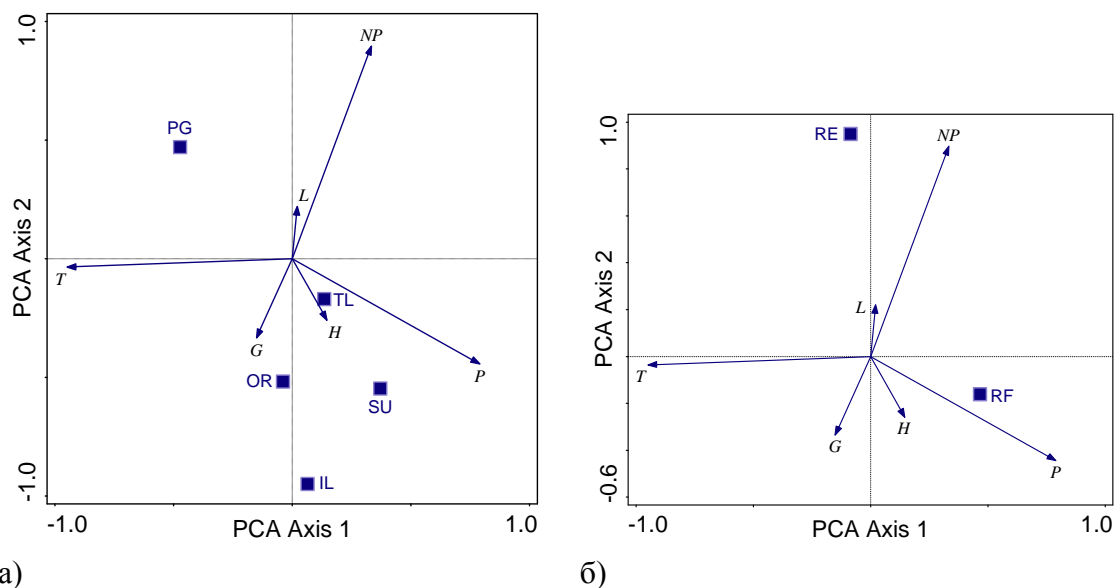
сар. (2013) и González-Moreno и сар. (2014) који су показали позитивну корелацију овог фактора са присуством страних врста. До сличних резултата дошли су и González-Moreno и сар. (2017), показавши да постоји веза између заступљености обрадивих површина у истраживаном подручју и присуства северноамеричких врста, интродукованих у периоду између XVI и XIX века, на шта указују и горе приказани резултати (Слика 27а, седам врста у оквиру истакнуте групе води порекло из Северне Америке). Када то посматрамо на нивоу једне од врста из дате групе, *Asclepias syriaca*, веза њене заступљености и близине обрадивих површина и воћњака у складу је са резултатима о њеном распрострањењу у нашој земљи (Stanković-Kalezić и сар., 2008; Попов, 2016), као и Украјини (Dvirna, 2018).

Повећан прилив нутријената који је у вези са пољопривредним активностима условљава и повећану заступљеност еутрофилних врста (Richardson и сар., 2007), какве су неке од врста животне форме хемикриптофита и фанерофита (Слика 27а). Такође, иако се рипаријалне зоне генерално одликују вишим притиском пропагула у односу на локалитете удаљене од водотока (Eschtruth и Battles, 2011), постојање позитивне корелације близине обрадивих површина на издвојену групу врста се додатно може тумачити и повећаваним притиском пропагула на рипаријална станишта, пореклом са оближњих обрадивих површина (Osawa и сар., 2013).

Такође је евидентно (Слика 27а) да близина паркова и башти у односу на истраживани локалитет позитивно утиче на заступљеност инвазивних врста животних форми терофита и нанофанерофита. Овакав закључак се може објаснити чињеницом да узгајање страних биљних врста у баштама представља најснажнији фактор који позитивно утиче на успех натурализације интродукованих врста (Guo и сар., 2019).

Анализа главних компоненти заступљености инвазивних врста различитих животних форми у односу на присуство тршњака и/или влажних шума, као објеката од посебног значаја на обали (Слика 27б) за резултат има и чињеницу да је врста *Amorpha fruticosa* (жив. форма нанофанерофита) доминантно присутна на локалитетима где су заступљени тршњаци, док је присуство влажних шума на

локалитету повезано са заступљеношћу инвазивних врста фанерофита, хемикриптофита и геофита. Affre и сар. (2010) су такође указали на позитивну корелацију заступљености киселог дрвета (фанерофита) са постојањем влажних шума у приобаљу, док је познато и да се *Asclepias syriaca*, као један од представника животне форме геофита, доминантно јавља дуж речних насипа и на ивицама поплавних шума (Igić и сар., 2002; Igić, 2011a; Jarić и сар., 2011).



Слика 27. PC анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на начине коришћења земљишта у приобаљу (а) и присуство објеката од посебног значаја на локалитету (б) (за објашњење ознака видети **Табеле 3, 6 и 7**).

4.5.2 Утицај антропогених фактора на заступљеност инвазивних врста

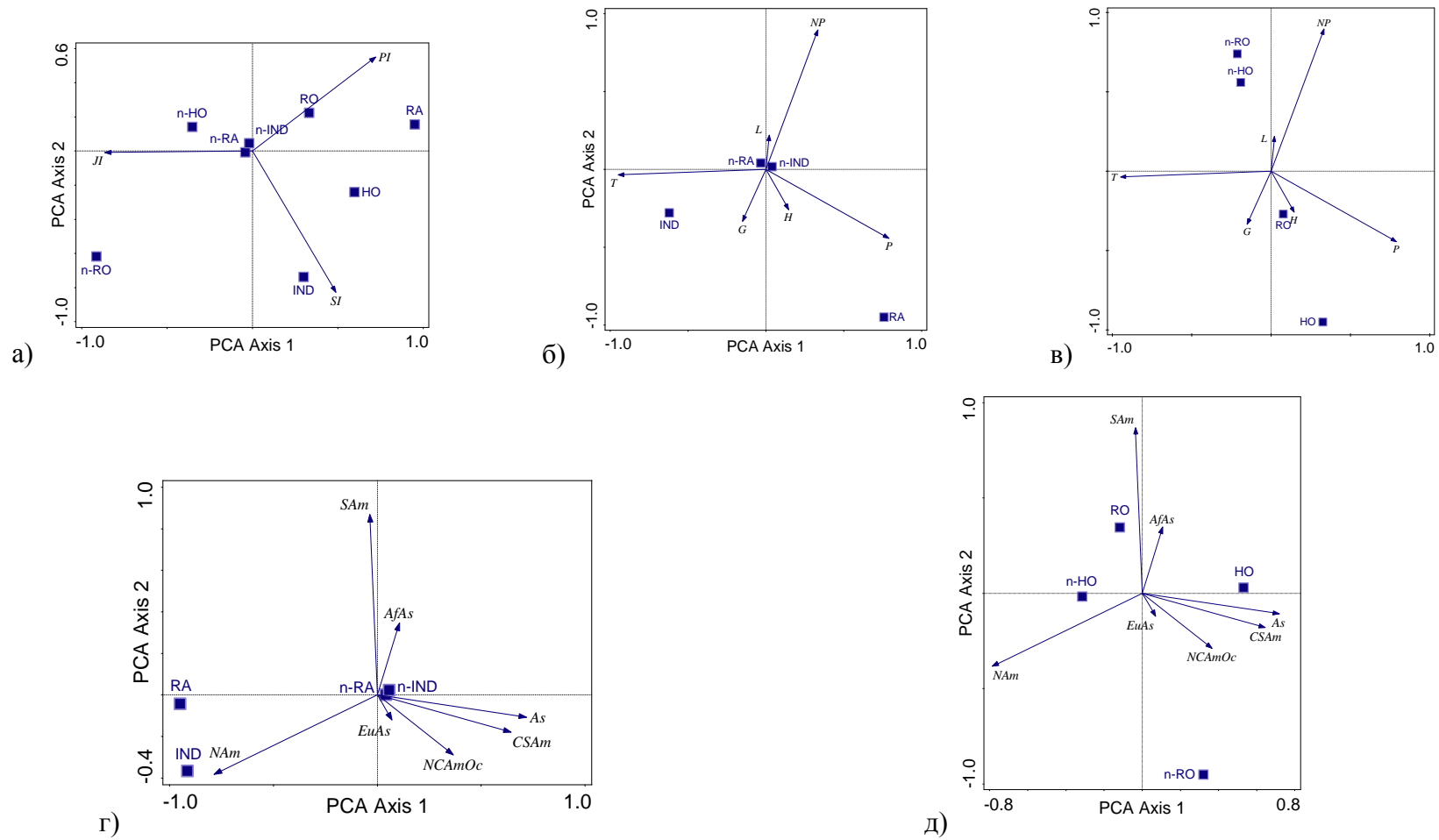
Феномен инвазије страних врста биљака уско је повезан са временском динамиком антропогених активности, како на локалном, тако и на регионалном нивоу (González-Moreno и сар., 2017). Интензитет антропогених активности, уз основне хидроморфолошке карактеристике водотока, представља основни фактор који дефинише особине рипаријалне вегетације на локалном нивоу (Nucci и сар., 2012). У складу са тиме, резултати (**Слика 28**) илуструју однос заступљености анализираних инвазивних врста и одабраних показатеља антропогених активности.

Резултати анализе главних компоненти показују да се потенцијално инвазивне врсте доминантно јављају на локалитетима у чијој се близини налази пут, као и да је њихово присуство везано за близину железничке пруге, док је заступљеност спорадично инвазивних врста условљена близином индустрије и насеља, односно становањем као описном варијаблом (**Слика 28а**).

Када се анализира близина индустрије и пруге као антропогених фактора у односу на заступљеност инвазивних врста груписаних према животној форми (**Слика 28б**), уочава се везивање присуства терофита (и донекле геофита) за близину индустрије, што се у случају врсте *Paspalum distichum* може објаснити чињеницом да близина људских насеља и других вештачких структура (у овом случају индустрије, **Слика 28б**) повећава антропогени притисак на рипаријалну зону, а тиме и шансе за дисперзију њених пропагула и семена (Aguilar и сар., 2005). Постојање везе између заступљености врста животне форме фанерофита, геофита и хемикриптофита са близином железничких саобраћајница (**Слика 28б**) и путева (**Слика 28в**) је у складу са подацима за таксон *Reynoutria x bohemica*, за коју Tiébré и сар. (2008) истичу да се доминантно јавља у непосредној близини (појас од 10 m) путева и пруга и врсту *Helianthus tuberosus*, код које су Descombes и сар. (2016) утврдили позитивну корелацију између њеног присуства и близине пута.

Када се узме у обзир груписање врста према пореклу, уочава се да присуство индустрије и пружног система у близини истраживаног локалитета умногоме утиче на фреквенцију северноамеричких врста (**Слика 28г**). Са друге стране, врсте *Xanthium spinosum* и *Eleusine indica* се доминантно јављају на локалитетима у близини пута, док је присуство биљака пореклом из Азије и таксона *Datura stramonium* и *X. strumarium* subsp. *italicum* везано за близину насеља (**Слика 28д**).

Descombes и сар. (2016) су показали да је густина насељености значајан показатељ присуства врсте *Reynoutria japonica*. У складу са тиме, повећана заступљеност природног хибрида *R. x bohemica* (хемикриптофита, азијског порекла) у урбаној зони (**Слика 27**), односно зони становања (**Слике 28д**) је очекивана је и поклапа се и са резултатима за врсте овог рода доступне за Велику Британију (Dawson и Holland, 1999) и Белгију (Tiébré и сар., 2008).

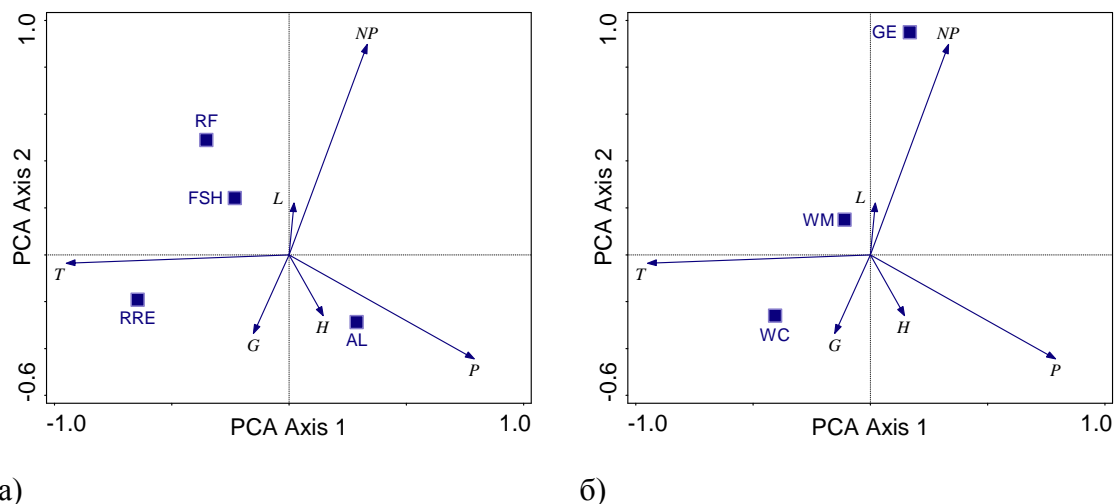


Слика 28. PC анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према степену инвазивности (а), животној форми (б, в) и пореклу (г, д) и описних варијабљи које се односе на доминантне антропогене утицаје на локалитету (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 8**).

4.5.3 Утицај доминантних антропогених активности на заступљеност инвазивних врста

Антропогене активности које доводе до измена природног светлосног режима станишта (Godefroid и Koedam, 2003; Aguiar и сар., 2005) потенцијално фаворизују стране врсте које показују афинитет према отвореним, светлим стаништима, попут врста *Paspalum distichum* (Aguiar и сар., 2005) и *Solidago gigantea* (Škornik и сар., 2008). Такође, уколико су инвазивне врсте већ присутне на станишту, измене природног стања тог простора могу довести до формирања великих, густих састојина страних врста, на рачун нативних врста које су искрчене (Richardson и сар., 2007), а као последица чињенице да продукују знатно више биомасе (и до 73%) и испољавају већу конкурентивну способност у поређењу са доминантним нативним врстама (Bottollier-Curtet и сар., 2013).

Ако узмемо у обзир однос података о фреквенцији инвазивних врста груписаних према животним формама и недавних водопривредних активности на локалитету, резултати приазани на **Слици 29** указују на то да активности пошумљавања и рибарства позитивно утичу на присуство врста *Amorpha fruticosa* и *Parthenocissus quinquefolia*. Са друге стране, уочљиво је да се опоравак екосистема везује за заступљеност врста животне форме терофита и у мањој мери геофита, док су инвазивне врсте фанерофита и хемикриптофита више заступљене на локалитетима за које је карактеристично присуство врста рода *Alnus*. Присуство врсте *A. fruticosa* такође је доминантно везано за локалитете на којима је интензивно вађење шљунка, док се врсте животних форми терофита и геофита фреквентније појављују на местима на којима се активно спроводи уништавање коровских биљака хемијским путем (**Слици 29 б**).



Слика 29. РС анализа односа анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми и описне варијабле која се односи на водопривредне активности на локалитету (за објашњење ознака видети **Табеле 3 и 9**).

Сви наведени типови антропогених активности (**Слика 29**) доводе до измена стања станишта у приобаљу (било кроз активности пошумљавања и опоравка екосистема или крчење вегетације како би се омогућио риболов), што резултује у стварању отворене еколошке нише и самим тим прилике за брзу колонизацију нарушеног простора и коришћење доступних ресурса. Тиме је могуће објаснити позитивну корелацију ових антропогених (водопривредних) активности и одређених група инвазивних врста. Један од релевантних примера водопривредних активности у приобаљу наводе Maskell и сар. (2006). Они су констатовали да је кошење појаса обале ширине 15 m представљало доминантан облик нарушавања који је доприносио повећању заступљености страних врста. *Paspalum distichum* је једна од инвазивних врста из групе терофита чије се присуство може довести у позитивну корелацију са активношћу кошења обале и уништавања коровских биљака хемијским путем (**Слика 29б**). Овакав вид механичког одржавања приобалне зоне и контроле коровских биљака може допринети ширењу ове спорадично инвазивне врсте, кроз ненамерно уситњавање и разношење фрагмената ризома и столона ове врсте (Aguilar и сар., 2005). Такође, према резултатима Škornik и сар. (2008) и присуство врста *Solidago gigantea* и *Erigeron annuus* је у позитивној корелацији са нарушеним рипаријалним стаништима, што се подудара са резултатима на **Слици 29б**.

Иако риболов (Слика 29а) на први поглед не делује као фактор који би могао значајно утицати на заступљеност инвазивних врста, постојање места за риболов сматра се једним од фактора који потенцијално објашњава варијабилност у заступљености инвазивних врста биљака на локалном нивоу (Catford и сар., 2014). Бројне активности риболоваца, попут рашчишћавања обале уклањањем природне вегетације (Godefroid и Koedam, 2003), ради лакшег приступа води, представљају нарушавање природног стања екосистема и потенцијално доприносе продору и насељавању страних инвазивних врста. Када се ради о вези риболова и заступљености врсте *Amorpha fruticosa* (Слика 29а), то се може потенцијално објаснити крчењем природних тршћака и шибљака врбе, чиме се отвара простор за продор и ширење ове јако инвазивне врсте.

Имајући у виду везу риболова (односно крчења обале), кошења обале и вађења шљунка и заступљености лијана (Слика 29а), уочљива је корелација са истраживањима Fried и сар. (2018) који наглашавају да би управо избегавање ових водoprивредних активности, које потенцијално доводе до смањења покривности нативних врста и измене светлосног режима, могло допринети ограничавању успостављања и ширења инвазивних врста ове животне форме.

Слично резултатима Aguiar и Ferreira (2005) и Nucci и сар. (2012) већа заступљеност инвазивних врста животне форме фанерофита била је и у изложеним резултатима својствена локалитетима са ниским степеном антропогених активности (Слика 29), што се огледа кроз негативне утицаје фактора пошумљавања, риболова, вађења шљунка и кошења обале, као и позитивном корелацијом са присуством шума јове.

4.5.4 Нумеричка анализа односа анализираних инвазивних врста и вредности HQA и HMS скорова

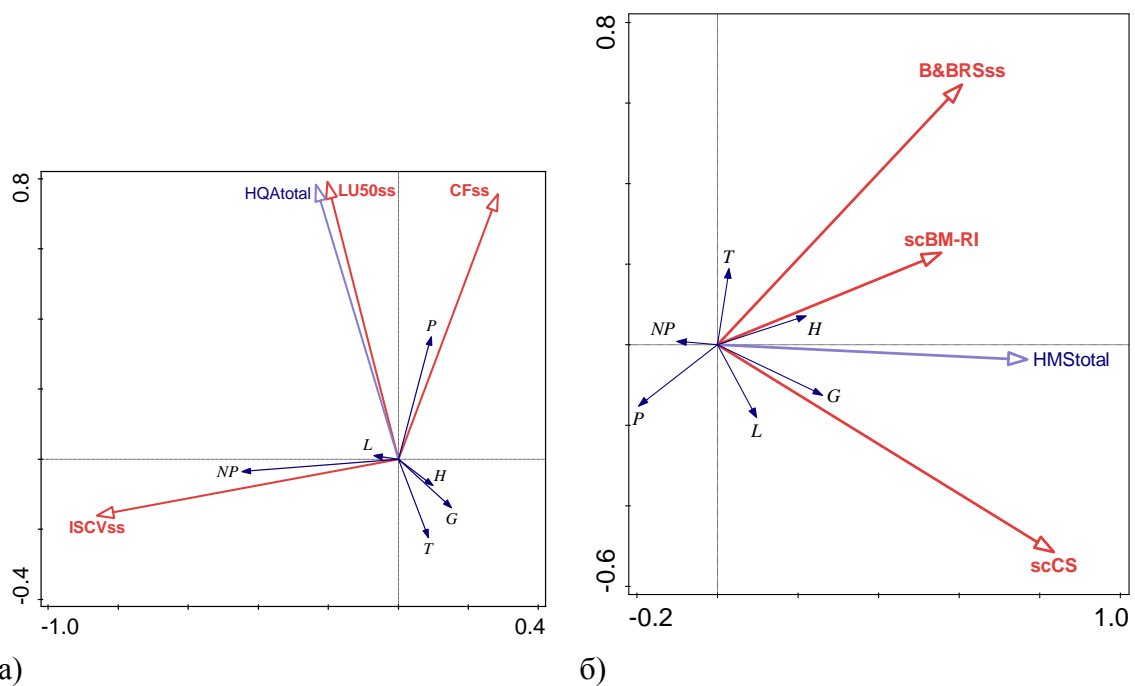
Резултати анализе редувантности анализираних инвазивних врста груписаних према животној форми у односу на вредности HQA и HMS скорова, преузетих из SERCON софтвера (Ovuka и сар., 2015), за сет података који се односи на 146 локалитета, приказани су графички на Слици 30.

RDA анализа која је укључила одабране HQA скорове описала је 7,8% варијабилности у подацима ($F=3,8$, $p=0,002$). Посматрано појединачно, ISCVss описује 3,3% варијабилности ($F=4,7$, $p=0,002$), SCVss 2,8% ($F=4,1$, $p=0,002$), а LU50ss 1,7% варијабилности ($F=2,6$, $p=0,018$). Прва оса је корелисана само са ISCVss скором, и то негативно ($r= -0,3953$), док су остала два сора позитивно корелисана са другом RDA осом: LU50ss ($r=0,2817$) и CFss ($r=0,2694$).

На RDA дијаграму (**Слика 30а**) се уочава да је животна форма фанерофита у позитивној корелацији са скором који се односи на начин коришћења земљишта унутар 50 m и скором који се односи на присуство објеката у речном кориту, а негативно са скором везаним за вегетацију у речном кориту. Исти ISCVss скор позитивно је корелисан са животном формом нанофанерофита, односно присуством врсте *Amorpha fruticosa*, док су животне форме терофита, геофита и хемикриптофита негативно корелисане са свим HQA скоровима. Од значаја је поменути да додатна варијабла која се односи на укупну вредност HQA сора позитивно корелише највише са вредношћу LU50ss, а затим са CFss сора.

На дијаграму **Слика 30б** приказани су одабрани HMS скорови и њихов однос са животним формама забележених инвазивних врста биљака. Ова анализа је описала 6,3% варијабилности у подацима ($F=3,1$, $p=0,002$). Посматрано појединачно, V&B-RSss скор описује 1,9% варијабилности ($F=2,8$, $p=0,024$), scCS 1,9% ($F=2,8$, $p=0,024$), а scBM-RI 1,8% варијабилности ($F=2,6$, $p=0,048$). Сви скорови: V&B-RSss, scBM-RI и scCS позитивно су корелисани са првом RDA осом ($r=0,2300$, $r=0,2106$ и $r=0,3160$, редом).

