

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE



Přežívání, dynamika a invazní potenciál druhů
v trvalkových výsadbách
Survival, dynamics and invasive potential of species
in perennial plantations
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Diplomant: Bc. Josef Kutlvašr
Vedoucí práce: Ing. Karel Boublík, Ph.D.
Konzultanti: Ing. Jan Pergl, Ph.D. a Ing. Adam Baroš

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Josef Kutlvašr

Ochrana přírody

Název práce

Přežívání, dynamika a invazní potenciál druhů v trvalkových výsadbách

Název anglicky

Survival, population dynamics and invasive potential of species in perennial plantations

Cíle práce

Cílem práce je ve spolupráci s BÚ AV ČR, v. v. i., a VÚKOZ, v. v. i., zrevidovat a vymapovat trvalkové výsadby z let 2006-2010 a vztáhnout dynamiku vysazovaných druhů k jejich invaznímu potenciálu a jejich vlastnostem. Práce se bude zabývat nejen nepůvodními druhy, protože ve výsadbách jsou i druhy původní. Unikátní na datovém souboru je fakt, že známe množství a složení na počátku založení výsadby. Práce bude zpracována formou anglicky psaného vědeckého článku doplněná o úvod a shrnutí v českém jazyce.

Metodika

Terénní práce bude spočívat v mapování porostů výsadeb pomocí fytoecologických snímků. V práci budou analyzovány osudy jednotlivých druhů a skupin druhů. Dále bude studován vliv složení vysazovaných směsí druhů (poměry mezi jednotlivými druhy a jejich množství). Pro jednotlivé druhy bude zjištěna listová plocha (pomocí planimetru), hmotnost listové sušiny a výška druhů jako základní ukazatelé invazního potenciálu.

Doporučený rozsah práce

20-30 stran + přílohy

Klíčová slova

funkční vlastnosti, naturalizace, okrasné rostliny, populační dynamika, potenciálně invazní druhy, rostlinné invaze

Doporučené zdroje informací

Begon M., Harper J. L. et Townsend C. R. (1997): Ekologie: jedinci, populace a společenstva. – Vyd. UP, Olomouc.

Crawley M. J. (2007): The R book. – John Wiley & Sons.

Dehnen-Schmutz K., Touza J., Perrings C. & Williamson M. (2007): The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. – *Conserv. Biol.* 21: 224–231.

Dehnen-Schmutz K. (2011): Determining non-invasiveness in ornamental plants to build green lists. – *J. Appl. Ecol.* 48: 1374–1380.

Lockwood J. L. et al. (2013): Invasion ecology. Second edition. – Wiley-Blackwell.

Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K. & Tichý L. (2012): Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255.

Silvertown J. et Charlesworth D. (2001): Introduction to plant population biology. – Blackwell.

Předběžný termín obhajoby

2017/18 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Jan Pergl, Ph.D., Ing. Adam Baroš

Elektronicky schváleno dne 12. 3. 2018

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 13. 3. 2018

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 13. 03. 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením Ing. Karla Boublíka, Ph.D. Další informace mi poskytli Ing. Jan Pergl, Ph.D. a Ing. Adam Baroš. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal. Prohlašuji, že tištěná verze se shoduje s verzí odevzdanou přes Univerzitní informační systém.

V Praze dne

.....

Poděkování

Děkuji mému vedoucímu, Ing. Karlu Boublíkovi, Ph.D. a konzultantovi, Ing. Jan Perglovi, Ph.D. a prof. RNDr. Petru Pyškovi, CSc. za rady a komentáře, Ing. Adamu Barošovi za komentáře a poskytnutí některých dat, Petře Crkalové za pomoc při sběru dat. Za financování děkuji Ministerstvu kultury České republiky (Biotické ohrožení památek zahradního umění: řasy, sinice a invazní rostliny; DG16P02M041; NAKI II), Grantové agentuře České republiky (Ekologické dopady původních a nepůvodních druhů na vegetaci: hraje původ roli? (17-19025S) a Akademii věd ČR (RVO 67985939).

Abstrakt

Okrasné zahradnictví představuje jeden z nejvýznamnějších zdrojů invazních a potenciálně invazních druhů. Pěstované okrasné druhy nacházejí uplatnění v širokém spektru biotopů jako jsou zahrady, veřejné prostory či pásy kolem silnic. V současné době získávají na oblibě tzv. „smíšené trvalkové záhony“. Jejich hlavní výhodou je, že vyžadují minimální péči oproti tradičním záhonům. Tyto záhony nám mohou poskytnout cenné informace o naturalizačním nebo invazním procesu jednotlivých druhů.

Díky dlouhodobě monitorovaným trvalkovým záhonům se známými počátečními výsadbami je možné určit pravděpodobnost úspěchu druhů v naturalizačním či invazním procesu. V této studii jsme se zaměřili na přežívání a šíření okrasných taxonů trvalkových záhonů založených v letech 2006–2010. Dále jsme zjišťovali, jsou-li tyto dynamické ukazatele spojeny s funkčními vlastnostmi (SLA, výška a reprodukční vlastnosti), přičemž byly zohledněny fylogenetické vztahy mezi taxony.

Výsledky ukazují, že přežívání taxonů závisí především na jejich výšce a generativním způsobu rozmnožování. Nejlépe přežívaly druhy vyšší než 1 m s masivní a pravidelnou tvorbou semen. Ve většině záhonů došlo ke změně dominanty oproti původní výsadbě. Některé taxony schopné tvořit dominantu, jsou také schopné se přesévat mezi jednotlivými záhonky. Takovými taxony jsou *Aquilegia* sp., *Aster dumosus*, *Knautia macedonica* a *Lychnis coronaria*.

Klíčová slova: funkční vlastnosti, naturalizace, okrasné rostliny, populační dynamika, potenciálně invazní druhy, rostlinné invaze

Obsah

1	Úvod	8
1.1	Obecný rámec (zvláště rostlinných) biologických invazí	10
1.1.1	Hypotézy týkající se rostlinných invazí.....	13
1.2	Vlastnosti druhů jako indikátory jejich invazního potenciálu.....	14
1.3	Rostlinné invaze ve světě a v České republice.....	15
1.4	Legislativní rámec k invazním nepůvodním druhům.....	17
1.5	Principy zakládání a údržby trvalkových záhonů a jejich využití jako pokusných ploch.....	19
2	Literatura.....	22
3	Manuskript.....	29
4	Shrnutí.....	59
5	Appendix.....	61

1 Úvod

Za zakladatele moderní invazní biologie je považován Charles Elton se svým dílem *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* (1958), ve kterém shrnul tehdejší poznatky oboru. V 90. letech 20. století zaznamenává invazní biologie prudký rozvoj. Problematika postupně prolíná i do jiných oborů a věnuje se jí stále více odborných periodik a publikací.

Některých invazních druhů si všímá už Charles Darwin. Ten je znám především svou teorií o evoluci, ale při svých cestách zaznamenal také některé geograficky nepůvodní druhy. Ve svém díle *On the Origin of Species* (1859) poukazuje na transport hlodavců do míst, kde se dříve nevyskytovali. Při cestě do Argentiny narazil na artyčok kardový (*Cynara cardunculus*) a ostropestřec mariánský (*Silybum marianum*) původně se vyskytující v oblastech okolo Středozemního moře. Ve stejné době se francouzský botanik Alphonse de Candolle ve svém díle *Géographie botanique raisonnée* (1855) zmiňuje o nepůvodních druzích. Uvádí, že druhy nepůvodních rostlin bývají z rodů, které nejsou v původní flóře zastoupeny. Avšak počátek zavlékání nepůvodních druhů je možné klást již do období vzniku člověka moderního typu. Milníkem migrace a zavlékání druhů byl konec poslední doby ledové (10000–8500 př. n. l.). Po tomto období docházelo k výraznému oteplení klimatu, což napomohlo rozmachu neolitického zemědělství, přičemž se do středoevropského regionu šířily především polní plevely. Další událostí, kdy docházelo k introdukci především mediteránních druhů, je expanze Říše Římské. Nejzásadnějším obdobím jsou však události kolem roku 1500, kdy se otvírají námořní obchodní cesty mezi Evropou a Amerikou. Spojují se tak dvě odlišné biogeografické oblasti, které byly naposled spojeny pevninským mostem Beringovy úžiny v pleistocénu. Druhy, které byly zavléčené do Evropy před tímto obdobím, jsou označovány jako archeofyty. Druhy zavléčené až po tomto období jsou označovány jako neofyty. Postupnou globalizací se otvírá množství cest pro nepůvodní druhy a možnost osídlit nová území, do kterých by se bez přispění člověka nikdy nedostaly.