Геофите и хемикриптофите су у позитивној корелацији са вредностима сва три сора, при чему геофите најбоље са скором који се односи на доминантан материјал у речном кориту, а хемикриптофите са скором који вреднује измене на обали - ојачан профил обале. Са наведеним скоровима, у позитивној корелацији је и врста *Parthenocissus quinquefolia*, док терофите показују позитивну корелацију са V&B-RSss и scBM-RI скоровима (измена профила обале и корита и измене на обали - ојачан профил обале). Врсте животне форме фанерофита су у негативној корелацији са свим одабраним HMS скоровима, као и врста *Amorpha fruticosa* (животна форма нанофанерофита).



Слика 30. Анализа редундантности испитиваних инвазивних врста груписаних према животној форми у односу на вредности одабраних HQA (а) и HMS (б) скорова (за објашњење ознака видети Табеле 3, 10 и 11).

4.6 Могући путеви даљег ширења анализираних инвазивних врста у условима глобалних климатских промена

Феномени биолошких инвазија и климатских промена представљају два најсвеобухватнија аспекта промена животне средине на глобалном нивоу (Rahel и Olden, 2008; Walther и сар., 2009) и очекује се да ће међусобно интераговати на веома сложене начине (Kolar и Lodge, 2001; Stachowicz и сар., 2002), чији правац развоја је тешко са сигурношћу предвидети.

Бројни показатељи указују на то да је глобално загревање омогућило ширење страних врста у области где њима раније опстанак и остављање вијабилног потомства нису били могући (Walther и сар., 2009). У ери брзих глобалних промена, велика је вероватноћа да тренутне активности на решавању овог проблема неће бити адекватне (Webber и Scott, 2012), јер предвиђања указују да ће глобално загревање у наредном периоду довести до интензивирања ширења врста у областима које до тада нису биле погођене инвазијом и бржег популационог раста инвазивних врста у зонама у којима су већ присутне (Vilà и сар., 2010). Такође, приликом предвиђања промена у дистрибуцији врста у условима климатских промена, неопходно је разматрати и ефекте антропогенних активности (дистурбанце) и демографију самих врста (Wang и сар., 2019).

Како би било могуће предвидети одговор појединачних врста на климатске промене, неопходно је располагати подацима о генетичкој структури њихових популација, њиховој географској дистрибуцији, карактеристикама полена и бројним еколошким параметрима (Schierenbeck, 2017). Промене у температури и динамици и количини падавина ће највероватније утицати на промене у фенологији (Peg и сар., 2019) и ширини ареала бројних биљних и животињских врста (Vilà и сар., 2007). Dukes и Mooney (1999) истичу да климатске промене фаворизују оне врсте које се одликују способношћу да се прилагоде широком спектру климатских услова и шире свој ареал за кратак временски период, а нису зависне од других група организама за процесе опрашивања и разношења семена, што су карактеристике које одликују инвазивне врсте које предмет овог истраживања (Табела 3).

Климатске промене се такође, кроз њихов утицај на карактеристике инвазивних врста, могу одразити и на доступну количину ресурса и заштиту биодиверзитета, као и пољопривредну производњу (Kathiresan и Gualbert, 2016). Управо из тог разлога, Ziska и сар. (2011) истичу да је за будућност производње хране од кључне важности препознати утицај који ће климатске промене имати на успех инвазивних врста и наглашавају важност процене утицаја који ће промене у биологији инвазивних врста, узроковане климатским променама, имати на пољопривредну производњу.

Beerling и сар. (1995) су на примеру јако инвазивне врсте *Reynoutria japonica* показали на који начин би прогнозиране климатске промене за период до 2050. године могле довести до значајног ширења интродукованог ареала страних врста, на рачун промена у зимским температурама и укупном повећању просечне температуре на годишњем нивоу. Истраживања утицаја климатских промена на ареал јако инвазивне и високо алергене коровске врсте *Ambrosia artemisiifolia* показала су да би у условима очекиваних климатских промена могло доћи до њеног значајно бржег ширења (Essl и сар., 2009; Richter и сар., 2013), што би на подручју наше земље где је ова врста већ широко распрострањена (Слика 15-5 и Vrbničanin и сар., 2008a), у великом броју различитих типова станишта (Слика 18-5), могло угрозити и оне малобројне области у које ова јако инвазивна врста још увек није продрла. Слично, Follak и Essl (2013) указују на то да ће на подручју централне Европе у условима климатских промена *Sorghum halepense* представљати велики проблем за контролу у пољопривреди, што се може очекивати и на територији Србије, где је ова врста већ широко распрострањена (Vrbničanin и сар., 2009; Krstivojević, 2011), док истраживање Peng и сар. (2019) указује да би глобално загревање и повећана депозиција азота могли повећати инвазивност врста рода *Solidago*, што би било алармантно за рипаријална подручја Србије, где је врста *S. gigantea* према констатованим подацима још увек присутна у мањој мери (Слика 15-22).

Такође, како је свака од инвазивних врста део ширег биолошког система, неопходно је узети у обзир да ће климатске промене утицати не само на појединачне организме и популације, већ и на целокупан екосистем, на потпуно

непредвидљиве начине (Ziska и сар., 2011).

На глобалном нивоу се XXI век сматра кризним периодом по живи свет слатководних екосистема, при чему климатске промене представљају један од главних фактора који ће у значајној мери угрозити функционисање и биодиверзитет ових система, као и ресурсе које они обезбеђују човеку (Strayer и Dudgeon, 2010) и погоршати проблем са већ постојећим акватичним инвазивним биљним врстама, попут врста *Alternanthera philoxeroides* (Li и сар., 2012) и *Hydrilla verticillata* (Calvo и сар., 2019). На подручју наше земље проблем би се могао огледати кроз даље ширење врста рода *Elodea* (Слика 7) и кроз продор и ширење врста *Cabomba caroliniana* (Слика 8а) и *Pistia stratiotes* (Слика 8б), које су на подручју наше земље први пут регистроване 2008. (Vukov и сар., 2013), односно 2017. године (Živković и сар., 2019).

Strayer и Dudgeon (2010) такође истичу да се може очекивати да ће људске активности као одговор на климатске промене (нпр. изградња нових брана и устава, исушивање водотока, измештање природног корита) имати подједнако снажне и далекосежније последице по слатководне екосистеме, од самих ефеката климатских промена. Овакви инжењерски подухвати ће, уз изградњу нових извора енергије (мини-хидроелектране) на рекама, имати драстичне еколошке последице по ове фрагилне екосистеме и потенцијално додатно појачати неповољни утицај климатских промена на њихов нативни биодиверзитет (Strayer и Dudgeon, 2010).

Климатске промене ће такође довести и до значајних промена у хидрологији слатководних екосистема, кроз њихов утицај на динамику падавина и учесталост и снагу поплавних таласа (IPCC, 2007), што ће кроз нарушавање рипаријалних зона отворити простор за насељавање страних инвазивних врста. Утицај ће се такође огледати и кроз промене у доступности воде и режиму падавина и одразити се на животне циклусе бројних инвазивних биљних врста (Ziska и сар., 2011). Услед тога се очекује да ће у условима глобалног загревања влажне унутарконтиненталне области (рипариијалне зоне слатководних екосистема и Рамсарске области) бити жаришта велике бројности и покривности инвазивних врста (González-Moreno и сар., 2014).

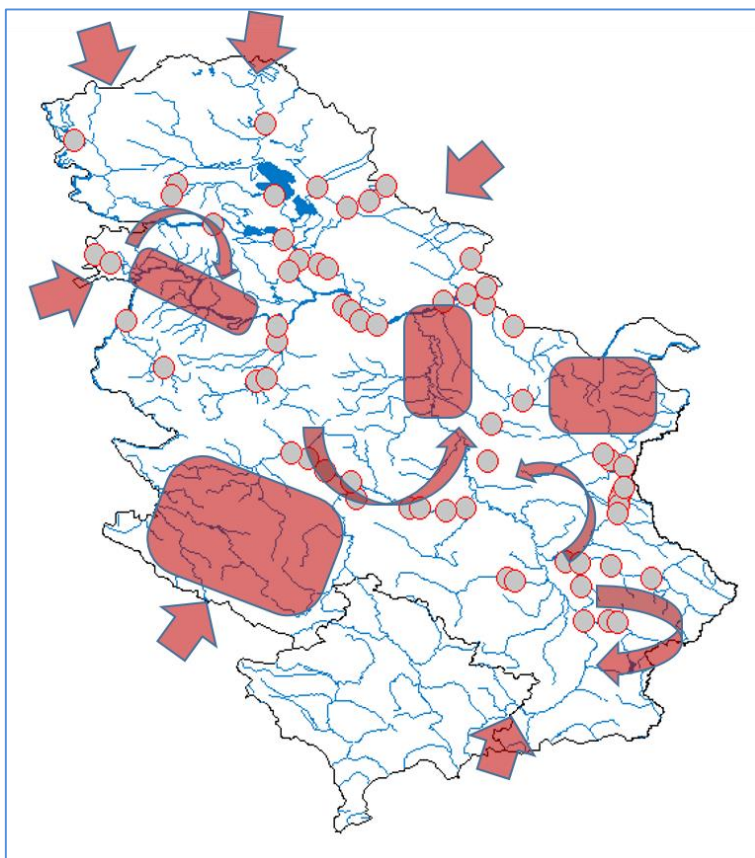
Може се очекивати да ће се у наредном периоду под снажним притиском ширења и доминације страних инвазивних врста наћи сливови Саве и Велике Мораве, када се у обзир узме продор инвазивних врста са запада, из правца Хрватске, а долином река чије водотокове делимо, као и чињеницу да се реке Босут и Студва, које припадају савском сливу, а лоциране су у непосредној близини границе, истичу као жаришта инвазије анализираних врста (Слика 31). Притисак на Велику Мораву је вишеструк, али се посебно могу истаћи жаришта инвазије (река Црница и целокупан слив Западне Мораве) која би у наредном периоду могла значајно допринети даљем снажном ширењу анализираних врста у сливу ове реке (Слика 31).

Процене су да ће планинске области у ситуацији климатских промена искусити драстично повећање температуре и промене у количини и сезоналности падавина (Mina и сар., 2017), како је и у претходних 40 година повећање температуре у овим областима било и до три пута веће од глобалног просека (Perin и сар., 2015). Додатни притисак у планинским областима представљају и антропогене активности, које заправо имају снажнији утицај на екосистемске услуге планинских шумских екосистема од прогнозираних климатских промена (Mina и сар., 2017). Како се очекује повећање степена нарушавања ових зона у условима климатских промена (Simpson и Prots, 2013; Neuner и сар., 2015), то може имати додатни утицај на фрагилност ових шумских екосистема, и самим тим њихову подложност инвазији страним врстама.

Simpson и Prots (2013) истичу да је ланац Карпата на подручју Украјине један од примера планинских области у умереној климатској зони, за које је већ карактеристичан повећан ниво инвазије страних биљних врста. Ове врсте се из низијских области, у којима су присутне већ више од 100 година, шире према унутрашњости планинских ланаца и заштићених подручја на њиховој територији. Може се очекивати да је сличан образац ширења страних врста својствен и у другим подручјима Карпатског масива, укључујући и његове обронке на подручју Србије.

Када се посматрају рипаријална станишта у планинским зонама, може се претпоставити да ће се под највећим притиском инвазија наћи она станишта која

се налазе у близини центара високог антропогеног притиска, на шта је указао и модел Simpson и Prots (2013) на подручју украјинских Карпата. Њихов климатски модел такође предвиђа да ће до 2100. године бити евидентно значајно повећање површина погодних за продор инвазивних врста *Robinia pseudoacacia* и *Helianthus tuberosus* у заштићеним подручјима планинских области, а као последица климатских промена. У зонама које се и данас истичу као веома погодне за инвазију 11 врста које су анализирали (од којих је девет обухваћено и истраживањем представљеним у овом раду), климатски модел Simpson и Prots (2013) предвиђа до 2050. године њихово даље латерално ширење дуж токова мањих планинских водотока. Ови аутори такође истичу да ће области на надморским висинама преко 700 m, у зонама са већим нагибом и слабијом изложеношћу антропогеним активностима бити под мањим ризиком продора инвазивних биљних врста.



Слика 31. Центри (претпостављени) инвазије у рипаријалним подручјима на територији Србије, потенцијални правци ширења анализираних врста и примарно угрожене зоне.

Имајући у виду горе наведене податке, може се направити паралела са рипаријалним стаништима дуж планинских и високопланинских река (према Рауповић и сар., 2011) и предвидети сличан сценарио и на подручју наше земље. Може се очекивати да ће и на подручју Србије у рипаријалним зонама планинских и високопланинских области, које се према резултатима ових истраживања одликују мањим бројем анализираних инвазивних врста од равничарских и брдско-планинских водотокова (видети потпоглавље 3.4.1), доћи до повећања броја присутних инвазивних врста и њиховог даљег ширења. У том контексту могу се истаћи Карпатске планине, које на територији Украјине већ бележе повећан притисак инвазивних врста (Simpson и Prots, 2013), а такође и чињеница да према забележеним подацима слив Тимока представља једно од жаришта инвазије на подручју наше земље (**Слика 31**) додатно подржава ову претпоставку.

Још једна од зона у којој је могуће очекивати ширење јесу планинске и високопланинске области у зони слива Јужне Мораве (**Слика 31**). Упркос чињеници да је дуж тока реке Власине забележен одређен број локалитета без присуства анализираних инвазивних врста (високопланински локалитети), у оквиру слива Јужне Мораве је евидентиран већи број жаришта инвазије (са аспекта укупног броја инвазивних врста по локалитету и њихове бројности и покривности). Стога, имајући у виду наведене резултате у оквиру овог слива и очекиване последице климатских промена по локалитете у планинским областима (Simpson и Prots, 2013; Neuner и сар., 2015; Mina и сар., 2017), може се очекивати да ће доћи до даљег ширења инвазивних врста и на оне локалитете који до сада нису били погођени њиховим продором. Такође, потенцијални продор врста из правца Северне Македоније водотоцима које делимо са овом суседном републиком могло би представљати додатни притисак по овај регион.

У реалној предикцији се може очекивати да ће рипаријалне области на југозападу наше земље, у пределу долина Лима, Ибра и њихових притока такође бити под снажним притиском биолошких инвазија у наредном периоду (**Слика 31**). Имајући у виду потенцијал за продор ових врста низводно са подручја Црне Горе, као и чињеницу да су дуж тока реке Лим већ присутне неке од анализираних инвазивних биљака (нпр. *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria×bohemica*, *Robinia*

pseudoacacia и *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*), за њих се такође може очекивати даље ширење и повећање бројности и покривности.

5. Закључак

На основу резултата истраживања страних инвазивних биљних врста дуж акватичних коридора река и канала Србије, могуће је извести неколико основних закључака.

На територији Србије забележено је присуство осам акватичних инвазивних биљних врста, са јасним трендом веће заступљености у текућим, у односу на стајаће воде. Према броју налаза истичу се врсте *Vallisneria spiralis*, *Azolla filiculoides* и *Elodea nuttallii*. Дистрибуција регистрованих акватичних инвазивних врста показује да су оне својим присуством доминантно везане за северни, низијски део Србије. У том контексту мрежа канала ХС ДТД и речни токови који припадају сливу Дунава могу се сматрати основним акватичним коридорима њиховог ширења.

Од 26 таксона инвазивних биљака чије је присуство анализирано у рипаријалним подручјима на територији Србије, таксони са највећим бројем налаза су *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*, *Amorpha fruticosa*, *Erigeron canadensis*, *Robinia pseudoacacia* и *Echinochloa crus-galli*.

Речни сливови Дунава, Јужне Мораве, Западне Мораве и Тимока истичу се укупној по заступљености инвазивних биљних врста, док су резултати нумеричких анализа указали на постојање одређених тенденција у заступљености истраживаних таксона у рипаријалним зонама појединих сливова. За врсту *Acer negundo* показано је да је најзаступљенија у сливу Дунава, врсте *Xanthium spinosum*, *Solidago gigantea* и *Asclepias syriaca* у рипаријалу мреже канала ХС ДТД. *Helianthus tuberosus* се својом бројношћу и покровношћу највише истиче у рипаријалним зонама река слива Дрине, *Robinia pseudoacacia* у сливовима Тимока и Велике Мораве, *Echinocystis lobata* у сливу Западне Мораве, док је врста *Echinochloa crus-galli* везана пре свега за реке у сливовима Саве и Велике Мораве.

На основу података о дистрибуцији и бројности и покровности анализираних таксона, могуће је истаћи водотокове следећих сливова као основне коридоре ширења појединих таксона:

- слив Дунава: *Abutilon theophrasti*, *Acer negundo*, *Ailanthus altissima*, *Echinochloa crus-galli*, *Paspalum distichum*, *Sorghum halepense*, *Symphotrichum spp.*
- слив Саве: *Reynoutria x bohemica*
- слив Колубаре: *Echinochloa crus-galli*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Reynoutria x bohemica*, *Symphotrichum spp.*, *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*
- слив Дрине: *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria x bohemica*
- слив Велике Мораве: *Symphotrichum spp.*
- слив Западне Мораве: *Echinochloa crus-galli*, *Helianthus tuberosus*, *Reynoutria x bohemica*, *Sorghum halepense*, *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*
- слив Јужне Мораве: *Ailanthus altissima*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Symphotrichum spp.*
- слив Тимока: *Helianthus tuberosus*, *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*
- мрежа канала ХС ДТД: *Solidago gigantea*, *Xanthium spinosum*, *Sorghum halepense*

Amaranthus retroflexus, *Ambrosia artemisiifolia*, *Amorpha fruticosa*, *Echinocystis lobata*, *Erigeron annuus*, *E. canadensis*, *Robinia pseudoacacia* су подједнако заступљене у свим истраживаним сливовима и стога није могуће јасно издвојити примарне коридоре њиховог ширења. Врсте *Asclepias syriaca*, *Broussonetia papyrifera*, *Eleusine indica*, *Parthenocissus quinquefolia* и *Phytolacca americana* су у склопу овог истраживања регистроване на малом броју локалитета и у складу са тиме тешко је дефинисати који су им основни коридори ширења, док за врсту *Datura stramonium* која је такође забележена на малом броју локалитета, подаци из литературе указују на то да је највише заступљена на територији Војводине, одакле се шири јужно, долинама већих река.

У погледу типа станишта, највећи број анализираних инвазивних таксона забележен је у рипаријалним и галеријским шумама са доминацијом јове, брезе, тополе и врбе, антропогеним групацијама зељастих врста, рипаријалним врбовим жбуњацима уз реке и јужним речним галеријама и шикарама. Таксони који су забележени у највећем броју типова станишта су: *Amorpha fruticosa*, *Erigeron canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Echinochloa crus-galli* и *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*.

Анализа утицаја фактора хидроморфологије показала је да тип водотока (река/канал) утиче на фреквенцију учесталости истраживаних инвазивних таксона. Продубљивана речна корита, алувијалне равни, присуства брана и устава фаворизују заступљености појединих група истраживаних инвазивних таксона (груписаних према степену инвазивности и животној форми). Вештачки измењен профил обале је доведен у везу са заступљеношћу анализираних таксона животне форме терофита.

Резултати анализе утицаја физичких карактеристика обале показали су да доминантан материјал на обали одређује које су најфреквентније групе анализираних инвазивних таксона на датим локалитетима. Евидентно је постојање везе између присуства различитих вештачких објеката у речном кориту и модификација речног корита и заступљености одређених група анализираних инвазивних врста. Измене профила обале, њено ојачање, присуство вештачке терасе и природног насипа издвојили су се као значајни фактори који одређују које групе инвазивних врста ће у већој мери бити заступљене у рипаријалу тих река и канала.

Када се разматра значај антропогеног утицаја на заступљеност инвазивних врста у рипаријалним подручјима, показало се да је начин коришћења земљишта у приобаљу фактор који утиче на фреквенцију учесталости појединих група истраживаних инвазивних врста. Такође, евидентно је да утицај антропогених фактора (близина пута, пруге, индустрије и насеља истраживаном локалитету) условљава повећану заступљеност појединих група истраживаних таксона на датим локалитетима.

Резултати нумеричких анализа показали су да утицај доминантних антропогених активности (пошумљавање, рибарство, опоравак екосистема, интензивно вађење шљунка, уништавање коровских биљака) на истраживаном локалитету фаворизује присуство појединих представника истраживаних таксона.

Предвиђање потенцијалних путева даљег ширења анализираних инвазивних врста у условима глобалних климатских промена указала су на то да се може очекивати да ће се под снажним притиском ширења и доминације страних инвазивних врста

наћи сливови Саве, Велике Мораве и Јужне Мораве. Може се очекивати да ће се рипаријалне области на југозападу Србије (долине Лима, Ибра и њихових притока) наћи под снажним притиском инвазивних врста у наредном периоду. Као последица климатских промена и глобалног отопљавања предвиђа се повећање бројности популација инвазивних врста и њихово даље ширење у рипаријалним зонама планинских и високопланинских области.

6. Литература

- Affre, L., Suehs, C. M., Charpentier, S., Vila, M., Brundu, G., Lambdon, P., Traveset, A., Hulme, P. E. (2010). Consistency in the habitat degree of invasion for three invasive plant species across Mediterranean islands. *Biological Invasions*, 12(8), 2537-2548.
- Aguiar, F., Moreira, I., Ferreira, M.T. (1996). A percepção da vegetação aquática infestante pelas entidades gestoras dos recursos hídricos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, 19, 35–56.
- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T. (2005). Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation*, 32(1), 30-41.
- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., Moreira, I. (2001). Exotic and native vegetation establishment following channelization of a western Iberian river. *Regulated Rivers: Research & Management: An International Journal Devoted to River Research and Management*, 17(4- 5), 509-526.
- Aguiar, F. C., Ferreira, M. T., Albuquerque, A., Bernez, I. (2005). Invasibility patterns of knotgrass (*Paspalum distichum*) in Portuguese riparian habitats. *Weed technology*, 19(3), 509-516.
- Aguilera, A. G., Alpert, P., Dukes, J. S., Harrington, R. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes. *Biological Invasions*, 12(5), 1243-1252.
- Alpert, P., Bone, E., Holzappel, C. (2000). Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 3(1), 52-66.
- Anačkov, G. (2011a) Taxon *Helianthus tuberosus* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine, Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=203andjezik=srpski>.
- Anačkov, G. (2011b) Taxon: *Symphyotrichum lanceolatum* (Willd.) G. L. Nesom 1995. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.
- Anačkov, G. (2011в) Taxon: *Symphyotrichum novi-belgii* (L.) G. L. Nesom 1995. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.
- Anačkov, G. (2011г) Taxon: *Symphyotrichum salignum* (Willd.) G.L.Nesom 1995. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.

Anačkov, G. (2011d) Taxon: *Symphyotrichum versicolor* (Willd.) G.L. Nesom 1995. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.

Anačkov, G. (2011h) Taxon: *Xanthium orientale* L. 1763 subsp. *italicum* (Moretti) Greuter 2003. In: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.

Anačkov, G. (2011e) Taxon: *Xanthium spinosum* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.