Rostoucí počet nepůvodních a invazních druhů působí stále větší ekonomické škody (Pimentel et al. 2005), škody na veřejném zdraví (Schaffner et al. 2013) a ekosystémových službách (Heather et Dukes 2007). Boj s těmito druhy se soustřeďuje především na zvláště chráněná území či obecnou prevenci přenosu propagulí.

Například náklady na management chřastice rákosovité (*Phalaris arundinacea*), komonice bílé (*Melilotus albus*) a křídlatky (*Reynoutria* sp.) na Aljašce za období 2007–2015 činily 1,5 milionu USD (Schwörer et al. 2012). Ojedinele je prováděn celoplošný eradikační management, který však bývá velmi nákladný. Například náklady na eradikaci ohnivých mravenců (*Solenopsis invicta*) v Austrálii se pohybovaly kolem 300 milionů USD (Keith et Spring 2013). V České republice jsou náklady na likvidaci invazních druhů za období 2001–2010 odhadovány na 155 milionů Kč. Z toho 25 milionů Kč bylo vynaloženo na likvidaci bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*; Linc 2012)

Ucelené názvosloví týkající se invazní biologie sjednotil Richardson et al. (2000, Pyšek et al. 2004, Balckburn et al. 2011). České ekvivalenty vycházející z této práce shrnul Pyšek et al. (2008). Stejná terminologie je použita v této práci (tab. 1).

Tab. 1 Vybraná terminologie týkající se rostlinných invazí použitá v této práci (Pyšek et al. 2004; upraveno)

Český název	Anglický název	Vysvětlení
Nepůvodní, zavlečený druh	Alien species, non-native, exotic species	Druh, který se do území dostal činností člověka nebo se z nepůvodního území samovolně šíří
Archeofyt	Archaeophyte	Druh zavlečený v období mezi rozmachem neolitického zemědělství a rokem 1500
Přechodně zavlečený druh	Casual species	Druh přežívající na určitém území jen díky opakovanému antropogennímu přísunu diaspor
Zplanění	Escape	Rozšíření pěstovaného druhu mimo kulturu
Naturalizovaný druh	Naturalized species, established species	Zavlečený druh pravidelně se rozmnožující v nepůvodním areálu bez přispění člověka
Původní areál	Native range, primary range	Oblast původního rozšíření
Neofyt	Neophyte	Druh zavlečený po roce 1500
Nepůvodní areál	Secondary range, invaded range	Oblast druhotného výskytu druhu
Expanze	Expansion	Šíření původního druhu
Invaze	Invasion	Šíření nepůvodního druhu

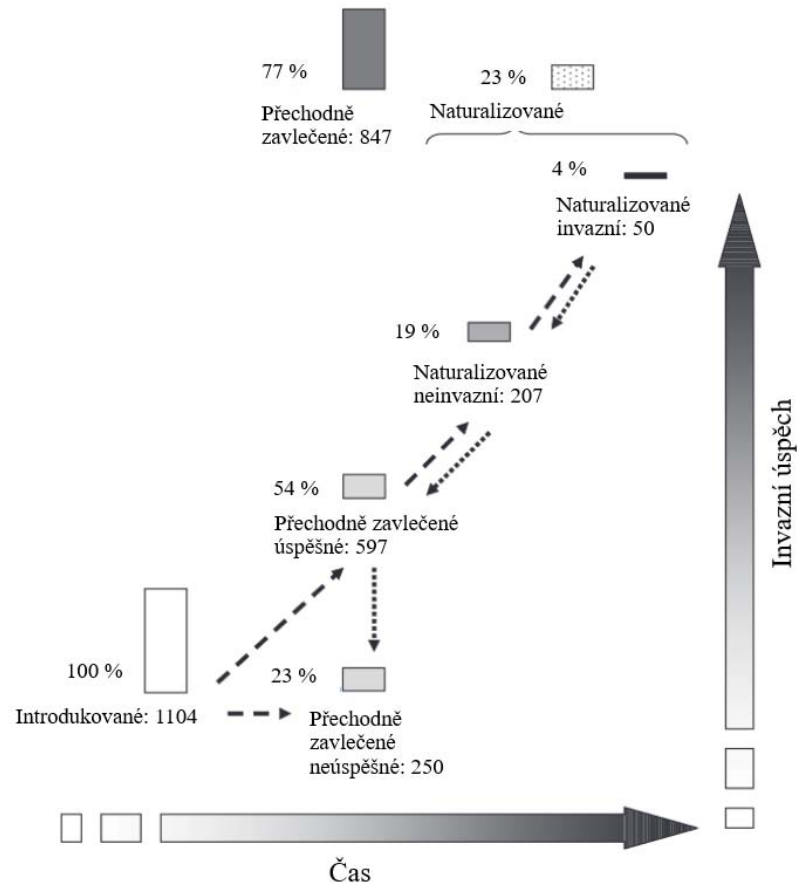
Impakt	Impact	Dopad
Invazivnost	Invasivness	Schopnost druhu invadovat určitá prostředí
Invadovanost	Level of invasion	Vlastnost společenstva určující, do jaké míry je společenstvo invadováno
Přísun diaspor	Propagule pressure	Množství a intenzita přísunu různých částí nepůvodních druhů do společenstva

1.1 Obecný rámec (zvláště rostlinných) biologických invazí

Základním faktorem, na kterém je postavena celá ekologie invazí, je disperze (šíření, rozšiřování). Disperze je přirozeným procesem, který zajišťuje rozmístění organismů na Zemi. Ač je disperze limitována množstvím bariér bránících šíření organismů, mohou být určitými způsoby překonány. V současné době hraje jednu z největších rolí v šíření organismů a vytváření příhodných podmínek pro překonávání bariér člověk (Richardson et al. 2000, Nentwig 2007). Překonání bariéry je jedním z prvotních předpokladů pro možnou následnou invazi.

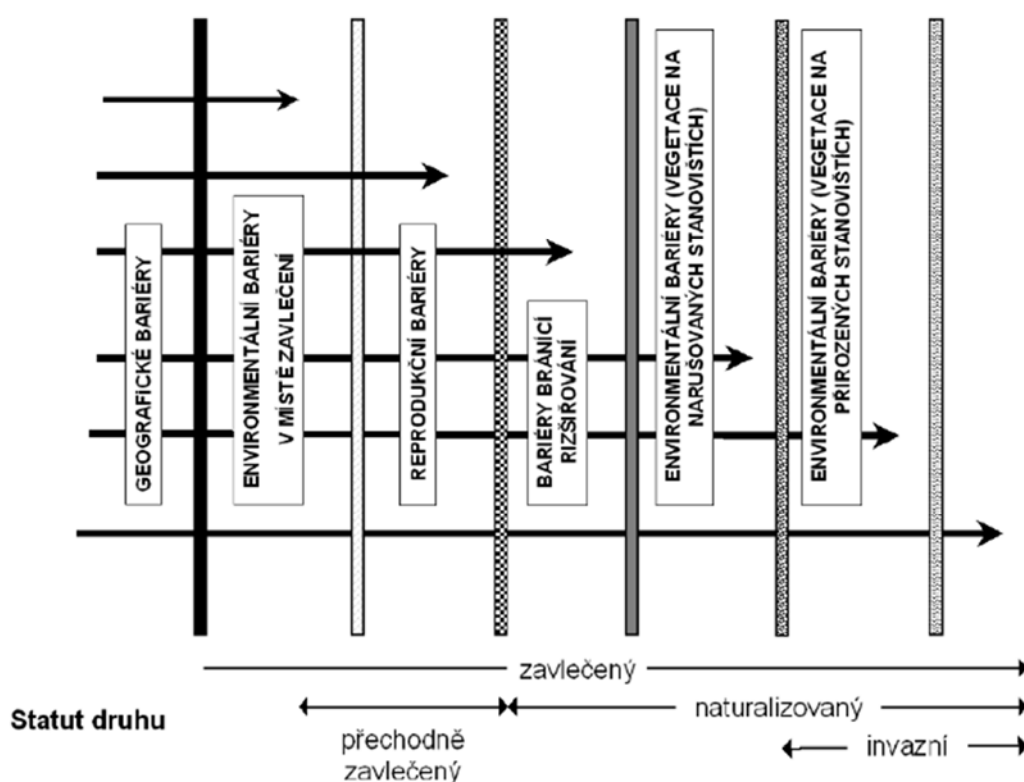
Biologické invaze je možné vnímat jako součást ekologie, zabývající se šířením druhů mimo svůj původní areál. Není však možné považovat každý druh, který rozšiřuje svůj areál, za invazní. Jedním z rozhodujících faktorů je daný nepůvodní areál, do kterého se druh šíří. Takový areál se musí lišit biogeografickou minulostí a využíváním krajiny (land use) od areálu původního (Di Castri 1989). Ani to však ještě nezajistí organismu status invazního druhu. Úspěšný invazní druh musí překonat nejen danou bariéru geografickou ale i bariéru environmentální a reprodukční. Musí tedy být schopen přežít v novém prostředí, množit se a také se úspěšně šířit. Nepřekonání některé z těchto bariér znamená neúspěch invaze (Richardson et al. 2000, Blackburn et al. 2011). Neméně důležitým faktem je také určitá míra dopadu na původní společenstva, ekonomiku, ekosystémové služby či veřejné zdraví (CBD 2006, Reaser et al. 2007, Kumschick et al. 2012). S přístupem překonávání bariér je spojena kategorizace nepůvodních druhů na druhy přechodně zavlečené, naturalizované a invazní. Přechodně zavlečený druh není schopen pravidelné reprodukce ve volné přírodě a je v sekundárním areálu závislý na opakovaném přenosu propagulí (Pyšek et al. 2004). Odhaduje se, že zhruba 10 % zavlečených druhů je možné klasifikovat jako přechodně zavlečené. Podobně 10 % z přechodně zavlečených druhů v novém areálu naturalizuje. Přibližně stejné procento z naturalizovaných druhů se stane druhy