Anačkov, G., Bojčić, S., Ječmenica, V., Rat, M., Igić, R., Boža, P. (2012). Morphological variability of invasive species *Ambrosia artemisiifolia* L. (Asterales, Asteraceae) on the important transit areas. In: Conference Proceedings of the *International Symposium on Current Trends in Plant Protection*, Belgrade, Serbia, 27-37.

Anačkov, G., Rat, M., Radak, B., Igić, R., Vukov, D., Rućando, M., Krstivojević, M., Radulović, S., Cvijanović, D., Milić, D., Panjković, B. (2013) Alien invasive neophytes of the Southeastern part of the Pannonian Plain. *Open Life Sciences*, 8(10):1032-1043.

Anastasiu, P., Negrean, G. (2006). Alien vascular plants in Dobrogea (Romania) and their impact on different types of habitats. *Proceedings of the IV BBC*, 590-596.

Anastasiu, P., Negrean, G., Bașnou, C., Sîrbu, C., Oprea, A. (2007). A preliminary study on the neophytes of wetlands in Romania. *Neobiota*, 7(18), 181-92.

Anđelković, A., Živković, M., Novković, M., Pavlović, D., Marisavljević, D., Radulović, S. (2013). Invasion pathways along the rivers in Serbia: The eastern corridor of *Reynoutria* spp. *Zaštita bilja*, 64(4), 178-188.

Anđelković, A., Živković, M., Cvijanović, D., Novković, M., Marisavljević, D., Pavlović, D., Radulović, S. (2016a) Riparian areas as invasion corridors of *Xanthium strumarium* in Serbia. *Acta herbologica*, 25(2), 45-55.

Anđelković, A. A., Živković, M. M., Cvijanović, D. L., Novković, M. Z., Marisavljević, D. P., Pavlović, D. M., Radulović, S. B. (2016b). The contemporary records of aquatic plants invasion through the Danubian floodplain corridor in Serbia. *Aquatic Invasions*, 11(4), 381-395.

Anonymous (2008) PM 9/7 (1): *Ambrosia artemisiifolia*. National Regulatory Control Systems. European and Mediterranean Plant Protection Organization. *OEPP/EPPO Bulletin*, 38, 414-418.

Aronson, M. F., Patel, M. V., O'Neill, K. M., Ehrenfeld, J. G. (2017). Urban riparian systems function as corridors for both native and invasive plant species. *Biological Invasions*, 19(12), 3645-3657.

Aschehoug, E. T., Metlen, K. L., Callaway, R. M., Newcombe, G. (2012). Fungal endophytes directly increase the competitive effects of an invasive forb. *Ecology*, 93(1), 3-8.

- Baatrup- Pedersen, A., Jensen, K. M., Thodsen, H., Andersen, H. E., Andersen, P. M., Larsen, S. E., Riis, T., Andersen, D.K., Audet, J., Kronvang, B. (2013). Effects of stream flooding on the distribution and diversity of groundwater- dependent vegetation in riparian areas. *Freshwater Biology*, 58(4), 817-827.
- Бабић, Н. (1971). Мочварна и ливадска вегетација Ковиљског рита (фитоценолошка студија). *Зборник за природне науке*, 41, 19-87.
- Bagi, I. (2008). Common milkweed (*Asclepias syriaca* L.). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 151-159.
- Bagi, I., Böszörményi, A. (2008). Wild cucumber (*Echinocystis lobata* Torr. et Gray). In: Botta-Dukat Z., Balogh L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 103-114.
- Bailey, J. P., Conolly, A. P. (2000). Prize-winners to pariahs - a history of Japanese knotweed *s.l.* (Polygonaceae) in the British Isles. *Watsonia*, 23(1), 93-110.
- Bailey, J., Wisskirchen, R. (2004). The distribution and origins of *Fallopia* × *bohemica* (Polygonaceae) in Europe. *Nordic Journal of Botany*, 24(2), 173-199.
- Bailey, J. P., Bímová, K., Mandák, B. (2007). The potential role of polyploidy and hybridisation in the further evolution of the highly invasive *Fallopia* taxa in Europe. *Ecological Research*, 22(6), 920-928.
- Bailey, J. P., Bímová, K., Mandák, B. (2009). Asexual spread versus sexual reproduction and evolution in Japanese Knotweed *s.l.* sets the stage for the “Battle of the Clones”. *Biological Invasions*, 11(5), 1189-1203.
- Balian, E. V., Segers, H., Martens, K., Lévêque, C. (2008). An introduction to the freshwater animal diversity assessment (FADA) project. *Hydrobiologia*, 595(1), 3–8.
- Balogh, L. (2008a). Sunflower species (*Helianthus* spp.). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 227-255.
- Balogh, L. (2008b). Japanese, giant and bohemian knotweed (*Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr., *F. sachalinensis* (Frdr. Schmidt) Ronse Decr. and *F. × bohemica* (Chrték et Chrtková) J. P. Bailey). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 13-33.
- Balogh, L., Juhász M. (2008). American and Chinese Pokeweed (*Phytolacca americana* L., *Ph. esculenta* van Houtte). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Editors). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 35-46.
- Barney, J. N., Di Tommaso, A., Weston, L. A. (2005). Differences in invasibility of two contrasting habitats and invasiveness of two mugwort *Artemisia vulgaris* populations. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 567-576.
- Barrat-Segretain, M.H. (1996). Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio*, 123, 13–37.
- Barrat-Segretain, M. H., Cellot, B. (2007). Response of invasive macrophyte species to drawdown: The case of *Elodea* sp. *Aquatic Botany*, 87(4), 255-261.
- Barrat-Segretain, M. H., Elger, A. (2004). Experiments on growth interactions between two invasive macrophyte species. *Journal of Vegetation Science*, 15(1), 109-114.

- Barrat-Segretain, M. H., Elger, A., Sagnes, P., Puijalon, S. (2002). Comparison of three life-history traits of invasive *Elodea canadensis* Michx. and *Elodea nuttallii* (Planch.) H. St. John. *Aquatic Botany*, 74(4), 299-313.
- Bartha D., Csiszár Á., Zsigmond V. (2008). Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Editors). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 63-76.
- Bassett, I. J., Crompton, C. W. (1975). The Biology Of Canadian Weeds.: 11. *Ambrosia artemisiifolia* L. and *A. psilostachya* DC. *Canadian Journal of Plant Science*, 55(2), 463-476.
- Batanjski, V., Kabaš, E., Kuzmanović, N., Vukojičić, S., Lakušić, D., Jovanović, S. (2015). New invasive forest communities in the riparian fragile habitats—the case study from Ramsar site Carska bara (Vojvodina, Serbia). *Šumarski list*, 139(3-4), 155-168.
- Beerling, D. J., Huntley, B., Bailey, J. P. (1995). Climate and the distribution of *Fallopia japonica*: use of an introduced species to test the predictive capacity of response surfaces. *Journal of Vegetation Science*, 6(2), 269-282.
- Bernež, I., Ferreira, M. T., Albuquerque, A., Aguiar, F. (2005). Relations between river plant richness in the Portuguese floodplains and the widespread water knotgrass (*Paspalum paspalodes*). *Hydrobiologia*, 551(1), 121-130.
- Besaw, L. M., Thelen, G. C., Sutherland, S., Metlen, K., Callaway, R. M. (2011). Disturbance, resource pulses and invasion: short- term shifts in competitive effects, not growth responses, favour exotic annuals. *Journal of Applied Ecology*, 48(4), 998-1006.
- Bímová, K., Mandák, B., Pyšek, P. (2003). Experimental study of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology*, 166(1), 1-11.
- Bímová, K., Mandák, B., Kašparová, I. (2004). How does *Reynoutria* invasion fit the various theories of invasibility?. *Journal of Vegetation Science*, 15(4), 495-504.
- Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., Wilson, J.R., Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 26(7), 333-339.
- Blackburn, T. M., Essl, F., Evans, T., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Kühn, I., Kumschick, S., Marková, Z., Mrugała, A., Nentwig, W., Pergl, J. (2014). A unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. *PLoS Biology*, 12(5), e1001850.
- Blagojević, I., Gačić, A., Čukanović, J., Mladenović, E. (2012). Aesthetic value of Smederevo fortress expressed throughout parameters of bioecological analyses. *Contemporary Agriculture*, 61(3-4), 175-183.
- Blaženčić, J., Blaženčić, Ž. (1997). Rod *Paspalum* L. (Poaceae) – Novi takson u flori Srbije. Zbornik rezimea V Simpozijuma o flori SE Srbije i susednih područja, Univerzitet u Nišu, Tehnološki fakultet Leskovac, 19–20.
- Бобинац, М., Перовић, М. (2014). Пекан (*Carya illinoensis* /Wangenh./ К. Koch) - нова врста за алохтону дендрофлору Србије. *Гласник Шумарског факултета, Београд*, 109, 33-48.
- Бобинац, М., Андрашев, С., Перовић, М., Бауер-Живковић, А., Јоргић, Ђ. (2015). Италијанска јова (*Alnus cordata* /Loisel./ desf.) - нова врста за алохтону дендрофлору Србије. *Гласник Шумарског факултета, Београд*, 111, 21-36.

- Bobinac, M., Andrašev, S., Bauer-Živković, A., Šušić, N. (2016). Predlog uzgojnih mera u zaustavljanju invazije Pajasena (*Ailanthus altissima* /mill./ Swingle) i saniranje posledica kolonizacije u degradiranim sastojinama na području NP "Fruška gora". *Acta Herbologica*, 25(1): 43-55.
- Bogdanović, Ž., Marković, S. (2005) *Vode Banata*. U: Miljaković, Lj., Plavša, J., Romelić, J. (Ur.), *Površinske vode Banata*. Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Departman za geografiju, turizam i hotelijarstvo, Novi Sad, Srbija, 47-93.
- Bogojević, R. (1983). Novo nalazište za floru istočne Srbije adventivne vrste *Echinocystis lobata* (Michx.) Torrey et Gray. *Glasnik Instituta za botaniku i Botaničke baste Univerziteta u Beogradu*, 17(1), 109-114.
- Bogosavljević, S., Zlatković, B. (2017). *Dysphania pumilio* (R. Br.) Mosyakin & Clemants (Amaranthaceae), a new allochthonous species in the flora of Serbia. *Botanica Serbica* 41(1), 83-87.
- Bogosavljević, S., Zlatković, B., Randelković, V. (2007). Flora klisure Svrljiškog Timoka. Proceedings of the 9th Symposium on Flora of Southeastern Serbia and Neighbouring Regions, Niš, Serbia, 41–54.
- Bokić, B., Knežević, J., Ječmenica, V., Bratić, N., Anačkov, G. (2012). Biology, life strategy and invasiveness of species of the genus *Amaranthus* L. in Pannonian part of Serbia. Proceedings of the International Symposium on Current Trends in Plant Protection, Belgrade, Serbia, 127-136.
- Bolpagni, R., Laini, A., Soana, E., Tomaselli, M., Nascimbene, J. (2015). Growth performance of *Vallisneria spiralis* under oligotrophic conditions supports its potential invasiveness in mid- elevation freshwaters. *Weed research*, 55(2), 185-194.
- Boršić, I., Milović, M., Dujmović, I., Bogdanović, S., Cigić, P., Rešetnik, I., Nikolić, T., Mitić, B. (2008). Preliminary check-list of invasive alien plant species (IAS) in Croatia. *Natura Croatica: Periodicum Musei Historiae Naturalis Croatici*, 17(2), 55-71.
- Boszormenyi, A. Bagi, I. (2008). Rough Cocklebur (*Xanthium strumarium* subsp. *italicum* (Moretti) D. Löve) In: Botta–Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 203-226.
- Botta-Dukát Z., Dancza I. (2008). Giant and Canadian Goldenrod (*Solidago gigantea* Ait., *S. canadensis* L.). In: Botta–Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 167-177.
- Botta-Dukát, Z. (2008). Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl. 1), 219-227.
- Botta-Dukát, Z., Balogh, L. (2008). *The most important invasive plants in Hungary*. HAS Institute of Ecology and Botany.
- Bottollier- Curtet, M., Planty- Tabacchi, A. M., Tabacchi, E. (2013). Competition between young exotic invasive and native dominant plant species: implications for invasions within riparian areas. *Journal of Vegetation Science*, 24(6), 1033-1042.
- Boža, P. (2011a). Taxon: *Abutilon theophrasti* Medikus 1787. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine, Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u

- Novom Sadu. Dostupno na: <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=235&jezik=srpski>.
- Boža P. (2011b) Taxon: *Amaranthus retroflexus* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine, Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. Dostupno na: <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=38&jezik=srpski>.
- Boža P. (2011b) Taxon: *Ambrosia artemisiifolia* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine, Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. Dostupno na: <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=40&jezik=srpski>.
- Boža, P., Radić, J., Igić, R., Vukov, D., Anačkov, G. (2002). Genus *Ambrosia* L. 1754 in Vojvodina. Proceedings of the XXIIth Seminar of protection of plants in Vojvodina, Faculty of Agriculture, Novi Sad, 92-100.
- Boža, P., Igić, R., Anačkov, G., Vukov, D. (2006). Complex research of invasive species *Ambrosia artemisiifolia* L. 1753. First Scientific-Professional Conference with International Participation "Air Protection and Health", Banja Luka, Bosnia and Herzegovina, 39-45.
- Božić, D., Vrbničanin, S., Pavlović, D., Anđelković, A., Sarić-Krsmanović, M. (2013). Influence of different temperatures on germination of wild oat (*Avena fatua* L.) and common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.). *Zaštita bilja*, 64(3), 154-161.
- Božin, B., Gavrilović, M., Kladar, N., Rat, M., Anačkov, G., Gavarić, N. (2017). Highly invasive alien plant *Reynoutria japonica* Houtt. represents a novel source for pharmaceutical industry—evidence from phenolic profile and biological activity. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 82(7-8), 803-813.
- Brankov, J., Milijašević, D., Milanović, A. (2012). The assessment of the surface water quality using the water pollution index: a case study of the Timok River (the Danube River Basin), Serbia. *Archives of Environmental Protection*, 38(1), 49-61.
- Brown, J. H., Sax, D. F. (2004). An essay on some topics concerning invasive species. *Austral Ecology*, 29(5), 530-536.
- Brown, J. H., Sax, D. F. (2005). Biological invasions and scientific objectivity: Reply to Cassey et al. *Austral Ecology*, 30(4), 481-483.
- Bryson, C. T., DeFelice, M. S. (2010). *Weeds of the midwestern United States and central Canada*. University of Georgia Press.
- Букуров, Б. (1984). *Геоморфолошки проблеми Баната*. Војвођанска академија наука и уметности, Нови Сад, Србија, 155.
- Burkart, M. (2001). River corridor plants (Stromtalpflanzen) in Central European lowland: a review of a poorly understood plant distribution pattern. *Global Ecology and Biogeography*, 10(5), 449-468.
- CABI (2018) CABI Invasive Species Compendium. Available at: <https://www.cabi.org/isc> [последњи пут приступљено 20. децембра 2018. године]
- Callaway, R. M., Aschehoug, E. T. (2000). Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science*, 290(5491), 521-523.

- Callaway, R. M., Ridenour, W. M. (2004). Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(8), 436-443.
- Callaway, R. M., Maron, J. L. (2006). What have exotic plant invasions taught us over the past 20 years? *Trends in Ecology & Evolution*, 21(7), 369-374.
- Callaway, R. M., Waller, L. P., Diaconu, A., Pal, R., Collins, A. R., Mueller-Schaerer, H., Maron, J. L. (2011). Escape from competition: neighbors reduce *Centaurea stoebe* performance at home but not away. *Ecology*, 92(12), 2208-2213.
- Calvo, C., Mormul, R. P., Figueiredo, B. R., Cunha, E. R., Thomaz, S. M., Meerhoff, M. (2019). Herbivory can mitigate, but not counteract, the positive effects of warming on the establishment of the invasive macrophyte *Hydrilla verticillata*. *Biological Invasions*, 21(1), 59-66.
- Capers, R. S., Selsky, R., Bugbee, G. J., White, J. C. (2007). Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. *Ecology*, 88(12), 3135-3143.
- Casanova, M. T. (2015). The seed bank as a mechanism for resilience and connectivity in a seasonal unregulated river. *Aquatic Botany*, 124, 63-69.
- Catford, J. A., Morris, W. K., Vesk, P. A., Gippel, C. J., Downes, B. J. (2014). Species and environmental characteristics point to flow regulation and drought as drivers of riparian plant invasion. *Diversity and Distributions*, 20(9), 1084-1096.
- Ceglowska, A., Jusik, S., Samecka-Cymerman, A., Klink, A., Szoszkiewicz, K. (2017). Habitat requirements of *Elodea canadensis* Michx. in Polish rivers. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 46(4), 363-378.
- CEN (2003) Standard EN 14814: Water Quality – Guidance standard for surveying of aquatic macrophytes in running waters. Comité européen de Normalisation, Brussels, 14.
- Chauhan, B. S., Johnson, D. E. (2008). Germination ecology of goosegrass (*Eleusine indica*): an important grass weed of rainfed rice. *Weed Science*, 56(5), 699-706.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., Danihelka, J. (2005). Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*, 77(4), 339-354.
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., Smart, S. M. (2008a). Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45(2), 448-458.
- Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L., Danihelka, J. (2008b). Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology*, 89(6), 1541-1553.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. C., Vilà, M. (2009). European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity and Distributions*, 15, 98-107.
- Цинцовић, Т., Којић, М. (1976). Род *Sorghum* Pers. 1805. У: Флора СР Србије VIII. Јосифовић М. (Ур.), Српска академија наука и уметности, Београд, 271- 272.
- Цинцовић, Т., Којић, М. (1977). Род *Panicum* L. 1737. У: Флора СР Србије VIII, Јосифовић М. (Ур.), Српска академија наука и уметности, Београд, 471-472.
- Coetzee, J. A., Hill, M. P., Schlange, D. (2009). Potential spread of the invasive plant *Hydrilla verticillata* in South Africa based on anthropogenic spread and climate suitability. *Biological Invasions*, 11(4), 801-812.

- Colautti, R. I., MacIsaac, H. J. (2004). A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10, 135–141.
- Colautti, R.I., Richardson, D.M. (2009). Subjectivity and flexibility in invasion terminology: too much of a good thing? *Biological Invasions*, 11, 1225-1229.
- Csiszar, A., Bartha, D. (2008) Green ash (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). In: Botta-Dukat Z., Balogh L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vacratot, 161-166.
- Cvijanović, D.Lj., Lakušić, D.V., Živković, M.M., Novković, M.Z., Anđelković, A.A., Pavlović, D.M., Vukov, D.M., Radulović, S.B. (2018). An overview of aquatic vegetation in Serbia. *Tuexenia*, 38, 269-286.
- Цвјетићанин, Р. (1997а). Једна нова страна врста храста у дендрофлори Србије (*Quercus acutissima* Carruth). *Шумарство, Београд*, 2, 29-32.
- Цвјетићанин, Р. (1997б). Нова врста храста за алохтону дендрофлору Србије (*Quercus imbricaria* Mincr). *Шумарство, Београд*, 1, 35-39.
- Čanak Atlagić, J., Đuknić, J., Popović, N., Tubić, B., Đikanović, V., Paunović, M., Tanasković, A. (2016). Ocena ekološkog statusa površinskih voda na teritoriji grada Beograda u 2015. godini. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 145-153.
- Čavlović, D., Očokoljić, M., Obratov-Petković, D. (2011). Allochthonous woody taxa in Zasavica ecosystem. *Biologica Nyssana*, 2(1), 39-44.
- DAISIE (2018) European Invasive Alien Species Gateway, 2008. 100 of The Worst. Available from: <http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do> [Последњи пут приступљено 16. децембра 2018].
- Dalmacija, B., Prica, M., Ivancev-Tumbas, I., Van der Kooij, A., Roncevic, S., Krcmar, D., Bikit, I. Teodorovic, I. (2006). Pollution of the Begej Canal sediment-metals, radioactivity and toxicity assessment. *Environment international*, 32(5), 606-615.
- Dalmacija, M. B., Dalmacija, B. D., Krčmar, D. M., Rajić, L. M., Rončević, S. D., Gavrilović, O. (2012). Solidifikacija/stabilizacija sedimenta vodotoka Krivaja zagađenog metalima. *Hemijska Industrija*, 66(4), 469-478.
- Damnjanović, B., Živković, M., Anđelković, A., Novković, M., Miljanović, B., Radulović, S., Cvijanović, D. (2016). Određivanje ekološkog statusa reke Štire na osnovu hidromorfoloških, bioloških i hemijskih parametara. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 215-223.
- Damnjanović, B., Novković, M., Vesić, A., Živković, M., Radulović, S., Vukov, D., Anđelković, A., Cvijanović, D. (2018). Biodiversity-friendly designs for gravel pit lakes along the Drina River floodplain (the Middle Danube Basin, Serbia). *Wetland Ecology and Management*, 27(1), 1-22.
- Davies, C.E., Moss, D., Hill, M.O. (2004). EUNIS habitat classification revised 2004. Report to: European Environment Agency-European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 127–143.
- Davies, C.E., Moss, D., Hill, M.O. (2012). EUNIS habitat classification revised 2012. Report to: European Environment Agency-European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, <http://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp> (Последњи пут приступљено 10. јануара 2019.)
- Davis, M. A. (2006). Invasion biology 1958–2005: the pursuit of science and conservation. In: Cadotte, M. W., McMahon, S. M., Fukami, T. (Eds.). *Conceptual ecology and invasion biology: reciprocal approaches to nature*. Springer, Dordrecht, 35–64.

- Davis, M. A., Grime, J. P., Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88(3), 528-534.
- Dawson, F. H., Holland, D. (1999). The distribution in bankside habitats of three alien invasive plants in the UK in relation to the development of control strategies. In: Caffrey, J., Barrett, R. F., Ferreira, M. T., Moreira, I. S. Murphy, K. J., Wade, P. M. (Eds.). *Biology, Ecology and Management of Aquatic Plants*. Springer, Dordrecht, 193-201.
- Descombes, P., Petitpierre, B., Morard, E., Berthoud, M., Guisan, A., Vittoz, P. (2016). Monitoring and distribution modelling of invasive species along riverine habitats at very high resolution. *Biological invasions*, 18(12), 3665-3679.
- DeWalt, S. J., Denslow, J. S., Ickes, K. (2004). Natural- enemy release facilitates habitat expansion of the invasive tropical shrub *Clidemia hirta*. *Ecology*, 85(2), 471-483.
- di Castri, F. (1989). History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: Drake, J. A., Mooney, H. A., di Castri, F., Groves, R. H., Kruger, F. J., Rejmanek, M., Williamson, M. (Eds.). *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester, 1–30.
- Диклић, Н. (1972а). Род *Amorpha* L. 1754. У: Флора СР Србије IV. Јосифовић, М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 312-313
- Диклић, Н. (1972б). Род *Robinia* L. 1754. У: Флора СР Србије IV. Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 271-272.
- DiTomaso, J. M. (2000). Invasive weeds in rangelands: species, impacts, and management. *Weed science*, 48(2), 255-265.
- DiTomaso, J. M., Healy, E. A. (2007). *Weeds of California and other western states* (Vol. 3488). UCANR Publications.
- Dolmagić, A. (2010). Preliminarna ispitivanja o mogućnosti suzbijanja ciganskog perja (*Asclepias syriaca* L.) u usevu soje. *Biljni lekar*, 38(1): 42-49.
- Doroftei, M., Anastasiu, P. (2014). Potential impacts of climate change on habitats and their effects on invasive plant species in Danube delta biosphere reserve, Romania. In: Rannow, S., Neubert, M. (Eds.). *Managing Protected Areas in Central and Eastern Europe Under Climate Change*. Springer, Dordrecht, 267-278.
- Dragičević, S., Carević, I., Kostadinov, S., Novković, I., Abolmasov, B., Milojković, B., Simić, D. (2012). Landslide susceptibility zonation in the Kolubara river basin (western Serbia)—Analysis of input data. *Carpathian journal of earth and environmental sciences*, 7(2), 37-47.
- Dragović, S., Maksimović L., Radojević, V., Cicmil, M., Pantelić S. (2005). Istorijski razvoj uređenja vodnog režima zemljišta primenom odvodnjavanja i navodnjavanja u Vojvodini. *Vodoprivreda*, 37(4-6), 287-298.
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny, M.L., Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81(2), 163-182.
- Dukes, J. S., Mooney, H. A. (1999). Does global change increase the success of biological invaders?. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(4), 135-139.
- Dumas, Y. (2011). American grape (*Phytolacca americana*): an invasive alien species. *RenDez-Vous Techniques*, 33/34, 47-57.

- Dumitrașcu, M., Doroftei, M., Grigorescu, I., Kucsicsa, G., Dragotă, S. (2013). Key biological indicators to assess *Amorpha fruticosa* invasive terrestrial plant species in Romanian protected areas. *Recent Advances in Environmental Science*, 144-149.
- Đurđević, L., Mitrović, M., Gajić, G., Jarić, S., Kostić, O., Oberan, L., Pavlović, P. (2011). An allelopathic investigation of the domination of the introduced invasive *Conyza canadensis* L. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 206(11), 921-927.
- Dvirna, T. S. (2018). *Asclepias syriaca* L. in the Romensko-Poltavsky Geobotanical District (Ukraine). *Russian Journal of Biological Invasions*, 9(1), 29-37.
- Džigurski, D., Nikolić, Lj., Ljevnaić-Mašić, B. (2016). *Elodea canadensis* Michx. u vegetaciji HS DTD u Bačkoj, Vojvodina, Srbija. *Acta Herbologica*, 25(1): 69-78.
- Ehrenfeld, J. G. (2003). Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems*, 6(6), 503-523.
- Ehrenfeld, J. G., Kourtev, P., Huang, W. (2001). Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications*, 11(5), 1287-1300.
- Elton, C. S. (1958). *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- Engelhardt, B. M., Chambers, J. C., Weisberg, P. J. (2015). Geomorphic predictors of riparian vegetation in small mountain watersheds. *Journal of Plant Ecology*, 8(6), 593-604.
- Engelhardt, K. A. M. (2011). Eutrophication, aquatic. In: Simberloff, D., Rejmánek, M. (Eds.). *Encyclopedia of biological invasions*. Berkeley and Los Angeles, University of California Press, 209-213.
- EPPO (2017a). Data sheets on pests recommended for regulation: *Pistia stratiotes* L. *EPPO Bulletin* 47(3): 537–543.
- EPPO (2017b). Pest risk analysis for *Pistia stratiotes*. European Plant Protection Organization, Paris, 66.
- EPPO (2018). European Plant Protection Organization Lists of Invasive Alien Plants. https://www.eppo.int/ACTIVITIES/invasive_alien_plants/iap_lists [Последњи пут приступљено 25. децембра 2018].
- Erhard, D., Gross, E. M. (2006). Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. *Aquatic Botany*, 85(3), 203-211.
- Eschtruth, A. K., Battles, J. J. (2009). Assessing the relative importance of disturbance, herbivory, diversity, and propagule pressure in exotic plant invasion. *Ecological Monographs*, 79(2), 265-280.
- Eschtruth, A. K., Battles, J. J. (2011). The importance of quantifying propagule pressure to understand invasion: an examination of riparian forest invasibility. *Ecology*, 92(6), 1314-1322.
- Essl, F., Dullinger, S., Kleinbauer, I. (2009). Changes in the spatio-temporal patterns and habitat preferences of *Ambrosia artemisiifolia* during its invasion of Austria. *Preslia*, 81(2), 119-133.
- Essl, F., Dullinger, S., Rabitsch, W., Hulme, P. E., Hülber, K., Jarošík, V., Kleinbauer, I., Krausmann, F., Kühn, I., Nentwig, W., Vilà, M. (2011). Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(1), 203-207.
- Essl, F., Bacher, S., Blackburn, T. M., Booy, O., Brundu, G., Brunel, S., Cardoso, A.C., Eschen, R., Gallardo, B., Galil, B., García-Berthou, E. (2015). Crossing frontiers in tackling pathways of biological invasions. *BioScience*, 65(8), 769-782.

- European Commission (1998). A European biodiversity strategy. COM, 42.
- European Commission (2002). Thematic report on alien invasive species. Second report of the European community to the conference of the parties of the convention on biological diversity. Office for the official publications of the European commission, Luxembourg.
- Evangelista, H., Thomaz, S. M., Umetsu, C. A. (2014). An analysis of publications on invasive macrophytes in aquatic ecosystems. *Aquatic Invasions*, 9(4), 521-528.
- Evrard, C., van Hove, C. (2004). Taxonomy of the American *Azolla* species (Azollaceae): a critical review. *Systematics and Geography of Plants*, 74, 301-318.
- Feher, A. (2008). *Aster* species from North America (*Aster novi-belgii* agg.) In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds.). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary, 179-187.
- Follak, S., Essl, F. (2013). Spread dynamics and agricultural impact of *Sorghum halepense*, an emerging invasive species in Central Europe. *Weed research*, 53(1), 53-60.
- Follak, S., Aldrian, U., Schwarz, M. (2014). Spread dynamics of *Abutilon theophrasti* in Central Europe. *Plant Protection Science*, 50(3), 157-163.
- Fried, G., Mahaut, L., Pinston, A., Carboni, M. (2018). Abiotic constraints and biotic resistance control the establishment success and abundance of invasive *Humulus japonicus* in riparian habitats. *Biological Invasions*, 20(2), 315-331.
- Fumanal, B., Girod, C., Fried, G., Bretagnolle, F., Chauvel, B. (2008). Can the large ecological amplitude of *Ambrosia artemisiifolia* explain its invasive success in France?. *Weed Research*, 48(4), 349-359.
- Funkenberg, T. I. M., Roderus, D., Buhk, C. (2012). Effects of climatic factors on *Fallopia japonica* s.l. seedling establishment: evidence from laboratory experiments. *Plant species biology*, 27(3), 218-225.
- Гајић, М. (1975а). Род *Erigeron* L. 1754. У: Флора СР Србије VII. Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 26- 30.
- Гајић, М. (1975б). Род *Helianthus* L. 1754. У: Флора СР Србије VII. Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, стр. 68- 69.
- Гајић, М. (1975в). Род *Solidago* L. У: Флора СР Србије VII. Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 13- 15.
- Гајић, М. (1975г). Род *Xanthium* L. 1754. У: Флора СР Србије VII. Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 65-67.
- Гајић, М. (1977). Род *Echinocystis* Torr. et Gray 1840. У: Флора СР Србије IX (додатак), Јосифовић М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 73-74.
- Гајић-Умилјендић, Ј., Сарић-Крсмановић, М., Шантрић, Л., Рађивојевић, Л. (2017). Osetljivost ciganskog perja (*Asclepias syriaca* L.) na sulkotripon. *Pesticidi i fitomedicina*, 32(3-4), 197-203.
- Gallé, L., Margóczy, K., Kovács, É., Györffy, G., Körmöczy, L., Németh, L. (1995). River valleys: Are they ecological corridors. *Tiscia*, 29, 53-58.
- Galil, B.S., Nehring, S., Panov, V.E. (2007). Waterways as invasion highways: impact of climate change and globalization. In: Nentwig, W. (Ed.). *Biological Invasions*. Springer, Berlin, Germany, 59-74.

- Gális, M., Galková, J., Straňák, J. (2016). Impact of secondary landscape structure on the presence of non-native plant species in the cadastral area of the Topolčany town. *Ekológia (Bratislava)*, 35(2), 136-147.
- Garssen, A. G., Baattrup- Pedersen, A., Voesenek, L. A., Verhoeven, J. T., Soons, M. B. (2015). Riparian plant community responses to increased flooding: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 21(8), 2881-2890.
- Gavrilović, M. (2016). Ruderalna flora Novog Sada kao potencijalni prirodni resurs lekovitog bilja. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Гавриловић, Љ., Дукић, Д. (2014). *Реке Србије*. Завод за уџбенике, Службени гласник, Београд.
- Genovesi, P., Shine, C. (2004). *European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats* (Bern Convention) (No. 18-137). Council of Europe.
- Gerber, E., Krebs, C., Murrell, C., Moretti, M., Rocklin, R., Schaffner, U. (2008). Exotic invasive knotweeds (*Fallopia spp.*) negatively affect native plant and invertebrate assemblages in European riparian habitats. *Biological Conservation*, 141(3), 646-654.
- Gerber, E., Schaffner, U., Gassmann, A., Hinz, H. L., Seier, M., Müller- Schärer, H. (2011). Prospects for biological control of *Ambrosia artemisiifolia* in Europe: learning from the past. *Weed Research*, 51(6), 559-573.
- Ghersa, C. M. (2007). Weeds and Invasive Plants. In: Radosevich, S. R., Holt, J. S., Ghersa, C. M. (Eds.). *Ecology of weeds and invasive plants: relationship to agriculture and natural resource management*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 3-33.
- Ghersa, C. M., de la Fuente, E., Suarez, S., Leon, R. J. (2002). Woody species invasion in the Rolling Pampa grasslands, Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(3), 271-278.
- Главендекић, М. (2008). *Reynoutria japonica* Houtt. и *Reynoutria X bohemica* Chrtek & Chrtková (Polygonaceae) у Србији. *Шумарство*, 1-2, 67-72.
- Glišić, M., Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J., Jovanović, S. (2014). GIS analysis of spatial distribution of invasive tree species in the protected natural area of Mt Avala (Serbia). *Botanica Serbica*, 38(1), 131-138.
- Godefroid, S., Koedam, N. (2003). Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity & Conservation*, 12(8), 1699-1713.
- González- Moreno, P., Diez, J. M., Ibáñez, I., Font, X., Vilà, M. (2014). Plant invasions are context- dependent: multiscale effects of climate, human activity and habitat. *Diversity and Distributions*, 20(6), 720-731.
- González-Moreno, P., Pino, J., Cózar, A., García-de-Lomas, J., Vilà, M. (2017). The effects of landscape history and time-lags on plant invasion in Mediterranean coastal habitats. *Biological invasions*, 19(2), 549-561.
- Gooden, B., French, K. (2014). Non- interactive effects of plant invasion and landscape modification on native communities. *Diversity and distributions*, 20(6), 626-639.
- Gordon, D. R., Onderdonk, D. A., Fox, A. M., Stocker, R. K. (2008). Consistent accuracy of the Australian weed risk assessment system across varied geographies. *Diversity and Distributions*, 14(2), 234-242.

- Grabić, J., Bezdán, A., Benka, P., Salvai, A. (2011). Spreading and transformation of nutrients in the reach of the Becej-Bogojevo Canal, Serbia. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 6(1), 277-284.
- Graora, D., Spasić, R. (2008). Natural enemies of *Pseudaulacaspis pentagona* Targioni-Tozzetti in Serbia. *Pesticides & Phytomedicines*, 23(1), 11-16.
- Greulich, S., Trémolières, M. (2006). Present distribution of the genus *Elodea* in the Alsatian Upper Rhine floodplain (France) with a special focus on the expansion of *Elodea nuttallii* St. John during recent decades. *Hydrobiologia*, 570(1), 249-255.
- GRIIS (2018) Global Register of Introduced and Invasive Species. Available at: <http://www.griis.org/> [Последњи пут приступљено 16. децембра 2018.]
- Gunn, I. D., O'Hare, M., Carvalho, L., Roy, D. B., Rothery, P., Darwell, A. M. (2010). Assessing the condition of lake habitats: a test of methods for surveying aquatic macrophyte communities. *Hydrobiologia*, 656(1), 87-97.
- Guo, W. Y., van Kleunen, M., Pierce, S., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Maurel, N., Pergl, J., Seebens, H., Weigelt, P., Pyšek, P. (2019). Domestic gardens play a dominant role in selecting alien species with adaptive strategies that facilitate naturalization. *Global Ecology and Biogeography*, 28(5), 628-639.
- Hassler, M. (2019). World Ferns: Checklist of Ferns and Lycophytes of the World (version Nov 2015). In: Roskov, Y., Abucay, L., Orrell, T., Nicolson, D., Flann, C., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., DeWalt, R.E., Decock, W., De Wever, A. (Eds.), Species 2000 & ITIS Catalogue of Life, 2016 Annual Checklist. Digital resource available online at www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2016. Species 2000: Naturalis, Leiden, the Netherlands. [Последњи пут приступљено 16. децембра 2018.]
- Heger, T., Trepl, L. (2003). Predicting biological invasions. *Biological Invasions*, 5(4), 313-321.
- Hejda, M., Pyšek, P. (2006). What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation?. *Biological Conservation*, 132(2), 143-152.
- Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*, 97(3), 393-403.
- Hejda, M., Chytrý, M., Pergl, J., Pyšek, P. (2015). Native range habitats of invasive plants: are they similar to invaded- range habitats and do they differ according to the geographical direction of invasion?. *Diversity and Distributions*, 21(3), 312-321.
- Henderson, S., Dawson, T. P., Whittaker, R. J. (2006). Progress in invasive plants research. *Progress in Physical Geography*, 30(1), 25-46.
- Hierro, J. L., Villarreal, D., Eren, Ö., Graham, J. M., Callaway, R. M. (2006). Disturbance facilitates invasion: the effects are stronger abroad than at home. *The American Naturalist*, 168(2), 144-156.
- Hijmans, R. J., Guarino, L., Mathur, P. (2012). DIVAGIS, Version 7.5. A geographic information system for the management and analysis of genetic resources data. Manual. International Potato Center, Lima, Peru.
- Hilt, S., Gross, E. M. (2008). Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes?. *Basic and Applied Ecology*, 9(4), 422-432.
- Holm, L.G., Plucknett, D.L., Pancho, J.V., Herberger, J.P. (1977). The world's worst weeds distribution and biology. University Press of Hawaii, Honolulu.

- Hufbauer, R. A., Facon, B., Ravigne, V., Turgeon, J., Foucaud, J., Lee, C. E., Rey, O., Estoup, A. (2012). Anthropogenically induced adaptation to invade (AIAI): contemporary adaptation to human- altered habitats within the native range can promote invasions. *Evolutionary Applications*, 5(1), 89-101.
- Hulme, P. E. (2003). Biological invasions: winning the science battles but losing the conservation war?. *Oryx*, 37(2), 178-193.
- Hulme, P. E. (2006). Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43, 835–847.
- Hulme, P. E. (2009). Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, 46(1), 10-18.
- Hulme, P. E., Bacher, S., Kenis, M., Klotz, S., Kühn, I., Minchin, D., Nentwig, W., Olenin, S., Panov, V., Pergl, J., Pyšek, P., Roques, A., Sol, D., Solarz, W., Vilà, M. (2008). Grasping at the routes of biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, 45: 403–414.
- Hulme, P. E., Pyšek, P., Jarošík, V., Pergl, J., Schaffner, U., Vilà, M. (2013): Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 212-218.
- Hussner, A. (2012). Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Research*, 52(4), 297-306.
- Hussner, A., Van De Weyer, K., Gross, E. M., Hilt, S. (2010). Comments on increasing number and abundance of non-indigenous aquatic macrophyte species in Germany. *Weed Research*, 50(6), 519-526.
- Huston, M. A. (2004). Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. *Diversity and Distributions*, 10(3), 167-178.
- IASV (2011) Lista invazivnih vrsta Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=91andjezik=srpski>.
- Igić, R. (2011a). Taxon: *Asclepias syriaca* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=91andjezik=srpski>.
- Igić, R. (2011b). Taxon: *Eleusine indica* (L.) Gaertn 1788. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=226andjezik=srpski>.
- Igić, R., Boža, P., Anačkov, G., Vukov, D., Polić, D., Borišev, M. (2002). *Asclepias syriaca* L. (cigansko perje) u flori Vojvodine. *Zbornik radova Prirodno-matematičkog fakulteta, Serija za biologiju, Novi Sad*, 31-32, 26-32.
- Iler, A. M., Compagnoni, A., Inouye, D. W., Williams, J. L., CaraDonna, P. J., Anderson, A., Miller, T. E. (2019). Reproductive losses due to climate change-induced earlier flowering are not the primary threat to plant population viability in a perennial herb. *Journal of Ecology*, <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13146>

- IPCC (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Core Writing Team, Pachauri, R.K, Reisinger, A. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland.
- Janjić, V., Vrbničanin, S., Malidža, G. (2011). Mogućnosti suzbijanja ambrozije (*Ambrosia artemisiifolia* L.). *Biljni lekar*, 39(1), 44-54.
- Janjić, V., Vrbničanin, S., Stanković-Kalezić, R., Radivojević, L., Marisavljević, D. (2007). Poreklo i rasprostranjenost ambrozije. U: Janjić, V., Vrbničanin, S. (Ur.), *Ambrozija*. Herbološko društvo, Srbije Beograd, 17–28.
- Janjić, V. R., Đalović, I., Đurić, M. (2003). Izučavanje fenomena rezistentnosti *Amaranthus retroflexus* L. prema atrazinu primenom metode fluorescencije listova. *Acta agriculturae Serbica*, 8(15), 63-72.
- Јанковић, М. (1973). Род *Asclepias* L. 1753. У: Јосифовић М. (Ур.), Флора СР Србије V. Српска академија наука и уметности, Београд, 402-403.
- Jarić, S. (2009). Alohtone biljne vrste u prirodnim i antropogeno izmenjenim fitocenozama Srema. Doktorska disertacija. Poljoprivredni fakultet, Univerziteta u Beogradu, Beograd.
- Jarić, S., Mitrović, M., Vrbničanin, S., Karadžić, B., Đurđević, L., Kostić, O., Mačukanović-Jocić, M., Gajić, G., Pavlović, P. (2011). A contribution to studies of the ruderal vegetation of Southern Srem, Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 63(4), 1181-1197.
- Jarić, S. V., Karadžić, B. D., Vrbničanin, S. P., Mitrović, M. M., Kostić, O. A., Pavlović, P. Ž. (2015). Floristic and phytocoenological research of segetal plant communities in cultivated areas of southern Srem. *Archives of Biological Sciences*, 67(2), 591-609.
- Javorka, S., Csapody, V. (1975). *Icanographie der Flora des Sudostlichen Mitteleuropa*. Akademiai Kiado: Budapest.
- Jenačković, D., Miljković, M., Mitrović, D., Randelović, V. (2015). Contribution to the knowledge of distribution of certain macrophytes, invasive and threatened species in Serbia. *Biologica Nyssana*, 6(2), 59-65.
- Jenkins, M. (2003). Prospects for biodiversity. *Science*, 302(5648), 1175-1177.
- Jeschke, J., Aparicio, L. G., Haider, S., Heger, T., Lortie, C., Pyšek, P., Strayer, D. (2012). Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining. *NeoBiota*, 14, 1-20.
- Johansson, M. E., Nilsson, C., Nilsson, E. (1996). Do rivers function as corridors for plant dispersal? *Journal of Vegetation Science*, 7, 593–598.
- Јовановић, Б. (1973а). Род *Acer* L. 1753. У: Флора СР Србије V. Јосифовић, М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 72-103.
- Јовановић, Б. (1973б). Род *Fraxinus* L. 1753. У: Флора СР Србије V. Јосифовић, М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 435-448.
- Jovanović, S. (1994). Ekološka studija ruderalne flore i vegetacije Beograda. Biološki fakultet Univerziteta u Beogradu, Beograd.
- Jovanović, B. (1971). Neke nove alohtone vrste u dendroflori Beograda. *Glasnik Šumarskog fakulteta, serija C, Beograd*, 39, 25-34.
- Jovanović, B., Tucović, A. (1962). Dalji prilog poznavanju alohtone dendroflоре Beograda i okoline. *Glasnik Šumarskog fakulteta, serija, Beograd*, 26, 109-128.
- Jovanović, S., Filipović, V., Mačukanović, M., Dražić, G., Stevanović, B. (1998). Rasprostranjenje i ekologija vrste *Ailanthus altissima* (Mill) Swingle na području

- Beograda. *Glasnik instituta za botaniku i botaničke bašte univerziteta u Beogradu*, 31, str 9-21.
- Jovanović, S., Hlavati-Širka, V., Lakušić, D., Jogan, N., Nikolić, T., Anastasiu, P., Vladimirov, V., Šinžar-Sekulić, J. (2018). *Reynoutria* niche modelling and protected area prioritization for restoration and protection from invasion: A Southeastern Europe case study. *Journal for Nature Conservation*, 41, 1-15.
- Jovanović, S., Stojanović, V., Lazarević, P., Jelić, I., Vukojičić, S., Jakovljević, K. (2014). Flora of Belgrade surroundings (Serbia) 150 years after Pančić's monograph – a comparative overview. *Botanica Serbica*, 38(2), 201-207.
- Jović, A., Paunović, M., Stojanović, B., Milošević, S., Nikolić, V. (2006). Aquatic invertebrates of the Ribnica and Lepenica rivers: composition of the community and water quality. *Archives of Biological Sciences*, 58(2), 115-119.
- Kalusová, V., Chytrý, M., van Kleunen, M., Mucina, L., Dawson, W., Essl, F., Kreft, H., Pergl, J., Weigelt, P., Winter, M., Pyšek, P. (2017). Naturalization of European plants on other continents: The role of donor habitats. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(52), 13756-13761.
- Karatayev, A. Y., Mastitsky, S. E., Burlakova, L. E., Olenin, S. (2008). Past, current, and future of the central European corridor for aquatic invasions in Belarus. *Biological Invasions*, 10(2), 215-232.
- Karimmojeni, H., Mashhadi, H. R., Alizadeh, H. M., Cousens, R. D., Mesgaran, M. B. (2010). Interference between maize and *Xanthium strumarium* or *Datura stramonium*. *Weed Research*, 50(3), 253-261.
- Kathiresan, R., Gualbert, G. (2016). Impact of climate change on the invasive traits of weeds. *Weed Biology and Management*, 16(2), 59-66.
- Keane, R. M., Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(4), 164-170.
- Keller, R. P., Lodge, D. M., Finnoff, D. C. (2007). Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(1), 203-207.
- Kellner, J. R., Asner, G. P., Kinney, K. M., Loarie, S. R., Knapp, D. E., Kennedy-Bowdoin, T., Questad, E.J., Cordell, S., Thaxton, J. M. (2011). Remote analysis of biological invasion and the impact of enemy release. *Ecological Applications*, 21(6), 2094-2104.
- Király, G., Steták, D., Bányász, A. (2008). Spread of invasive macrophytes in Hungary. In: Rabitsch, W., Essl, F., Kluge, F. (Eds.). *Biological Invasions—from Ecology to Conservation. NEOBIOTA*, 7, 123-130.
- Kočiš-Tubić, A. (2014). Populaciono-genetička karakterizacija ambrozije (*Ambrosia artemisiifolia* L.) južnog dela Panonske nizije i peripanonskog prostora centralnog Balkana. Doktorska disertacija, Prirodno-matematički fakultet, Univerziteta u Novom Sadu, Novi Sad.
- Kočiš-Tubić, N., Obreht, D., Djan, M., Veličković, N., Boža, P. (2012). Inter- and intrapopulation genetic diversity of *Ambrosia artemisiifolia* L. in Banat area. Proceedings of the 14th International Symposium "Young People and Multidisciplinary Research", Timișoara, 59-62.
- Kočiš-Tubić, N., Đan, M., Veličković, N., Anačkov, G., Obreht, D. (2014). Gradual loss of genetic diversity of *Ambrosia artemisiifolia* L. populations in the invaded range of central Serbia. *Genetika*, 46(1), 255-268.