invazními (Williamson et Fitter 1996). Toto pravidlo je velice hrubým odhadem, protože počet zavlečených a přechodně zavlečených archeofytů není možné stanovit na rozdíl od neofytů (Pyšek et al. 2002b). V České republice se odhaduje, že 70,5 % přechodně zavlečených neofytů se úspěšně udržuje, z toho 80,5 % naturalizuje a 19,5 % z nich je možné považovat za invazní (Pyšek et al. 2012b; Obr. 1).



Obr. 1 Invazní úspěch/neúspěch nepůvodní flóry České republiky (Pyšek et al. 2012b; upraveno).

Co se týče dynamiky invazí, je možné rozdělit tento proces na čtyři období od náhodného zplanění či krátkodobého výskytu přes tzv. lag-fázi (období klidu), až k období exponenciálního šíření a dosažení nosné kapacity prostředí (Richardson et al. 2000; Obr. 2). Z hlediska prevence a managementu jsou nejlepší rané fáze zavlékání, kdy je možné dělat různá opatření s největší efektivitou a nejmenšími náklady (Blackburn et al. 2011). Avšak nejzajímavějším obdobím z vědeckého hlediska je lag-fáze, kdy dochází k adaptacím na místní podmínky. Každý druh má tuto fázi různě dlouhou, což souvisí se schopností překonávat jednotlivé bariéry.



Obr. 2 Koncept bariér umožňuje lépe si představit proces invazí. Po překonání určitých bariér je možné klasifikovat druh jako přechodně zavlečený, naturalizovaný či invazní (Richardson et al. 2000).

Na rostlinné invaze je možné nahlížet nejen z pohledu invazního druhu ale také z pohledu společenstev, která jsou invadována. Nejvíce invadovanými společenstvy jsou obecně ta, ovlivňovaná pravidelnými disturbancemi, společenstva s dobrou dostupností živin a také společenstva s větším přísunem propagulí (Chytrý et al. 2008). V České republice jsou nejvíce invadována okolí měst a vesnic, aluvia velkých řek a místa poničená těžbou (Pyšek et al. 2012b). Pokud se druh již stane invazním, může

svým působením umožnit naturalizaci a následnou invazi dalších druhů, protože dochází ke změnám mutualistických vztahů invadovaného společenstva (Simberloff et Von Holle 1999). Tato společenstva mohou po úspěšné invazi vykazovat řadu změn, jako je pokles biodiverzity, vytlačení a nahrazení druhů s podobnou funkcí ve společenstvu či změny abiotických podmínek.

1.1.1 Hypotézy týkající se rostlinných invazí

V invazní ekologii existuje celá řada teorií, které se snaží vysvětlit invadovatelnost jednotlivých společenstev. Nejznámější z nich shrnul Catford et al. (2009). V následujícím přehledu jsou uvedeny nejvýznamnější z nich.