- Kojić, M., Stanković-Kalezić, R., Radivojević, Lj., Vrbničanin, S. (2004). Contribution to the study of the ruderal vegetation of eastern Srem II. *Acta herbologica*, 13(1), 75-82.
- Kolada, A., Kutyla, S. (2016). *Elodea canadensis* (Michx.) in Polish lakes: a non-aggressive addition to native flora. *Biological invasions*, 18(11), 3251-3264.
- Kolar, C. S., Lodge, D. M. (2001). Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(4), 199-204.
- Кољацински, Б., Шајиновић, Б. (1973): Нова налазишта адвентивне биљне врсте – *Iva xanthifolia* Nutt. (*Cyclachaena xanthifolia* Fresen.) у Војводини. *Зборник за природне науке, Научно одељење Матице српске, Нови Сад*, 113-121.
- Konstantinović, B., Meseldžija, M. (2005). *Sorghum halepense* (L.) Pers. and its control in row crops. *Biljni lekar*, 33(4), 435-441.
- Konstantinović, B., Meseldžija, M., Marisavljević, D. (2002). Rasprostranjenost i mogućnosti suzbijanja *Iva xanthifolia*, *Ambrosia artemisiifolia* i *Xanthium strumarium*. *Biljni lekar*, 30(1), 38-41.
- Konstantinović, B., Meseldžija, M., Šunjka, D., Konstantinović, B. (2004). Ispitivanje rezistentnosti tatule (*Datura stramonium* L.) na inhibitore acetolaktat sintaze (ALS). *Pesticidi i fitomedicina*, 19(2), 105-110.
- Konstantinović, B., Meseldžija, M., Konstantinović, B. (2011). Mapping of invasive species *Ambrosia artemisiifolia* L. by *Ambrosia Spot Marker* software. *Herbologia*, 12(1), 157-163.
- Konstantinović, B., Samardžić, N., Blagojević, M., Popov, M., Konstantinović, B. (2013). Suzbijanje invazivne korovske vrste *Ambrosia artemisiifolia* L. primenom nekih herbicida. *Biljni lekar*, 41(5), 524-529.
- Konstantinović, B., Blagojević, M., Konstantinović, B., Samardžić, N. (2014). Allelopathic effect of weed species *Amaranthus retroflexus* L. on maize seed germination. *Romanian Agricultural Research*, 31, 315-321.
- Kowarik, I., Säumel, I. (2007). Biological flora of central Europe: *Ailanthus altissima* (Mill.) swingle. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 8(4), 207-237.
- Krčmar, D., Pešić, V., Bečelić-Tomin, M., Kerkez, Đ., Dalmacija, B. (2016). Monitoring površinskih voda u AP Vojvodini - prikaz stanja kvaliteta vode i sedimenta u poslednjih 10 godina. *Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor*, 5-9.
- Krgović, R., Trifković, J., Milojković-Opsenica, D., Manojlović, D., Marković, M., Mutić, J. (2015). Phytoextraction of metals by *Erigeron canadensis* L. from fly ash landfill of power plant "Kolubara". *Environmental Science and Pollution Research*, 22(14), 10506-10515.
- Кривошеј, З., Амицић, Л., Грдовић, С., Блаженчић, З., Лазаревић, П. (2002). *Sisymbrium irio* L. (Brassicaceae) – нова рудерална врста у флори Србије. *Заштита природе*, 53(2), 63-69.
- Кривошеј, З., Продановић, Д., Амицић, Л., Лазаревић, П. (2008). *Ulmus minor* Mill. var. *tortuosa* (Host) Hayek (Ulmaceae) нови таксон у дендрофлори Србије. *Заштита природе*, 58(1-2), 93-99.
- Kröel-Dulay, G., Csecserits, A., Szitár, K., Molnár, E., Szabó, R., Ónodi, G., Botta-Dukát, Z. (2019). The potential of common ragweed for further spread: invasibility of different habitats and the role of disturbances and propagule pressure. *Biological Invasions*, 21(1), 137-149.

- Krstić, L. N., Anačkov, G. T., Pal, B. P., Igić, R. S., Luković, J. Ž., Vukov, D. M. (2007). Analysis of anatomical and micromorphological characteristics of *Iva xanthifolia* nutt. *Zbornik Matice srpske za prirodne nauke*, 112, 49-55.
- Krstivojević, M. (2011). Taxon: *Sorghum halepense* (L.) Pers. 1805. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.
- Krstivojević, M., Igić, R., Vukov, D., Ručando, M., Orlović, S. (2012). Invasive species of plants in the anthropogenic woodlands. *Proceedings of the International Symposium: Current Trends in Plant Protection*, Belgrade, Serbia, 49-63.
- Lacoul, P., Freedman, B. (2006). Relationships between aquatic plants and environmental factors along a steep Himalayan altitudinal gradient. *Aquatic Botany*, 84(1), 3-16.
- Lake, J.C., Leishman, M.R. (2004). Invasion success of exotic plants in natural ecosystems: the role of disturbance, plant attributes and freedom from herbivores. *Biological Conservation*, 117(2), 215-226.
- Laketić, D. (2011a). Taxon: *Robinia pseudoacacia* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=187andjezik=srpski>.
- Laketić, D. (2011b). Taxon: *Solidago gigantea* Aiton 1789. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=185andjezik=srpski>.
- Laketić, D. (2013). Fitocenološka klasifikacija vegetacije jezerskog tipa u Srbiji. Doktorska disertacija. Biološki fakultet, Univerziteta u Beogradu, Beograd.
- Laketić, D., Radulović, S., Živković, M., Jurca, T., Alford, M. (2013). Lake Macrophyte Nutrient Index of standing waters in Serbia (LIMNIS). *Ecological Indicators*, 25, 200-204.
- Lakušić, D., Jovanović, S. (2012). *Symphytichum novae-angliae* (Compositae) new alien species in Serbia. *Botanica Serbica*, 36(1), 67-70.
- Lakušić, D., Medarević, M. (2010). *Tipovi staništa zastupljeni na teritoriji Republike Srbije*. Prilog 1 ("Sl. glasnik RS", br. 35/2010). Ministarstvo životne sredine i prostornog planiranja.
- Lambdon, P., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P., Andriopoulos, P. (2008). Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia*, 80, 101-149.
- Lambrinos, J. G. (2004). How interactions between ecology and evolution influence contemporary invasion dynamics. *Ecology*, 85(8), 2061-2070.
- Lansdown, R. V., Anastasiu, P., Barina, Z., Bazos, I., Çakan, H., Caković, D., Delipetrou, P., Matevski, V., Mitić, B., Ruprecht, E., Tomović, G., Tosheva, A., Király, G. (2016). Review of Alien Freshwater Vascular Plants in South-east Europe.

- In: ESENIAS Scientific Reports 1. State of the Art of Alien Species in South-Eastern Europe. University of Novi Sad, Serbia; IBER-BAS, Bulgaria; ESENIAS, 137–154.
- Larson, B. M. H. (2007). An alien approach to invasive species: objectivity and society in invasion biology. *Biological Invasions*, 9, 947-956.
- Latombe, G., Pyšek, P., Jeschke, J. M., Blackburn, T. M., Bacher, S., Capinha, C., Costello, M. J., Fernández, M., Gregory, R. D., Hobern, D., Hui, C. (2017). A vision for global monitoring of biological invasions. *Biological Conservation*, 213, 295-308.
- Лазаревић, П., Стојановић, В., Кривошеј, З. (2009). *Tragopogon porrifolius* L. subsp. *australis* (Jordan) Gr.-Bl. (Compositae) нова, адвентивна врста у флори Србије. *Заштита природе*, 59(1-2), 121-127.
- Лазаревић, П., Кривошеј, З., Мијовић, Б. (2012а). *Artemisia verlotiorum* Lamotte (Asteraceae), нова алохтона и локално инвазивна биљна врста у флори Србије. *Заштита природе*, 62(1), 81-91.
- Лазаревић, П., Стојановић, В., Јелић, И., Перић, Р., Крстески, Б., Ајтић, Р., Секулић, Н., Бранковић, С., Секулић, Г., Бједов, В. (2012б). Прелиминарни списак инвазивних врста у Републици Србији са општим мерама контроле и сузбијања као потпора будућим законским актима. *Заштита природе*, 62(1), 5-31.
- Lazić, D. (2006). Vaskularna flora i vegetacija ОКМ Hs DTD na području Ваџке - stanje i uticaj na korišćenje i održavanje. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Ledger, K. J., Pal, R. W., Murphy, P., Nagy, D. U., Filep, R., Callaway, R. M. (2015). Impact of an invader on species diversity is stronger in the non-native range than in the native range. *Plant Ecology*, 216(9), 1285-1295.
- Lee, C. E. (2002). Evolutionary genetics of invasive species. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(8), 386-391.
- Lehan, N. E., Murphy, J. R., Thorburn, L. P., Bradley, B. A. (2013). Accidental introductions are an important source of invasive plants in the continental United States. *American Journal of Botany*, 100(7), 1287-1293.
- Lešnik, M. (2017). *Obvladovanje pojava invazivnih rastlin (neofitov) in ohranjanje biodiverzitete na vodovarstvenih območjih*. Univerza v Mariboru, Fakulteta za kmetijstvo in biosistemske vede, Maribor, Slovenia.
- Leung, B., Bossenbroek, J. M., Lodge, D. M. (2006). Boats, pathways, and aquatic biological invasions: estimating dispersal potential with gravity models. *Biological Invasions*, 8(2), 241-254.
- Levine, J. M. (2000). Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science*, 288(5467), 852-854.
- Li, J. J., Peng, P. H., He, W. M. (2012). Physical connection decreases benefits of clonal integration in *Alternanthera philoxeroides* under three warming scenarios. *Plant Biology*, 14(2), 265-270.
- Liendo, D., Biurrun, I., Campos, J. A., Herrera, M., Loidi, J., García-Mijangos, I. (2015). Invasion patterns in riparian habitats: The role of anthropogenic pressure in temperate streams. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 149(2), 289-297.
- Likić, B. (2002): Opšti prikaz Hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije, JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 41-58.

- Ljevnaić-Mašić, B. (2010). Hidrofite Osnovne kanalske mreže Hidrosistema DTD na području Banata. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Lodge, D. M., Stein, R. A., Brown, K. M., Covich, A. P., Brönmark, C., Garvey, J. E., Klosiewski, S. P. (1998). Predicting impact of freshwater exotic species on native biodiversity: challenges in spatial scaling. *Australian Journal of Ecology*, 23(1), 53-67.
- Lohmeyer, W., Sukopp, H. (1992). Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas, *Schr.-R. Vegetationskunde* 25, 185.
- Lohmeyer, W., Sukopp, H. (2001). Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas. 1. Nachtrag, In: Brandes, D. (Ed.), *Adventivpflanzen. Beiträge zu Biologie, Vorkommen und Ausbreitungsdynamik von Archäophyten und Neophyten in Mitteleuropa*, Braunschweiger Geobot. Arb. 8, 179-220.
- Loiola, P. P., de Bello, F., Chytrý, M., Götzenberger, L., Carmona, C. P., Pyšek, P., Lososová, Z. (2018). Invaders among locals: Alien species decrease phylogenetic and functional diversity while increasing dissimilarity among native community members. *Journal of Ecology*, 106(6), 2230-2241.
- Loo, S. E., Keller, R. P., Leung, B. (2007). Freshwater invasions: using historical data to analyse spread. *Diversity and Distributions*, 13(1), 23-32.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Cimalová, Š., Kropáč, Z., Otýpková, Z., Pyšek, P., Tichý, L. (2004). Weed vegetation of arable land in Central Europe: gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science*, 15, 415-422.
- Love, D., Dansereau, P. (1959). Biosystematic studies on *Xanthium*: taxonomic appraisal and ecological status. *Canadian Journal of Botany*, 37, 173-208.
- Lumpkin, T. A. (1993). *Azolla*. In: Flora of North America Editorial Committee, eds. 1993+. *Flora of North America North of Mexico*. 19+ vols. New York and Oxford. Vol. 2, http://www.efloras.org/florataxon.aspx?flora_id=1&taxon_id=103297 (Последњи пут приступљено 22. јануара 2019.)
- Lunt, I. D., Jansen, A., Binns, D. L. (2012). Effects of flood timing and livestock grazing on exotic annual plants in riverine floodplains. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1131-1139.
- Mack, R. N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. A. (2000). Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications*, 10(3), 689-710.
- Malik, R. N., Husain, S. Z. (2007). *Broussonetia papyrifera* (L.) L'hér. Ex Vent.: an environmental constraint on the himalayan foothills vegetation. *Pakistan Journal of Botany*, 39(4), 1045-1053.
- Mandák, B., Pyšek, P., Bímová, K. (2004). History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia*, 76(1), 15-64.
- Marinšek, A., Kutnar, L. (2017). Occurrence of invasive alien plant species in the floodplain forests along the Mura River in Slovenia. *Periodicum Biologorum*, 119(4), 251 – 260.
- Marisavljević, D. (2007). Rasprostranjenost, bioekološke karakteristike i suzbijanje ive (*Iva xanthifolia* Nutt.). Doktorska disertacije. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Marković, V., Atanacković, A., Tubić, B., Vasiljević, B., Simić, V., Tomović, J., Nikolić, V. Paunović, M. (2011). Indicative status assessment of the Velika Morava

- River based on aquatic macroinvertebrates. *Water Research and Management*, 1(3), 47-53.
- Maron, J. L., Marler, M. (2008). Field- based competitive impacts between invaders and natives at varying resource supply. *Journal of Ecology*, 96(6), 1187-1197.
- Maskell, L. C., Bullock, J. M., Smart, S. M., Thompson, K., Hulme, P. E. (2006). The distribution and habitat associations of non- native plant species in urban riparian habitats. *Journal of Vegetation Science*, 17(4), 499-508.
- Maslo, S. (2016). Preliminary list of invasive alien plant species (IAS) in Bosnia and Herzegovina. *Herbologia*, 16(1), 1-14.
- Mataruga, Z., Jarić, S., Karadžić, B., Mitrović, M., Kostić, O., Marković, M., Pavlović, P. (2016). Prilog poznavanju alohtone flore u donjem toku reke Save. *Acta Herbologica*, 25(1), 55-69.
- McAusland, C., Costello, C. (2004). Avoiding invasives: trade-related policies for controlling unintentional exotic species introductions. *Journal of Environmental Economics and Management*, 48(2), 954-977.
- McClay, A., Sissons, A., Wilson, C., Davis, S. (2010). Evaluation of the Australian weed risk assessment system for the prediction of plant invasiveness in Canada. *Biological Invasions*, 12(12), 4085-4098.
- McGeoch, M. A., Spear, D., Kleynhans, E. J., Marais, E. (2012). Uncertainty in invasive alien species listing. *Ecological Applications*, 22(3), 959-971.
- Mędrzycki, P. (2011). NOBANIS–Invasive Alien Species Fact Sheet – *Acer negundo*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species. Available form: http://www.nobanis.org/files/factsheets/Acer_negundo.pdf.
- Mesterházy, A., Király, G., Vidéki, R., Steták, D., Csiky, J. (2009). Actual report on spread of invasive macrophytes in Hungary. In: Pieterse, A., Rytönen, A.-M., Hellsten, S. (Eds.). *Aquatic Weeds 2009 – Proceedings of the 12th European Weed Research Society Symposium*. Jyväskylä, Finland, 133–134.
- Mijović, D., Stojanović, V. (2007). Conservation of hydro (geo) logical heritage sites for protection of plains environment: The Mostonga example, Western Bačka. *Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijic, SASA*, 56, 25-33.
- Miloradović, M. (2002a). Vodoprivredna problematika Bačke i Banata pre izgradnje Hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*. JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 23-39.
- Miloradović, M. (2002b). Uloga Hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav u odbrani od poplava. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*. JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 130-155.
- Milošev, Ž. (2002). Hidrotehnički radovi u Banatu i Bačkoj pre izgradnje hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*. JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 1-21.
- Mina, M., Bugmann, H., Cordonnier, T., Irauschek, F., Klopčič, M., Pardos, M., Cailleret, M. (2017). Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 389-401.
- Minchin, D., Gollasch, S. (2002). Vectors – how exotics get around. In: Leppakoski, E., Gollasch, S. Olenin, S. (Eds.). *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 183–192.

- Montesinos, D., Graebner, R. C., Callaway, R. M. (2019). Evidence for evolution of increased competitive ability for invasive *Centaurea solstitialis*, but not for naturalized *C. calcitrapa*. *Biological Invasions*, 21(1), 99-110.
- Morgan, E. C., Overholt, W. A. (2013). Wildland weeds: paper mulberry, *Broussonetia papyrifera*. *University of Florida, IFAS Extension*, 2.
- Mueller, T. C., Barnett, K. A., Brosnan, J. T., Steckel, L. E. (2011). Glyphosate-resistant goosegrass (*Eleusine indica*) confirmed in Tennessee. *Weed Science*, 59(4), 562-566.
- Müller, N., Sukopp, H. (2016). Influence of different landscape design styles on plant invasions in Central Europe. *Landscape and Ecological Engineering*, 12(1), 151-169.
- Naiman, R. J., Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 621-658.
- Naiman, R. J., Decamps, H., Pollock, M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3(2), 209-212.
- Nestorović, M.L., Jovanović, G. (2003). Tree of heaven *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle - the weed of urban environment. *Acta Agriculturae Serbica*, 8(16): 57-64.
- Neuner, S., Albrecht, A., Cullmann, D., Engels, F., Griess, V. C., Hahn, W. A., Hanewinkel, M., Härtl, F., Kölling, C., Staupendahl, K., Knoke, T. (2015). Survival of Norway spruce remains higher in mixed stands under a dryer and warmer climate. *Global Change Biology*, 21(2), 935-946.
- Ni, G. Y., Schaffner, U., Peng, S. L., Callaway, R. M. (2010). *Acroptilon repens*, an Asian invader, has stronger competitive effects on species from America than species from its native range. *Biological Invasions*, 12(11), 3653-3663.
- Niketić, M., Tomović, G. (2018). *Kritička lista vrsta vaskularne flore Srbije 1. Lycopodiopsida, Polypodiopsida, Gnetopsida, Pinopsida i Liliopsida*. Srpska akademija nauka i umetnosti, Beograd.
- Nikolić, Lj. (2004). Biljni svet, biomasa i primarna produkcija kao pokazatelji eutrofizacije u jezeru Provala. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Nikolić, Lj., Čobanović, K., Lazić, D. (2007). *Nymphoides peltata* (Gmel.) Kuntze, *Myriophyllum spicatum* L. and *Ceratophyllum demersum* L. biomass dynamics in Lake Provala (the Vojvodina Province, Serbia). *Central European Journal of Biology*, 2, 156-168.
- Nikolić, Lj., Pajević, S., Ljevnaić, B. (2009a). Primary production dynamics of dominant hydrophytes in Lake Provala (Serbia). *Central European Journal of Biology*, 4, 250-257.
- Nikolić, Lj., Čobanović, K., Nićin, S. (2011). Relationship between plant life forms and ecological indices in a lacustrine ecosystem. *Central European Journal of Biology*, 6, 275-282.
- Nikolić, T., Mitić, B., Milašinović, B., Jelaska, S. D. (2013). Invasive alien plants in Croatia as a threat to biodiversity of South-Eastern Europe: distributional patterns and range size. *Comptes rendus biologiques*, 336(2), 109-121.
- Nikolić, T., Mitić, B., Boršić, I. (2014). *Flora Hrvatske: invazivne biljke*. Izdavač ALFA dd.
- Nikolić, V., Milićević, D., Milenković, S. (2009b). Wetlands, constructed wetlands and their's role in wastewater treatment with principles and examples of using it in Serbia. *Facta Universitatis: Architecture and Civil Engineering*, 7(1), 65-82.

- Nilsson, C., Svedmark, M. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, 30(4), 468-480.
- NOBANIS – European Network on Invasive Alien Species (2018). <https://www.nobanis.org/> [Последњи пут приступљено 17. децембра 2018.].
- Nobis, M., Kowalczyk, T., Nowak, A. (2011). *Eleusine indica* (Poaceae): a new alien species in the flora of Tajikistan. *Polish Botanical Journal*, 56(1), 121-123.
- Novaković, B. (2013). Indicative ecological status assessment of the Zapadna Morava River based on aquatic macroinvertebrate community. *Water Research and Management*, 3(2), 37-42.
- Nucci, A., Angiolini, C., Landi, M., Bacchetta, G. (2012). Regional and local patterns of riparian flora: comparison between insular and continental Mediterranean rivers. *Ecoscience*, 19(3), 213-224.
- Nunes, A. L., Tricarico, E., Panov, V. E., Cardoso, A. C., Katsanevakis, S. (2015). Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*, 10(4), 359-370.
- Obradović, V., Vučković, T. (2016a) Mikrobiološki kvalitet vode i sedimenta reke Dunav tokom 2014. i 2015. godine. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 167-177.
- Obradović, V., Vučković, T. (2016b) Mikrobiološka ispitivanja kvaliteta vode i sedimenta akumulacije Vrutci i većih pritoka tokom 2014. i 2015. godine. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 265-278.
- Обратов-Петковић, Д., Бједов, И., Радловић, С., Скочајић, Д., Ђунисијевић-Бојовић, Д., Ђукић, М. (2009). Екологија и распрострањење инвазивне врсте *Aster lanceolatus* Willd. на влажним стаништима Београда. *Glasnik Šumarskog fakulteta*, 100, 159-178.
- Obratov-Petković, D., Bjedov, I., Skočajić, D., Đunisijević-Bojović, D., Đukić, M., Grbić, M. (2011). *Asteretum lanceolati* - xenospontaneous community on wet and riparian habitats. *Glasnik Šumarskog fakulteta*, 103, 73-92.
- Oprea, A., Sîrbu, C. (2006). Researches regarding alien plants from the left bank of the Tisa-river, between Valea Vişeuului and Piatra (Romania). *Kanitzia, Szombathely*, 14, 45-56.
- Osawa, T., Mitsuhashi, H., Niwa, H. (2013). Many alien invasive plants disperse against the direction of stream flow in riparian areas. *Ecological Complexity*, 15, 26-32.
- Ovuka, M., Boon, P. J., Laketić, D., Živković, M., Novković, M., Lee, A., Radulović, S. (2015). SERCON softver. Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- OziExplorer (2009). OziExplorer version 3.95.4b. GPS Mapping Software. <http://www.ozieplorer.com/>
- Pacanovski, Z. (2017). Current situation with invasive *Erigeron annuus* (L.) Pers. (daisy fleabane) in the Republic of Macedonia. *EPPO Bulletin*, 47(1), 118-124.
- Панчић, Ј. (1874). *Флора Кнежевине Србије или васкуларне биљке које у Србији дивље расту: Flora Principatus Serbiae*. Државне штампарије, Београд.
- Пањковић, Б., Стојшић, В. (2001). Прилог познавању адвентивне флоре „Горњег Подунавља“. *Заштита природе*, 53(1), 21-27.
- Panjković B. (2005): Akvatična i semiakvatična vegetacija Apatinskog i Monoštorskog rita. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.

- Parker, J. D., Torchin, M. E., Hufbauer, R. A., Lemoine, N. P., Alba, C., Blumenthal, D. M., Bossdorf, O., Byers, J.E., Dunn, A.M., Heckman, R.W. Hejda, M. (2013). Do invasive species perform better in their new ranges?. *Ecology*, 94(5), 985-994.
- Pattison, Z., Minderman, J., Boon, P. J., Willby, N. (2017). Twenty years of change in riverside vegetation: what role have invasive alien plants played? *Applied Vegetation Science*, 20(3), 422-434.
- Paunović, M., Simić, V., Simić, S., Vuković, D., Petrović, A., Vasiljević, B., Zorić, K., Tomović, J., Atanacković, A., Marković, V. (2011). *Biological Quality Elements in WFD implementation in Serbia – typology, reference conditions and ecological status class boundaries*. Technical Report, Contracts No. 01-772, Institute for Biological Research „Siniša Stanković”, Beograd.
- Pavlović, D., Elezović, I., Jovanović, L., Marisavljević, D. (2002). Investigation on atrazine resistance in different populations of *Chenopodium album* L. and *Amaranthus retroflexus* L. using nondestructive methods. *Zaštita bilja*, 53(4), 181-190.
- Pedashenko, H. P., Apostolova, I. I., Vassilev, K. V. (2012). *Amorpha fruticosa* invasibility of different habitats in lower Danube. *Phytologia balcanica*, 285, 285-291.
- Peng, Y., Yang, J. X., Zhou, X. H., Peng, P. H., Li, J. J., Zhang, S. M., He, W. M. (2019). An invasive population of *Solidago canadensis* is less sensitive to warming and nitrogen-addition than its native population in an invaded range. *Biological Invasions*, 21(1), 151-162.
- Pepin, N., Bradley, R. S., Diaz, H. F., Baraër, M., Caceres, E. B., Forsythe, N., Fowler, H., Greenwood, G., Hashmi, M.Z., Liu, X.D., Miller, J. R. (2015). Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change*, 5(5), 424.
- Pereira, A. L., Martins, M., Oliveira, M. M., Carrapiço, F. (2011). Morphological and genetic diversity of the family Azollaceae inferred from vegetative characters and RAPD markers. *Plant Systematics and Evolution*, 297(3-4), 213-226.
- Perić, R., Rilak, S. (2017). *Eclipta prostrata* (L.) L. (Compositae), an adventive species new to the flora of Serbia. *Botanica Serbica*, 41(1), 89-93.
- Перовић, М., Цвјетићанин, Р. (2015). Северноамеричке врсте у шумским културама и плантажама у Србији. *Шумарство*, 67(3), 75-88.
- Perrings, C. (2001). The economics of biological invasions. *Land Use and Water Resources Research*, 1(3), 1-9.
- Pešić, V., Bečelić-Tomin, M., Dalmacija, B., Krčmar, D. (2015). Procena uticaja ispuštanja otpadnih voda na kvalitet vode kanala DTD Bečež-Bogojevo. *Hemijska Industrija*, 69, 219-229.
- Petrović, A. M., Dragičević, S. S., Radić, B. P., Pešić, A. Z. M. (2015). Historical torrential flood events in the Kolubara river basin. *Natural Hazards*, 79(1), 537-547.
- Петровић, Д. С. (1951). *Стране врсте дрвећа (егзоту) у Србији*. Српска академија наука - Посебна издања, књ. 182. Институт за физиологију развића, генетику и селекцију, књ. 1.
- Petrović, J., Stavretović, N., Ćurčić, S., Jelić, I., Mijović, B. (2013). Invazivne biljne vrste i trčci i mravi kao potencijal njihove biološke kontrole na primjeru Spomenika prirode "Bojčinska šuma" (Vojvodina, Srbija). *Šumarski list*, 137(1-2), 61-68.
- Pheloung, P. C., Williams, P. A., Halloy, S. R. (1999). A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management*, 57(4), 239-251.

- Pienimäki, M., Leppäkoski, E. (2004). Invasion pressure on the Finnish Lake District: invasion corridors and barriers. *Biological Invasions*, 6, 331-346.
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., Morrison, D. (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53-65.
- Pimentel, D., Pimentel, M., Wilson, A. (2007). Plant, animal, and microbe invasive species in the United States and world. In: Nentwig, W. (Ed.). *Biological invasions*. Springer, Berlin, Heidelberg, 315-330.
- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. (2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological economics*, 52(3), 273-288.
- Planty-Tabacchi, A. M., Tabacchi, E., Naiman, R. J., Deferrari, C., Decamps, H. (1996). Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology*, 10(2), 598-607.
- Poff, N. L., Zimmerman, J. K. (2010). Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, 55(1), 194-205.
- Покрајински завод за заштиту природе - ПЗЗП (2011). *Студија заштите: Предео изузетних одлика „Караи-Хера“*. Република Србија, Аутономна покрајина Војводина, Република Србија, Покрајински завод за заштиту природе, Нови Сад.
- Polić, D. (2006). *Florističko-fitocenološko proučavanje Labudovog okna*. Zadužbina Andrejević, Beograd.
- Pollux, B. J. A., De Jong, M., Steegh, A., Ouborg, N. J., Van Groenendael, J. M., Klaassen, M. (2006). The effect of seed morphology on the potential dispersal of aquatic macrophytes by the common carp (*Cyprinus carpio*). *Freshwater Biology*, 51(11), 2063-2071.
- Popov, M., Konstantinović, B., Samardžić, N., Blagojević, M. (2016). Uticaj tipova zemljišta na rasprostranjenost *Asclepias syriaca* L. na području Bačke. *Acta Herbologica*, 25(1), 7-17.
- Popov, M. (2016). Rasprostranjenost, biološke karakteristike i suzbijanje *Asclepias syriaca* L. Doktorska disertacija. Poljoprivredni fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Popović, N. (2012). Ekološka analiza zajednica slatkovodnih makrobescičmenjaka tri tipa tekućih voda na području Beograda. Doktorska disertacija. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- Purger, D., Vajgand, D., Mičić, N., Vajgand, K. (2015). *Euphorbia davidii* Subils (Euphorbiaceae), a new alien species in the flora of Serbia. *Botanica Serbica*, 39(1), 49-52.
- Purić, O. (1969). Dve alohtone vrste u dendroflori Beograda (*Tilia americana* L. i *Tamarix pallasii* Desv.). *Šumarstvo, Beograd*, 22(1-2), 41-46.
- Purić-Daskalović, O. (1989) Nove vrste dendroflоре introducirane na područje Srbije. *Glasnik Šumarskog fakulteta*, 71-72, 171-190.
- Puth, L. M., Post, D. M. (2005). Studying invasion: have we missed the boat?. *Ecology letters*, 8(7), 715-721.
- Pyšek, P. (1998). Is there a taxonomic pattern to plant invasions?. *Oikos*, 82(2), 282-294.
- Pyšek, P., Hulme, P.E. (2005). Spatio-temporal dynamics of plant invasions: linking pattern to process. *Ecoscience*, 12, 302-315.

- Pyšek, P., Prach, K. (1994). How important are rivers for supporting plant invasions. In: de Waal, L. C., Child, L. E., Wade, P. M., Brock, J. H. (Eds.). *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. Wiley, Chichester, 19-26.
- Pyšek, P., Pyšek, A. (1995). Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science*, 6(5), 711-718.
- Pyšek, P., Prach, K., Mandák, B. (1998). Invasions of alien plants into habitats of central European landscape: an historical pattern. In: Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I., Williamson, M. (Eds.). *Plant invasions - Ecological mechanisms and human responses*. Backhuys, Leiden, 23-32.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Kučera, T. (2002). Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*, 104(1), 13-24.
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M., Kirschner, J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53(1), 131-143.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Chytrý, M., Kropáč, Z., Tichý, L., Wild, J. (2005). Alien plants in temperate weed communities: prehistoric and recent invaders occupy different habitats. *Ecology*, 86(3), 772-785.
- Pyšek, P., Lambdon, P.W., Arianoutsou, M., Kühn, I., Pino, J. Winter, M. (2009). Alien vascular plants of Europe. In: *DAISIE handbook of alien species in Europe*. Drake, J.A. (Ed.), Springer, Berlin, DE, 43-61.
- Pyšek, P., Bacher, S., Chytrý, M., Jarošík, V., Wild, J., Celesti-Grappo, L., Gassó, N., Kenis, M., Lambdon, P.W., Nentwig, W., Pergl, J. (2010a). Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*, 19(3), 317-331.
- Pyšek, P., Chytrý, M., Jarošík, V. (2010b). Habitats and land-use as determinants of plant invasions in the temperate zone of Europe. In: Perrings, C., Mooney, H., Williamson, M. (Eds.). *Bioinvasions and globalization: ecology, economics, management and policy*. Oxford University Press, Oxford, 66-79.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U., Vilà, M. (2012). A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology*, 18(5), 1725-1737.
- Radak, B. (2011). Taxon: *Datura stramonium* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=226andjezik=srpski>.
- Radanović, M., Bokić, B., Radak, B., Rat, M., Anačkov, G. (2012). Model for the secondary spreading area of invasive species *Iva xanthifolia* Nutt. 1818 (Asteraceae, Helianthae) from antropogenic dependent on native habitats. Proceedings of the International Symposium: Current Trends in Plant Protection, Institute for Plant Protection and Environment, Belgrade (Serbia), 103-108.
- Radivojević, L., Malidža, G., Marisavljević, D. (2004). Efikasnost kletodima, tepraloksidima i kvizalofop-p-tefurila u suzbijanju *Sorghum halepense* iz rizoma. *Pesticidi i fitomedicina*, 19(2), 133-140.
- Radovanović, N., Kuzmanović, N., Vukojičić, S., Lakušić, D., Jovanović, S. (2017). Floristic diversity, composition and invasibility of riparian habitats with *Amorpha*

- fruticosa*: A case study from Belgrade (Southeast Europe). *Urban Forestry and Urban Greening*, 24, 101-108.
- Radulović, S. (2000). Vodena vegetacija Koviljskog rita. Magistarski rad. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Radulović, S. (2005). Ekologija i distribucija akvatičnih fitocenoza Carske bare u GIS tematskom modelu. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Radulović, S. (2011a). Taxon: *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle 1916. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov G., Bjelić - Čabrilo O., Karaman I., Karaman M., Radenković S., Radulović S., Vukov D., Boža P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=192&jezik=srpski>
- Radulović, S. (2011b). Taxon: *Amorpha fruticosa* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=188&jezik=srpski>.
- Radulović, S. (2011в). Taxon: *Conyza canadensis* (L.) Cronq. 1943. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=190&jezik=srpski>
- Radulović, S. (2011г). Taxon: *Fraxinus pennsylvanica* Marshall 1785. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=226&jezik=srpski>.
- Radulović, S., Teodorović, I. (2011). *Ekologija i monitoring kopnenih voda*. Metodološki priručnik. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Радуловић, С., Скочajiћ, Д., Бједов, И., Ђунисијевић-Бојовић, Д. (2008). *Amorpha fruticosa* L. на влажним стаништима Београда. *Гласник Шумарског факултета*, 97, 221-234.
- Radulović, S., Laketić, D., Teodorović, I. (2011). A botanical classification of standing waters in Serbia and its application to conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21, 510–527.
- Radulović, S., Boon, P., Laketić, D., Simonović, P., Puzović, S., Živković, M., Jurca, T., Ovuka, M., Teodorović, I. (2012). Preliminary Checklists for Applying SERCON (System for Evaluating Rivers for Conservation) to Rivers in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 64, 1037–1057.
- Rahel, F. J., Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation Biology*, 22(3), 521-533.
- Rajić, D. (2002): Snabdevanje vodom Hidrosistema Dunav-Tisa-Dunav. U: *Hidrosistem Dunav-Tisa-Dunav - 25 godina kasnije*. JVP „Vode Vojvodine“, Novi Sad, 116-129.

- Randelović, V., Randelović, N., Zlatković, B. (1992-1993). *Eleusine indica* (L.) Gaertn. - an adventive plant species in the flora of the southeastern Yugoslavia. *Glasnik Instituta za botaniku i Botaničke baste Univerziteta u Beogradu*, 26-27(1), 71-76.
- Randelović, V., Zlatković, B., Jović, D. (1995). Tropska biljna vrsta *Pistia stratiotes* L. (Araceae) u flori Srbije. Zbornik rezimea II Simpozijuma o flori Srbije, IV Simpozijuma o flori jugoistočne Srbije, Vranje, 33-34.
- Rat, M. (2011a). Taxon: *Acer negundo* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=224&jezik=srpski>
- Rat, M. (2011b). Taxon: *Broussonetia papyrifera* (L.) Vent. 1799. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=225&jezik=srpski>
- Rat, M. (2011c). Taxon: *Phytolacca americana* L. 1753. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=226&jezik=srpski>
- Rat, M., Bokić, B., Radanović, M., Radak, B., Bojčić, S., Anačkov, G., Boža, P. (2014). Agricultural ecosystems as a pathway for invasive alien plant species. Proceedings of the 4th ESENIAS Workshop: International Workshop on IAS in Agricultural and Non-Agricultural Areas in ESENIAS Region, Çanakkale, Turkey, 48-49.
- Rat, M. M., Gavrilović, M. T., Radak, B. Đ., Bokić, B. S., Jovanović, S. D., Božin, B. N., Pal, B., Anačkov, G. T. (2017). Urban flora in the Southeast Europe and its correlation with urbanization. *Urban ecosystems*, 20(4), 811-822.
- Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Dawson, F. H., Everard, M. (1998). Quality assessment using River Habitat Survey data. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8(4), 477-499.
- Raven, P. J., Holmes, N. T. H., Charrier, P., Dawson, F. H., Naura, M., Boon, P. J. (2002). Towards a harmonized approach for hydromorphological assessment of rivers in Europe: a qualitative comparison of three survey methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 12(4), 405-424.
- Ravit, B., Ehrenfeld, J. G., Haggblom, M. M. (2003). A comparison of sediment microbial communities associated with *Phragmites australis* and *Spartina alterniflora* in two brackish wetlands of New Jersey. *Estuaries*, 26(2), 465-474.
- Reichard, S. H., White, P. (2001). Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States: most invasive plants have been introduced for horticultural use by nurseries, botanical gardens, and individuals. *BioScience*, 51(2), 103-113.
- Rejmánek, M. (2000). Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*, 25, 497-506.

- Rejmánek, M., Richardson, D. M., Pyšek, P. (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. In: van der Maarel, E. (Ed.), *Vegetation ecology*. Blackwell Science, Oxford, 332-355.
- Republički Hidrometeorološki Zavod Srbije – RHMZ (2018). <http://www.hidmet.gov.rs/latin/hidrologija/povrsinske/index.php> (Последњи пут приступљено 12. децембра 2018.)
- Ricciardi, A., Hoopes, M. F., Marchetti, M. P., Lockwood, J. L. (2013). Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs*, 83(3), 263-282.
- Ricciardi, A., MacIsaac, H. J. (2000). Recent mass invasion of the North American Great Lakes by Ponto-Caspian species. *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 62-65.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmanek, M., Barbour, M., Panetta, D., West, C. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6, 93–107.
- Richardson, D. M., Holmes, P. M., Esler, K. J., Galatowitsch, S. M., Stromberg, J. C., Kirkman, S. P., Pyšek, P., Hobbs, R. J. (2007). Riparian vegetation: degradation, alien plant invasions, and restoration prospects. *Diversity and Distributions*, 13(1), 126-139.
- Richter, R., Berger, U. E., Dullinger, S., Essl, F., Leitner, M., Smith, M., Vogl, G. (2013). Spread of invasive ragweed: climate change, management and how to reduce allergy costs. *Journal of Applied Ecology*, 50(6), 1422-1430.
- Ridenour, W. M., Vivanco, J. M., Feng, Y., Horiuchi, J. I., Callaway, R. M. (2008). No evidence for trade-offs: Centaurea plants from America are better competitors and defenders. *Ecological Monographs*, 78(3), 369-386.
- Rimac, A., Stanković, I., Alegro, A., Gottstein, S., Koletić, N., Vuković, N., Šegota, V., Žižić-Nakić, A. (2018). The Brazilian elodea (*Egeria densa* Planch.) invasion reaches Southeast Europe. *Bioinvasions Records*, 7(4), 381-389.
- Rothmaler, W., Schuber, R., Vent, W. (1994). Rothmaler exkursionsflora von Deutschland. Gefasspflanzen: Kritischer Band. 8., Edit, 4, G.Fischer, Jena.
- Ručando, M. (2011a). Taxon: *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. 1812. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=226andjezik=srpski>.
- Ručando, M. (2011b). Taxon *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. & A. Gray 1840. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine, Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=baza&idtakson=156&jezik=srpski>.
- Ručando, M. (2011b). Taxon: *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. 1887. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.dbe.pmf.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=226andjezik=srpski>.
- Šajinović B. (1976). Saopštenje o nalazu nove adventivne biljne vrste *Echinocystis lobata* (Michx) Torr. et Gray u Vojvodini. *Priroda Vojvodine*, 2(2): 41-42.

- Šajinović, B., Koljadžinski, B. (1966). Nova adventivna vrsta *Iva xanthifolia* Nutt. (*Cyclachaena xanthifolia* Fresen.) u našoj zemlji. *Glasnik Prirodnjačkog muzeja, ser. B*, 21, 217–220.
- Šajinović, B., Koljadžinski, B. (1978). Prilog proučavanju procesa naturalizacije adventivnih biljnih vrsta - *Ambrosia artemisiifolia* L. 1753. i *Iva xanthifolia* Nutt. 1818. (Asteraceae) u Vojvodini. *Biosistematika*, 4(1), 81-92.
- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.
- Sand- Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., Brodersen, K. P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, 96(2), 260-271.
- Сарић, М. (1992). *Флора Србије I*. Српска академија наука и уметности, Одељење природно-математичких наука, Београд.
- Sarić-Krsmanović, M., Vrbničanin, S. (2015). Field dodder – How to control it?. *Pesticides & Phytomedicine*, 30(3), 137-145.
- Sarić-Krsmanović, M., Vrbničanin, S. (2017). Field dodder life cycle and interaction with host plants. *Pesticides & Phytomedicine*, 32(2), 95-103.
- Sarić-Krsmanović, M., Božić, D., Pavlović, D., Radivojević, L., Vrbničanin, S. (2013). Temperature effects on *Cuscuta campestris* Yunk. seed germination. *Pesticides & Phytomedicine*, 28(3), 187-193.
- Sarić-Krsmanović, M., Božić, D., Radivojević, L., Gajić-Umiljendić, J., Šantrić, L., & Vrbničanin, S. (2017). Effects of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) and cover crops on seed germination and early establishment of field dodder (*Cuscuta campestris* Yunk.). *Pesticides & Phytomedicine*, 32(2), 105-111.
- Sárkány, E. S., Lehoczky, E., Tamas, J., Nagy, P. (2008). Spreading, ecology and damages caused by the common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) in Hungary. *Cereal Research Communications*, 36, 1571-1574.
- Säumel, I., Kowarik, I. (2010). Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. *Landscape and Urban Planning*, 94(3-4), 244-249.
- Savić, A., Ranđelović, V., Đorđević, M., Karadžić, B., Đokić, M., Krpo-Četković, J. (2013). The influence of environmental factors on the structure of caddisfly (Trichoptera) assemblage in the Nišava River (Central Balkan Peninsula). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 409, 03.
- Schierenbeck, K. A. (2017). Population-level genetic variation and climate change in a biodiversity hotspot. *Annals of Botany*, 119(2), 215-228.
- Schlaepfer, M. A., Sherman, P. W., Blossey, B., Runge, M. C. (2005). Introduced species as evolutionary traps. *Ecology Letters*, 8(3), 241-246.
- Schnitzler, A., Hale, B. W., Alsum, E. M. (2007). Examining native and exotic species diversity in European riparian forests. *Biological Conservation*, 138(1-2), 146-156.
- Scott, M. L., Auble, G. T., Friedman, J. M. (1997). Flood dependency of cottonwood establishment along the Missouri River, Montana, USA. *Ecological Applications*, 7(2), 677-690.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., Pyšek, P., van Kleunen, M., Weber, E., Winter, M., Blasius, B. (2015). Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global Change Biology*, 21(11), 4128-4140.

- Seebens, H., Blackburn, T. M., Dyer, E. E., Genovesi, P., Hulme, P. E., Jeschke, J. M., Pagad, S., Pyšek, P., Winter, M., Arianoutsou, M., Bacher, S. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, 8, 14435.
- Shah, M. A., Callaway, R. M., Shah, T., Houseman, G. R., Pal, R. W., Xiao, S., Luo, W., Rosche, C., Reshi, Z.A., Khalsa, D.P., Chen, S. (2014). *Conyza canadensis* suppresses plant diversity in its nonnative ranges but not at home: a transcontinental comparison. *New Phytologist*, 202(4), 1286-1296.
- Sharma, G. P., Esler, K. J., Blignaut, J. N. (2010). Determining the relationship between invasive alien species density and a country's socio-economic status. *South African Journal of Science*, 106(3-4), 1-6.
- Šijak, M. (1984). Još jedan prilog poznavanju alohtone dendroflore Beograda. *Šumarstvo, Beograd*, 3-4, 53-56.
- Šikoparija, B., Radišić, P., Pejak, T., Simić, S. (2006). Airborne grass and ragweed pollen in the southern Pannonian Valley- consideration of rural and urban environment. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 13(2), 263-266.
- Šikoparija, B., Smith, M., Skjøth, C. A., Radišić, P., Milkovska, S., Šimić, S., Brandt, J. (2009). The Pannonian plain as a source of *Ambrosia* pollen in the Balkans. *International Journal of Biometeorology*, 53(3), 263-272.
- Šilc, U., Vrbničanin, S., Božić, D., Čarni, A., Stevanović, Z. D. (2009). Weed vegetation in the north- western Balkans: diversity and species composition. *Weed Research*, 49(6), 602-612.
- Šilc, U., Vrbničanin, S., Božić, D., Čarni, A., Stevanović, Z. D. (2012). Alien plant species and factors of invasiveness of anthropogenic vegetation in the Northwestern Balkans—a phytosociological approach. *Central European Journal of Biology*, 7(4), 720-730.
- Simberloff, D., Souza, L., Nunez, M. A., Barrios-Garcia, M. N., Bunn, W. (2012). The natives are restless, but not often and mostly when disturbed. *Ecology*, 93(3), 598-607.
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58-66.
- Simić, M., Dolijanović, Ž., Maletić, R., Stefanović, L., Filipović, M. (2012). Weed suppression and crop productivity by different arrangement patterns of maize. *Plant, Soil and Environment*, 58(3), 148-153.
- Simpson, M., Prots, B. (2013). Predicting the distribution of invasive plants in the Ukrainian Carpathians under climatic change and intensification of anthropogenic disturbances: implications for biodiversity conservation. *Environmental conservation*, 40(2), 167-181.
- Šinžar-Sekulić, J. (2006). Vremenska dinamika i produkcija makrofitske vegetacije na delu Dunava od Ade Žilovo do ušća Nere. Doktorska disertacija, Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- Širka, V. H., Lakušić, D., Šinžar-Sekulić, J., Nikolić, T., Jovanović, S. (2013). *Reynoutria sachalinensis*: a new invasive species to the flora of Serbia and its distribution in SE Europe. *Botanica Serbica*, 37(2), 105-112.
- Skálová, H., Lenka M., Dixon, A.F.G., Kindlmann, P., Pyšek, P. (2015). Effect of Temperature and Nutrients on the Growth and Development of Seedlings of an Invasive Plant. *AoB Plants*, 7(1): 1–8.

- Škornik, S., Šajna, N., Kramberger, B., Kaligarič, S., Kaligarič, M. (2008). Last remnants of riparian wooded meadows along the middle Drava River (Slovenia): species composition is a response to light conditions and management. *Folia Geobotanica*, 43(4), 431-445.
- Славнић, Ж. (1973). Род *Amaranthus* L. 1753. У: Флора СР Србије III. Јосифовић, М. (Ур.). Српска академија наука и уметности, Београд, 1-10.
- Службени лист АП Војводине бр. 14/2015 (2015) Покрајинска скупштинска одлука о заштити Предела изузетних одлика „Караш-Нера“. Службени лист АП Војводине, бр. 14 од 08. априла 2015.
- Службени гласник Републике Србије, бр. 36/09, 88/10, 91/10 – исправка и 14/16 (2016) Закон о заштити природе. „Службени гласник РС“, бр. 36 од 15. маја 2009., бр. 88 од 23. новембра 2010., бр. 91 од 03. децембра 2010.-испр., бр. 14 од 22. фебруара 2016. и бр. 95 од 08. децембра 2018.
- Службени гласник Републике Србије, бр. 74/2011 (2011) Правилник о параметрима еколошког и хемијског статуса површинских вода и параметрима хемијског и квантитативног статуса подземних вода.
- Службени гласник РС, бр. 55/1996, 2/2003 (2003) Уредба о заштити предела изузетних одлика Долина Пчиње. „Службени гласник РС“, бр. 55 од 31. децембра 1996, 2 од 15. јануара 2003.
- Службени гласник РС, бр. 16/2000 (2000) Уредба о заштити предела изузетних одлика „Овчарско-Кабларска клисура“. „Службени гласник РС“, бр. 16 од 10. маја 2000.
- Службени гласник РС, бр. 25/2018 (2018) Уредба о проглашењу Предела изузетних одлика „Власина“. "Службени гласник РС", бр. 25 од 30. марта 2018.
- Службени гласник РС, бр. 9/95 (1995) Уредба о заштити споменика природе „Врело Млаве“. „Службени гласник РС“, бр. 9 од 23. марта 1995.
- Службени гласник РС, бр. 45/2001; 81/2008; 107/2009 (2009) Уредба о заштити Специјалног резервата природе “Горње Подунавље”. „Службени гласник РС“, бр. 45 од 20. јула 2001, бр. 81 од 5. септембра 2008, бр. 107 од 23. децембра 2009.
- Stachowicz, J. J., Terwin, J. R., Whitlatch, R. B., Osman, R. W. (2002). Linking climate change and biological invasions: ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(24), 15497-15500.
- Stanković, V. Đ. (2017). Ekološka studija invazivnih biljnih vrsta u ramsarskim područjima Vojvodine. Doktorska disertacija. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- Stanković-Kalezić, R., Radivojević, Lj., Jovanović, V., Janjić, V., Šantrić, Lj. (2008). Adventivna vrsta *Asclepias syriaca* L. na području Pančevačkog rita. *Acta biologica Iugoslavica, series G: Acta herbologica*, 17(1), 95-103.
- StatSoft (2008). Statistica for Windows, version 8.0.
- Stefanovic, L., Vrbnicanin, S., Malidza, G., Elezovic, I., Stankovic-Kalezic, R., Marisavljevic, D., & Jovanovic-Radovanov, K. (2006). Mapping of quarantine, invasive and economically damaging weeds in Serbia and their control. *Biljni lekar*, 34(3), 195-203.
- Stefanović, T., Bilibajkić, S., Braunović, S., Nikić, Z. (2007). Stanje erozije u slivu Grliške reke pre i posle formiranja akumulacije „Grliške“. *Vodoprivreda*, 39, 408-413.
- Stešević, D., Čaković, D. (2013). Contribution to the alien flora of Montenegro and Supplementum to the Preliminary list of plant invaders. *Biologica Nyssana*, 4(1-2), 1-7.

- Stešević, D., Petrović, D. (2010). Preliminary list of plant invaders in Montenegro. *Biologica Nyssana*, 1(1-2), 35-42.
- Stevanović, V., Šinžar-Sekulić, J., Stevanović, B. (2003). On the distribution and ecology of macrophytic flora and vegetation in the river Danube reservoir between Žilovo islet and the mouth of the Nera tributary (river- km 1090 and 1075).- *Large Rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl.* 14(3-4), 283-295.
- Stevanović, V., Šinžar-Sekulić, J., Stevanović, B. (2004). Expansion of the adventive species *Paspalum paspaloides* (Michx) Schribner, *Echinochloa oryzoides* (Ard.) Fritsch and *Cyperus strigosus* L. in the Yugoslav part of the Danube Reservoir (rkm 1090-1075). Proceedings 35th IAD Conference, Limnological reports, Novi Sad, Serbia and Montenegro, 399-406.
- Stevanović, J., Stavretović, N., Obratov-Petković, D., Mijović, A. (2009). Invazivne biljne vrste na nekim sportsko-rekreativnim površinama Beograda. *Acta herbologica*, 18(2), 115-125.
- Stiers, I., Crohain, N., Josens, G., Triest, L. (2011). Impact of three aquatic invasive species on native plants and macroinvertebrates in temperate ponds. *Biological Invasions*, 13(12), 2715-2726.
- Стјепановић – Веселичић, (1977). Род *Datura* L. 1753. У: Јосифовић, М. (Ур.), Флора СР Србије VI. Српска академија наука и уметности, Београд, 471-472.
- Stockan, J. A., Langan, S. J., Young, M. R. (2012). Investigating riparian margins for vegetation patterns and plant–environment relationships in northeast Scotland. *Journal of environmental quality*, 41(2), 364-372.
- Stockwell, C. A., Hendry, A. P., Kinnison, M. T. (2003). Contemporary evolution meets conservation biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(2), 94-101.
- Stohlgren, T. J., Bull, K. A., Otsuki, Y., Villa, C. A., Lee, M. (1998). Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. *Plant Ecology*, 138(1), 113-125.
- Stohlgren, T. J., Pyšek, P., Kartesz, J., Nishino, M., Pauchard, A., Winter, M., Pino, J., Richardson, D. M., Wilson, J. R., Murray, B. R., Phillips, M. L. (2011). Widespread plant species: natives versus aliens in our changing world. *Biological invasions*, 13(9), 1931-1944.
- Stojanović, S., Nikolić, Lj., Džigurski, D., Ljevnaić-Mašić, B. (2009). Floating fern in flora and vegetation of Vojvodina. *Letopis naučnih radova Poljoprivrednog fakulteta*, 33(1), 36–42.
- Stojanović, V., Mijović, D. (2008). Evaluation of geodiversity of the Western Bačka Danube region in the planning documents and opportunities for improvement. *Journal of the Geographical Institute Jovan Cvijić, SASA*, 58, 5-16.
- Stojanović, V., Pantelić, M., Pavić, D., Nađ, I. (2014). Remediation of Veliki bački kanal and sustainable use of resources in its surroundings. *Gegraphica Pannonica*, 18(4), 117-123.
- Stojanović, V., Petrović, S., Kovačević, J., Stojanović, D., Bjedov, I. (2017). *Heracleum sosnowskyi* Manden. (Apiaceae) – A new invasive species in the flora of Serbia. *Glasnik šumarskog fakulteta*, 116, 215-220.
- Стојановић, В., Јовановић, И. (2018). Преглед инвазивних и потенцијално инвазивних врста биљака у Републици Србији и окружењу у циљу утврђивања њиховог статуса на националном нивоу. *Заштита природе*, 68(1-2), 41-59.

- Stokes, K., Ward, K., Colloff, M. (2010). Alterations in flood frequency increase exotic and native species richness of understorey vegetation in a temperate floodplain eucalypt forest. *Plant Ecology*, 211(2), 219-233.
- Strayer, D. L. (2010). Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater biology*, 55, 152-174.
- Strayer, D. L., Dudgeon, D. (2010). Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(1), 344-358.
- Sukopp, H., Schneider, C. (2013). Vogelfutterpflanzen in Berlin. *Verh Bot Ver Berlin Brandenburg*, 146, 5-21.
- Szigetvári C., Tóth T. (2008). False indigo (*Amorpha fruticosa* L.). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vacratot, 55-61.
- Tatić, B. (1959). Several new species of flora of West Serbia. *Glasnik Botaničkog zavoda i Bašte Univerziteta u Beogradu*, 1(1), 23-27.
- Tatić, B., Žukowski, W. (1973). *Bidens vulgata* Greene in Yugoslavia. *Glasnik Instituta za botaniku i Botaničke baste Univerziteta u Beogradu*, 8(1-4), 125-128.
- te Beest, M., Elschot, K., Olf, H., Etienne, R. S. (2013). Invasion success in a marginal habitat: an experimental test of competitive ability and drought tolerance in *Chromolaena odorata*. *PloS one*, 8(8), e68274.
- ter Braak, C. J., Šmilauer, P. (2012). *Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0*. Microcomputer power.
- Theel, H. J., Dibble, E. D., Madsen, J. D. (2008). Differential influence of a monotypic and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage: an experimental implication of exotic plant induced habitat. *Hydrobiologia*, 600(1), 77-87.
- Thiébaud, G. (2007). Non-indigenous aquatic and semiaquatic plant species in France. In: Gherardi, F. (Ed.). *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Springer Netherlands, 209-229.
- Thompson, J. D., McNeilly, T., Gay, A. J. (1991). Population variation in *Spartina anglica* CE Hubbard I. Evidence from a common garden experiment. *New Phytologist*, 117(1), 115-128.
- Thum, R. A., Lennon, J. T. (2010). Comparative ecological niche models predict the invasive spread of variable-leaf milfoil (*Myriophyllum heterophyllum*) and its potential impact on closely related native species. *Biological Invasions*, 12(1), 133.
- Tickner, D. P., Angold, P. G., Gurnell, A. M., Mountford, J. O. (2001). Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography*, 25(1), 22-52.
- Tiébré, M. S., Saad, L., Mahy, G. (2008). Landscape dynamics and habitat selection by the alien invasive *Fallopia* (Polygonaceae) in Belgium. *Biodiversity and Conservation*, 17(10), 2357-2370.
- Tomanović, S. (2004). Alohona adventivna flora na području Beograda - hronološko-geografska i ekološka analiza. Magistarski rad. Biološki fakultet, Univerzitet u Beogradu, Beograd.
- Tomanović, S., Tomanović, Ž., Jovanović, S., Boža, P. P., Kavallieratos, N. G. (2004). *Oenothera biennis* L.: an invasive alien plant species as a reservoir of aphidophagous insects in agroecosystems. *Archives of Biological Sciences*, 56(1-2), 13-14.

- Török, K., Botta-Dukát, Z., Dancza, I., Németh, I., Kiss, J., Mihály, B., Magyar, D. (2003). Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: biological invasions in Hungary. *Biological Invasions*, 5(4), 349-356.
- Truscott, A. M., Soulsby, C., Palmer, S. C. F., Newell, L., Hulme, P. E. (2006). The dispersal characteristics of the invasive plant *Mimulus guttatus* and the ecological significance of increased occurrence of high- flow events. *Journal of Ecology*, 94(6), 1080-1091.
- Tucović, A. (1996). Nova alohtona vrsta gloga (*Crataegus mollis* /Torr. et Gray/Scheele) u dendroflori Srbije. *Šumarstvo, Beograd*, 3, 3-12.
- Turland, N. J., Wiersema, J. H., Barrie, F. R., Greuter, W., Hawksworth, D. L., Herendeen, P. S., Knapp, S., Kusber, W.H., Li, D.Z., Marhold, K. May, T. W. (2018). *International code of nomenclature for algae, fungi, and plants (Shenzhen Code) adopted by the Nineteenth International Botanical Congress Shenzhen, China, July 2017*. Regnum Vegetabile 159, pp. 254.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Charter, A. O., Edmondson, J. R., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, M. S., Webb, D. A., Akeroyd, J. R., Newton, M. E. (1964). *Flora Europaea, Vol. 1: Lycopodiaceae to Platanaceae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb, D. A., Ball, P. W., Chater, A. O., Ferguson, I. K. (1968). *Flora Europaea, Vol. 2: Rosaceae to Umbelliferae*. Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb, D. A., Ball, P. W., Chater, A. O., Ferguson, I. K., DeFilipps, R. A., Richardson, I. B. K. (1972). *Flora Europaea, Vol. 3: Diapensiaceae to Myoporaceae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb, D. A., Ball, P. W., Chater, A. O., DeFilipps, R. A., Richardson, I. B. K. (1976). *Flora Europaea, Vol. 4: Plantaginaceae to Compositae (and Rubiaceae)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Moore, D. M., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb, D. A., Ball, P. W., Chater, A. O., Richardson, I. B. K. (1980). *Flora Europaea, Vol. 5: Alismataceae to Orchidaceae*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Tutin, T. G., Heywood, V. H., Burges, N. A., Valentine, D. H., Walters, S. M., Webb, D. A. (2001). *Flora Europaea on CD-ROM*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Udvardy, L. (2008a). Boxelder (*Acer negundo* L.). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vacratot, 115-120.
- Udvardy, L. (2008b). Tree of heaven (*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle). In: Botta-Dukat, Z., Balogh, L. (Eds). *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, Vacratot, 121-127.
- UNEP (2011). The Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets. COP CBD Tenth Meeting UNEP/CBD/COP/DEC/X/2., Nagoya, Japan, (available at: www.cbd.int/decisions/cop/?m=cop-10).
- Uotila, P., Rauš, T., Tomović, G., Niketić, M. (2010). *Typha domingensis* (Typhaceae) new to Serbia. *Botanica Serbica*, 34(2): 111-114.

- van der Maarel, E. (1979). Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetation*, 39(2), 97-114.
- van Kleunen, M., Dawson, W., Essl, F., Pergl, J., Winter, M., Weber, E., Krefl, H., Weigelt, P., Kartesz, J., Nishino, M., Antonova, L. A. (2015). Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature*, 525(7567), 100-103.
- van Wilgen, B. W., Richardson, D. M., Le Maitre, D. C., Marais, C., Magadlela, D. (2001). The economic consequences of alien plant invasions: examples of impacts and approaches to sustainable management in South Africa. *Environment, Development and Sustainability*, 3(2), 145-168.
- Vasić, O. (2005). *Echinocystis lobata* (Michx) Torrey et A. Gray in Serbia. *Acta Botanica Croatica*, 64(2), 369-373.
- Veljić, M., Rajčević, N., Bukvički, D. (2017). *Euphorbia prostrata* Aiton (Euphorbiaceae) – an adventive species new in Serbia. *Botanica Serbica*, 41(1), 95-98.
- Veljković, B. (1996). Rasprostranjenost novounešenih korovskih vrsta *Ambrosia artemisifolia* L. i *Iva xanthifolia* Nutt. u Jugoslaviji. Zbornik radova V Kongresa o korovima, Banja Koviljača, Jugoslavia, 351-363.
- Vicente, J., Randin, C. F., Gonçalves, J., Metzger, M. J., Lomba, Â., Honrado, J., Guisan, A. (2011). Where will conflicts between alien and rare species occur after climate and land-use change? A test with a novel combined modelling approach. *Biological Invasions*, 13(5), 1209-1227.
- Vićentić, S., Stavretović, N. (2016). Prisustvo invazivnih, alohtonih i otrovnih biljaka na zelenoj površini OŠ “Duško Radović” u naselju Sremčica, Beograd. *Acta Herbologica*, 25(2), 7-15.
- Вићентић, С., Ставретовић, Н., Петровић, Ј. (2013). Инвазивне биљне врсте на зеленим површинама школа у приградским насељима Београда. *Шумарство*, 3-4, 219-228.
- Vilà, M., Corbin, J. D., Dukes, J. S., Pino, J., Smith, S. D. (2007). Linking plant invasions to global environmental change. In: Canadell, J. G., Pataki, D. E., Pitelka, L. F. (Eds.). *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Springer, Berlin, Heidelberg, 93-102.
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P. E. (2010). How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8(3), 135-144.
- Vilà, M., Espinar, J. L., Hejda, M., Hulme, P. E., Jarošík, V., Maron, J. L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology letters*, 14(7), 702-708.
- Vítková, M., Müllerová, J., Sádlo, J., Pergl, J., Pyšek, P. (2017). Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 384, 287-302.
- Vrbnicanin, S., Stevanovic, Z. D., Radovanov, K. J., Uludağ, A. (2009). Weed vegetation of small grain crops in Serbia: environmental and human impacts. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 33(4), 325-337.
- Vrbničanin, S. (2015). *Invazivni korovi: invazivni procesi, ekološko-genetički potencijal, unošenje, predviđanje, rizici, širenje, štete i kartiranje*. Herbološko društvo Srbije, Beograd.

- Vrbničanin, S., Janjić, V. (2004). Biology, ecology and control of Johnson grass, *Sorghum halepense* (L) Pers. *Biljni lekar*, 32(5), 377-383.
- Vrbničanin, S., Janjić, V. (2011). Ambrozija (*Ambrosia artemisiifolia* L.) - poreklo, biologija, ekologija i genetička varijabilnost. *Biljni lekar*, 39(1), 36-44.
- Vrbničanin, S., Karadžić, B., Dajić-Stevanović, Z. (2004). Adventivne i invazivne korovske vrste na području Srbije. *Acta biologica iugoslavica - serija G: Acta herbologica*, 13(1), 1-12.
- Vrbničanin, S., Malidža, G., Stefanović, L., Elezović, I., Stanković-Kalezić, R., Marisavljević, D., Jovanović-Radovanov, K., Pavlović, D., Gavrić, M. (2008a). Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na području Srbije - I deo: Prostorna distribucija i zastupljenost osam korovskih vrsta. *Biljni lekar*, 36(5), 303-313.
- Vrbničanin, S., Malidža, G., Stefanović, L., Elezović, I., Stanković-Kalezić, R., Marisavljević, D., Jovanović-Radovanov, K., Pavlović, D., Gavrić, M. (2008b). Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na području Srbije, II deo - prostorna distribucija i zastupljenost devet korovskih vrsta. *Biljni lekar*, 36(6), 408-417.
- Vrbničanin, S., Stefanović, L., Božić, D., Sarić, M., & Radošević, R. (2009a). Comparative analysis of the anatomy of two populations of red-root amaranth (*Amaranthus retroflexus* L.). *Pesticides & Phytomedicine*, 24(2), 103-112.
- Vrbničanin, S., Malidža, G., Stefanović, L., Elezović, I., Stanković-Kalezić, R., Marisavljević, D., Jovanović-Radovanov, K., Pavlović, D., Gavrić, M. (2009b). Distribucija nekih ekonomski štetnih, invazivnih i karantinskih korovskih vrsta na području Srbije, III deo - prostorna distribucija i zastupljenost osam korovskih vrsta. *Biljni lekar*, 37(1), 21-30.
- Vrbničanin, S., Sarić-Krsmanović, M., Božić, D. (2013). The effect of field dodder (*Cuscuta campestris* Yunck.) on morphological and fluorescence parameters of giant ragweed (*Ambrosia trifida* L.). *Pesticides & Phytomedicine*, 28(1), 57-62.
- Vrbničanin, S., Onć-Jovanović, E., Božić, D., Sarić-Krsmanović, M., Pavlović, D., Malidža, G., Jarić, S. (2017). Velvetleaf (*Abutilon theophrasti* Medik.) productivity in competitive conditions. *Archives of Biological Sciences*, 69(1), 157-166.
- Vučković, T., Obradović, V. (2016). Mikrobiološki kvalitet vode i sedimenta odabranih kanala na teritoriji AP Vojvodine. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 373-382.
- Vukićević, E., Žujović, K. (1971). *Magnolia grandiflora* L. nova zimzelena vrsta za alohtonu dendrofloru Srbije. *Šumarstvo, Beograd*, XXIV(11-12), 9-14.
- Vukov, D. (2003). Akvatične makrofite reke Zasavica. Magistarski rad. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Vukov, D. (2008). Floristička i ekološka analiza vaskularnih makrofita reke Dunav u Srbiji. Doktorska disertacija. Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Novi Sad.
- Vukov, D. (2011). Taxon: *Paspalum distichum*. U: Lista invazivnih vrsta na području AP Vojvodine. Verzija 0.1beta. Anačkov, G., Bjelić-Čabrilo, O., Karaman, I., Karaman, M., Radenković, S., Radulović, S., Vukov, D., Boža, P. (Ur.). Departman za biologiju i ekologiju, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu. <http://iasv.db.e.uns.ac.rs/index.php?strana=bazaanditakson=226andjezik=srpski>.

- Vukov, D., Boža, P., Igić, R., & Anačkov, G. (2008). The distribution and the abundance of hydrophytes along the Danube River in Serbia. *Central European Journal of Biology*, 3(2), 177-187.
- Vukov, D., Jurca, T., Rućando, M., Igić, R., Miljanović, B. (2013). *Cabomba caroliniana* A. Gray 1837: A new, alien and potentially invasive species in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 65(4), 1515-1520.
- Vukov, D., Ilić, M., Ćuk, M., Igić, R., Janauer, G. A. (2017). The relationship between habitat factors and aquatic macrophyte assemblages in the Danube River in Serbia. *Archives of Biological Sciences*, 69(3), 427-437.
- Vukov, D., Ilić, M., Ćuk, M., Radulović, S., Igić, R., Janauer, G. A. (2018). Combined effects of physical environmental conditions and anthropogenic alterations are associated with macrophyte habitat fragmentation in rivers-Study of the Danube in Serbia. *Science of the Total Environment*, 634, 780-790.
- Walther, G. R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukat, Z., Bugmann, H., Czucz, B. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686-693.
- Wang, W. J., Thompson III, F. R., He, H. S., Fraser, J. S., Dijak, W. D., Jones- Farrand, T. (2019). Climate change and tree harvest interact to affect future tree species distribution changes. *Journal of Ecology*, <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13144>
- Ward, J. V., Tockner, K., Arscott, D. B., Claret, C. (2002). Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47(4), 517-539.
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Callaway, R. M., Van der Putten, W. H. (2011). Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science*, 332(6035), 1273-1277.
- Webb, A. J., Miller, K. A., King, E. L., de Little, S. C., Stewardson, M. J., Zimmerman, J. K., LeRoy Poff, N. (2013). Squeezing the most out of existing literature: a systematic re- analysis of published evidence on ecological responses to altered flows. *Freshwater Biology*, 58(12), 2439-2451.
- Webber, B. L., Scott, J. K. (2012). Rapid global change: implications for defining natives and aliens. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 305-311.
- Weber, E., Gut, D. (2005). A survey of weeds that are increasingly spreading in Europe. *Agronomy for Sustainable Development*, 25(1), 109-121.
- Wells, M. J., Poynton, R. J., Balsinhas, A. A., Musil, C. F., Joffe, H., van Hoepen, E., Abbott, S. K. (1986). The history of introduction of invasive alien plants to southern Africa. In: Macdonald, I. A. W., Kruger, F. J., Ferrar, A. A. (Eds.). *The Ecology and Management of Biological Invasions in Southern Africa*. Oxford University Press, 21–35.
- Wilcove, D. S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E. (1998). Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience*, 48(8), 607-615.
- Willby, N., Pitt, J., Phillips, G. (2012). *The ecological classification of UK rivers using aquatic macrophytes*. Science Report SC01008O/R1. Environment Agency, Bristol, UK.
- Williams, D. G., Mack, R. N., Black, R. A. (1995). Ecophysiology of introduced *Pennisetum setaceum* on Hawaii: the role of phenotypic plasticity. *Ecology*, 76(5), 1569-1580.
- Williamson, M., Fitter, A. (1996). The varying success of invaders. *Ecology*, 77(6), 1661-1666.

- Williamson, M., Pyšek, P., Jarošík, V., Prach, K. (2005) On the rates and patterns of spread of alien plants in the Czech Republic, Britain, and Ireland. *Ecoscience*, 12, 424–433.
- Windham, L., Lathrop, R. G. (1999). Effects of *Phragmites australis* (common reed) invasion on aboveground biomass and soil properties in brackish tidal marsh of the Mullica River, New Jersey. *Estuaries*, 22(4), 927-935.
- Xiao, L., Hervé, M. R., Carrillo, J., Ding, J., Huang, W. (2019). Latitudinal trends in growth, reproduction and defense of an invasive plant. *Biological Invasions*, 21(1), 189-201.
- Zavagno, F., d'Auria, G. (2001). Synecology and dynamics of *Amorpha fruticosa* communities in Po plain, Italy. In: Brundu, G., Camarda, I., Child, L., Wade, M. (Eds.). *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Backhuys Publishers, Leiden, 175–182.
- Zehndorf, A., Hussner, A., Eismann, F., Rönicke, H., Melzer, A. (2015). Management options of invasive *Elodea nuttallii* and *Elodea canadensis*. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 51, 110-117.
- Zelnik, I. (2012). The presence of invasive alien plant species in different habitats: case study from Slovenia. *Acta Biologica Slovenica*, 55(2), 25-38.
- Zelnik, I., Haler, M., Gaberščik, A. (2015). Vulnerability of a riparian zone towards invasion by alien plants depends on its structure. *Biologia*, 70(7), 869-878.
- Ziska, L. H., Blumenthal, D. M., Runion, G. B., Hunt, E. R., Diaz-Soltero, H. (2011). Invasive species and climate change: an agronomic perspective. *Climatic Change*, 105(1-2), 13-42.
- Živković, M., Kancko, S., Anđelković, A., Novković, M., Perić, R., Damnjanović, B., Pankov, N., Miljanović, B., Cvijanović, D., Radulović, S. (2016). Određivanje ekološkog statusa reke Bosut na osnovu hidromorfoloških, bioloških i hemijskih parametara. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2016, Zlatibor, 203-215.
- Živković, M., Božić, D., Anđelković, A., Novković, M., Šipoš, Š., Pankov, N., Pogrmic, S., Miljanović, B., Cvijanović, D., Radulović, S. (2017). Uloga hidromorfoloških parametara u strukturi makrofitske vegetacije reke Tamiš. Zbornik radova Zaštita voda-Voda 2017, Vršac, 125-134.
- Živković, M., Anđelković, A., Cvijanović, D., Novković, M., Vukov, D., Šipoš, Š., Ilić, M., Pankov, N., Miljanović, B., Marisavljević, D., Pavlović, D., Radulović, S. (2019). The beginnings of *Pistia stratiotes* (Linnaeus, 1753) invasion in the lower Danube delta: The first record for the Province of Vojvodina (Serbia). *BioInvasions Records*, 8(2), 218-229.
- Zlatković, B., Ranđelović, V., Lakušić, D., Stevanović, V. (2011). Novelty for the vascular flora of Serbia. *Botanica Serbica*, 35(2), 103-110.
- <http://www.issg.org> [последњи put pristupljeno 16. decembra 2018.]

7. Прилог



Слика 1. *Abutilon theophrasti*, локалитет Нови Бановци, долина Дунава (фото: А. Анђелковић, 2015)



Слика 2. *Acer negundo* (извор: Agnieszka Kwiecień - Nova at pl.wikipedia - Transferred from pl.wikipedia to Commons., CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=629554>).



Слика 3. *Ailanthus altissima*, лок. Црноклиште, долина Нишаве (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 4. *Amaranthus retroflexus*, локалитет Стајковце, долина Власине (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 5. *Ambrosia artemisiifolia*, локалитет Прељина, долина Чемернице (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 6. *Amorpha fruticosa*, локалитет Врачев Гај, долина Нере (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 7. *Asclepias syriaca* (фото: А. Анђелковић, 2018).



Слика 8. *Broussonetia papyrifera* (извор: <https://www.scottarboretum.org/wp-content/uploads/2008/09/broussonetia-2.jpg>).



Слика 9. *Datura stramonium*, локалитет Изварица, долина Млаве (фото: А. Анђелковић, 2014).



Слика 10. *Echinochloa crus-galli*, локалитет долина Јегричке (фото: А. Анђелковић, 2014).



а)



б)

Слика 11. *Echinocystis lobata*, локалитети (а) Дивци, долина Колубаре и (б) Коњевићи, долина Чемернице (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 12. *Eleusine indica* (извор: Tau'olunga - Own work, CC BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=2217360>)



Слика 13. *Erigeron annuus*, локалитет Доњи Душник, долина Кутинске реке (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 14. *Erigeron canadensis*, локалитет Кушић 2, долина Нере (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 15. *Fraxinus pennsylvanica*, локалитет Кушић 2, долина Нере (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 16. *Helianthus tuberosus*, локалитет Љубић, долина реке Чемернице (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 17. *Parthenocissus quinquefolia*, локалитет Кушић 2, долина реке Нере (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 18. *Paspalum distichum* (фото: Р. Перић)



Слика 19. *Phytolacca americana*, локалитет Баранда, долина реке Тамиш (фото: А. Анђелковић, 2015).



Слика 20. *Robinia pseudoacacia*, локалитет Севојно, долина Ђетиње (фото: А. Анђелковић, 2013).



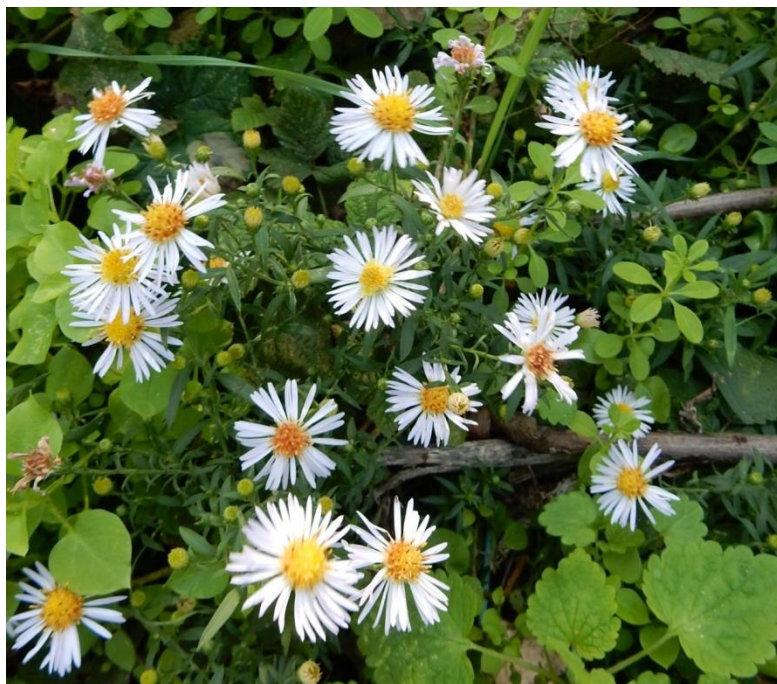
Слика 21. *Robinia pseudoacacia*, локалитет Краставче, долина Кутинске реке (фото: А. Анђелковић, 2013).



Слика 22. *Solidago gigantea* (извор: СС BY-SA 3.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=261419>).



Слика 23. *Sorghum halepense* (фото: А. Анђелковић, 2014).



Слика 24. *Symphyotrichum* spp., локалитет Винци, долина реке Дунав (фото: А. Анђелковић, 2015).



Слика 25. *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*, локалитет Сремска Митровица, долина реке Саве (фото: А. Анђелковић, 2015).



Слика 26. *Xanthium spinosum* (извор: Хеменендурa - Own work, CC BY-SA 4.0, <https://commons.wikimedia.org/w/index.php?curid=4656426>).

БИОГРАФИЈА



Ана Анђелковић је рођена 21.06.1988. године у Београду. Природно-математички смер Шесте београдске гимназије завршила је 2007. године. Исте године уписује Основне академске студије на Биолошком факултету Универзитета у Београду, смер Екологија. Основне студије завршава са просечном оценом 9,23, чиме стиче звање Биолог. Дипломске академске (мастер) студије уписује 2010. године на Биолошком факултету Универзитета у Београду, смер Екологија (модул Заштита животне средине). Дипломске академске студије завршава у року, са просечном оценом 9,57, чиме стиче звање Мастер еколог. Током Основних и Дипломских академских студија била је добитник Стипендије Министарства просвете Републике Србије за постигнуте изузетне резултате током студирања. Новембра месеца 2012. године уписује Докторске академске студије на Природно-математичком факултету Универзитета у Новом Саду, на Департману за биологију и екологију, студијски програм Доктор наука – еколошке науке.

Од новембра 2012. ангажована је на Одсеку за хербологију Института за заштиту биља и животну средину у Београду, најпре као волонтер, а затим од априла 2013. у статусу Стипендисте Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије. У Институту је од фебруара 2017. године запослена као истраживач-сарадник, при пројекту Министарства просвете, науке и технолошког развоја Републике Србије ТР31018 “Разрада интегрисаног управљања и примене савремених принципа сузбијања штетних организама у заштити биља”.

Током досадашње каријере учествовала је као сарадник на три међународне COST акције (TD 1209 *European information system for alien species*; CA16208 *Knowledge conversion for enhancing management of European riparian ecosystems and services* и CA17122 *Increasing understanding of alien species through citizen science*). Била је полазник две међународне тренинг школе: „*Applied methods for evaluating and monitoring the impacts of invasive alien species in a protected area*“ (Олбија, Италија, 2017) и „*The Role of Natural Heritage for the Sustainable Development of the Danube Region*“ (Горица, Италија, 2014). Такође је похађала низ међународних обука и радионица и учествовала на већем броју међународних и домаћих научних скупова. До сада је у коауторству објавила пет научних радова у часописима са SCI листе, 11 научних радова у националним часописима, 28 саопштења на међународним скуповима и 17 саопштења на националним скуповима (штампана у изводу или целини).

Члан је стручних друштава: *European Weed Research Society* (EWRS), Херболошког друштва Србије, Друштва ботаничара „Андреас Волни“ и Друштва за заштиту и проучавање птица Србије. Активно говори енглески језик, а служи се и шпанским и италијанским језиком.

УНИВЕРЗИТЕТ У НОВОМ САДУ
ПРИРОДНО-МАТЕМАТИЧКИ ФАКУЛТЕТ

КЉУЧНА ДОКУМЕНТАЦИЈСКА ИНФОРМАЦИЈА

Редни број: РБР	
Идентификациони број: ИБР	
Тип документације: ТД	Монографска документација
Тип записа: ТЗ	Текстуални штампани материјал
Врста рада (дипл., маг., докт.): ВР	Докторска дисертација
Име и презиме аутора: АУ	Ана Анђелковић
Ментор (титула, име, презиме, звање): МН	др Снежана Радуловић, редовни професор др Данијела Павловић, виши научни сарадник
Наслов рада: НР	Акватични коридори биљних инвазија у Србији
Језик публикације: ЈП	српски
Језик извода: ЈИ	српски / енглески
Земља публикавања: ЗП	Република Србија
Уже географско подручје: УГП	АП Војводина
Година: ГО	2019
Издавач: ИЗ	ауторски репринт
Место и адреса: МА	Универзитет у Новом Саду, Природно- математички факултет, Департман за биологију и екологију, Трг Доситеја Обрадовића 3, 21000 Нови Сад, Србија
Физички опис рада: ФО	(број поглавља: 7 / страница: 237 / слика: 8 / графикона: 23 / табела: 15 / референци: 597 / прилога: 1)
Научна област: НО	Екологија

Научна дисциплина: НД	Екологија биљака
Предметна одредница, кључне речи: ПО	стране инвазивне врсте биљака, коридори инвазије, рипаријалне области, реке, канали, Србија
УДК	
Чува се: ЧУ	Библиотека Природно-математичког факултета, Универзитета у Новом Сад, Трг Доситеја Обрадовића 3, 21000 Нови Сад
Важна напомена: ВН	-
Извод: ИЗ	Имајући у виду значај површинских вода у продору и ширењу страних инвазивних врста, циљеви овог рада били су да се представи актуелно стање присуства и дистрибуције акватичних инвазивних биљних врста у површинским копненим водама, анализира степен инвазије рипаријалних зона на подручју Србије, одреди везаност анализираних инвазивних врста за поједине типове станишта у рипаријалу река и канала и анализира утицај различитих станишних и антропогених фактора на присуство и абунданцу 26 одабраних инвазивних таксона. Теренска истраживања вршена су у периоду од 2013. до 2016. године. За потребе овог рада анализирано је 250 локалитета, од чега 217 у рипаријалу 39 река и 33 у рипаријалу шест деоница канала хидросистема Дунав-Тиса-Дунав. Уз податке о бројности и покривности заступљених биљних врста, сакупљани су и подаци о типу станишта (у складу са EUNIS класификацијом), релевантним физичким и хидроморфолошким карактеристикама истраживаних водотокова и доминантним антропогеним утицајима на истраживаном локалитету (у складу са стандардним протоколом RHS методе). Статистичка обрада података вршена је у софтверу CANOCO 5.0, применом анализе главних компоненти (PCA), канонијске коресподентне анализе (CCA) и анализе редувантности (RDA). На територији Србије забележено је присуство осам акватичних инвазивних биљних врста.

Према броју налаза истичу се врсте *Vallisneria spiralis*, *Azolla filiculoides* и *Elodea nuttallii*. Примарно су заступљене у текућим, у односу на стајаће воде, при чему се мрежа канала ХС ДТД и речни токови који припадају сливу Дунава могу сматрати основним акватичним коридорима њиховог ширења. Од 26 таксона инвазивних биљака чије је присуство праћено и анализирано у рипаријалним подручјима, таксони са највећим бројем налаза су *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*, *Amorpha fruticosa*, *Erigeron canadensis*, *Robinia pseudoacacia* и *Echinochloa crus-galli*. Речни сливови Дунава, Јужне Мораве, Западне Мораве и Тимока истичу се по заступљености истраживаних таксона. На основу података о дистрибуцији, бројности и покривности анализираних таксона сливови Дунава, Колубаре и Западне Мораве издвојили су се као коридори ширења највећег броја истраживаних таксона. Четири типа станишта издвојила су се према заступљености инвазивних биљних врста. Таксони који су забележени у највећем броју типова станишта су: *Amorpha fruticosa*, *Erigeron canadensis*, *Robinia pseudoacacia*, *Echinochloa crus-galli* и *Xanthium strumarium* subsp. *italicum*. Као резултат нумеричких анализа издвојени су физички и хидроморфолошки параметри истраживаних водотокова и доминантни антропогени утицаји који на истраживаном локалитетима утичу на присуство и абунданцу анализираних таксона. У условима глобалних климатских промена може се очекивати да ће се у наредном периоду под снажним притиском ширења и доминације инвазивних врста наћи сливови Саве, Велике Мораве и Јужне Мораве. У рипаријалним областима на југозападу наше земље (долине Лима, Ибра и њихових притока) као и рипаријалним зонама планинских и високопланинских области такође је очекивано да ће доћи до повећања броја присутних инвазивних врста и њиховог даљег ширења.

Датум прихватања теме од стране Сената: ДП	24.05.2018.
Датум одбране: ДО	
Чланови комисије: (име и презиме / титула / звање / назив организације / статус) КО	<p>председник: др Горан Аначков, ванредни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за биологију и екологију</p> <p>члан: др Снежана Радуловић, редовни професор, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за биологију и екологију, ментор</p> <p>члан: др Данијела Павловић, виши научни сарадник, Институт за заштиту биља и животну средину, Београд, ментор</p> <p>члан: др Душанка Цвијановић, доцент, Универзитет у Новом Саду, Природно-математички факултет, Департман за биологију и екологију, члан</p>

University of Novi Sad
Faculty of Sciences
Key word documentation

Accession number: ANO	
Identification number: INO	
Document type: DT	Monograph documentation
Type of record: TR	Textual printed material
Contents code: CC	PhD Thesis
Author: AU	Ana Anđelković
Mentor: MN	Snežana Radulović, PhD, full professor Danijela Pavlović, PhD, senior research fellow
Title: TI	Aquatic corridors of plant invasions in Serbia
Language of text: LT	Serbian
Language of abstract: LA	English / Serbian
Country of publication: CP	Republic of Serbia
Locality of publication: LP	Province of Vojvodina
Publication year: PY	2019
Publisher: PU	Author's reprint
Publication place: PP	University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology, Trg Dositeja Obradovića 3, 21000 Novi Sad, Serbia
Physical description: PD	chapters: 7 / pages: 237 / figures: 8 / charts: 23 / tables: 15 / references: 597 / appendices: 1
Scientific field SF	Ecology
Scientific discipline SD	Plant Ecology

Subject, Key words SKW	invasive alien plants, invasion corridors, riparian areas, rivers, canals, Serbia
UC	
Holding data: HD	Library of the Faculty of Sciences, University of Novi Sad, Trg Dositeja Obradovića 3, 21000 Novi Sad, Serbia
Note: N	/
Abstract: AB	<p>Bearing in mind the significance of inland surface waters for the introduction and spread of invasive alien species (IAS), the aims of this research were to present the contemporary records of aquatic invasive plant species in surface waters, analyse the level of invasion of riparian areas in Serbia, determine the habitat preferences of the analysed IAS and determine the effects of different habitat characteristics and anthropogenic influences on the presence and abundance of the 26 analysed invasive plants. Field research was conducted during the 2013-2016 period. A total of 250 field sites were analysed as part of this research, 217 in the riparian zones of 39 rivers and 33 in the riparian zones of six canal sections of the hydrosystem Danube-Tisa-Danube (HS DTD). In addition to data on the cover and abundance of the analysed plant species, data on habitat type (following the EUNIS classification), relevant physical and hydromorphological parameters of the studied watercourses and dominant anthropogenic influences on analysed field sites were recorded (following the standard RHS protocol). Statistical data analysis was done in CANOCO 5.0 software, using the principal component analysis (PCA), canonical correspondence analysis (CCA) and redundancy analysis (RDA). Eight aquatic invasive plant species were recorded for the territory of Serbia. Species with the highest number of records were: <i>Vallisneria spiralis</i>, <i>Azolla filiculoides</i> and <i>Elodea nuttallii</i>. They are primarily present in running, in comparison with standing waters, and the canal network of the HS DTD and rivers of the Danube catchment area are considered to be their main aquatic corridor of spread. Of the 26 invasive plant taxa whose presence was recorded and analysed in the riparian areas of Serbia,</p>

	<p><i>Xanthium strumarium</i> subsp. <i>italicum</i>, <i>Amorpha fruticosa</i>, <i>Erigeron canadensis</i>, <i>Robinia pseudoacacia</i> and <i>Echinochloa crus-galli</i> were taxa with the highest number of records. Catchment areas of the Danube, Južna Morava, Zapadna Morava and Timok rivers were characterised by the highest levels of invasion. Based on their distribution data, cover and abundance of the analysed taxa, catchment areas of the Danube, Kolubara and Zapadna Morava rivers are highlighted as the main corridors of spread for the majority of the studied IAS. Four habitat types stand out by the number of analysed IAS. Taxa which were recorded in the highest number of habitat types are: <i>Amorpha fruticosa</i>, <i>Erigeron canadensis</i>, <i>Robinia pseudoacacia</i>, <i>Echinochloa crus-galli</i> and <i>Xanthium strumarium</i> subsp. <i>italicum</i>. A number of physical and hydromorphological parameters and dominant anthropogenic influences of the studied field sites were shown to affect the presence and abundance of the studied invasive plants. The catchment areas of the Sava, Velika Morava and Južna Morava rivers are expected to be under a strong pressure of the spread and dominance of IAS unnder the conditions of global climate changes. Riparian areas in the southwestern parts of Serbia (valleys of Lim and Ibar rivers and their tributaries) and riparian zones in the mountain and high-mountain areas are also expected to experience an increase in the number of invasive species and their spread rates.</p>
Accepted on Senate on: AS	24.05.2018.
Defended: DE	
Thesis Defend Board: DB	<p>president: Goran Anačkov, PhD, Associate professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology</p> <p>member: Snežana Radulović, PhD, Full professor, University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology, supervisor</p> <p>member: Danijela Pavlović, PhD, Senior research fellow, Institute for Plant Protection and</p>

	<p>Environment, Belgrade, supervisor</p> <p>member: Dušanka Cvijanović, PhD, Docent, University of Novi Sad, Faculty of Sciences, Department of Biology and Ecology, member</p>
--	---