Teorie biotické rezistence (Biotic Resistance Hypothesis) předpokládá, že každé společenstvo má k obraně proti nově příchozímu druhu určité obranné mechanismy (rezistenci). Těmito mechanismy mohou být mezidruhové i vnitrodruhové vztahy mezi organismy, např. konkurenční schopnost, predace nebo parazitismus. Ne každé společenstvo však disponuje stejně velkou rezistencí, proto je pro nový druh snadnější prosadit se ve společenstvu s nižší rezistencí a mít na něj dopad. To znamená, že vyspělá, druhově bohatá společenstva mají větší odolnost k invazím (Elton 1958). Tato teorie se opírá především o **teorii volných nik** (Theory of Empty Niche), která říká, že zavlečené druhy jsou schopné využívat zdroje dosud nevyužité druhy domácností. Tato teorie byla později doplněna o aspekt režimu disturbancí, kdy pozbývá platnosti v případě absence častých disturbancí (Hood et Naiman 2000). Na tuto teorii navazuje hypotéza **kolísající přístupnosti zdrojů** (Theory of Fluctuating Resources Availability), která pojednává o náchylnosti společenstva k invazím, pokud má společenstvo vysoký podíl nevyužitých zdrojů. Avšak dostupnost těchto zdrojů hraje také velkou roli. Druhy z prostředí bohatého na živiny alokují méně zdrojů do obranných mechanismů proti herbivorům, a proto tyto herbivory přitahují. Je proto možné předpokládat vyšší úspěšnost invaze u druhů pocházejících z živinově bohatého prostředí než z prostředí na živiny chudého (Davis et al. 2000). Další hypotézou vysvětlující úspěch invazního druhu na nových stanovištích je **hypotéza evoluce větší konkurenceschopnosti** (Evolution of Increased Competitive Ability; EICA). Hypotéza předpokládá, že invazní druh se v novém areálu nepotřebuje bránit pasivní či chemickou obranou, protože se při zavlečení zbavuje přirozených nepřátel (herbivoři, parazité), a tudíž může alokovat více zdrojů do tvorby biomasy (Blossey et Nötzold 1995). Mnoho studií se tímto

tématem zabývalo (Bossdorf et al. 2004, Cappuccino et Carpenter 2005, Hull-Sanders et al. 2007), avšak zatím se nepodařilo úplně potvrdit či vyvrátit platnost této hypotézy. Přítomnost chemických látek je naopak důležitá pro teorii o **působení alelopatických látek** (Novel Weapon Hypothesis), která předpokládá, že suchozemskou rostlinou vylučované alelopatické látky ovlivňují více druhů v sekundárním areálu, ale pro druhy v původním areálu je jejich toxicita nižší (Hierro et Callaway 2003). Hypotézou úzce spjatou s teorií větší konkurenceschopnosti je **hypotéza úniku před nepřáteli** (Enemy Release Hypothesis). Ta předpokládá, že úspěch nově přichozícího druhu závisí na absenci přirozených nepřátel v nově osídlovaném prostoru. Chybí zde především specialisté, kteří mají na nový druh několikanásobně větší dopad oproti generalistům, kteří mají na všechny druhy podobný dopad (Keane et Crawley 2002).

1.2 Vlastnosti druhů jako indikátory jejich invazního potenciálu

Invazní potenciál je definován jako soubor ekologických, fyziologických a biologických vlastností, umožňující druhu osídlit nové společenstvo a založit životaschopnou populaci (Eliáš 2001). Je tedy možné definovat určité vlastnosti, které jsou spojené s úspěšností druhu a jeho invazibilitou. Jako první shrnul některé z těchto vlastností Baker (1965) pod pojmem „ideální plevel“. Mezi ně patří především reprodukční vlastnosti, jako je tvorba velkého množství malých semen s dobrou a rychlou klíčivostí a dobrou disperzí v prostoru, mohutný vegetativní růst či schopnost regenerace z fragmentu rostliny. Dalšími vlastnostmi mohou být velká produkce biomasy, samosprašnost, velká kompetiční schopnost, velký primární areál či malý genom (Rejmánek 1995, Pyšek et Tichý 2001, Pyšek et al. 2018).

Úspěšné šíření podporuje také způsob přenosu propagulí. Kromě antropochorie je velice úspěšnou formou přenosu diaspor také hydrochorie. Počet druhů s podobnými vlastnostmi je však obrovský a mnohé nejsou invazní nikde na světě. Nezávisí tedy jen na vlastnostech druhů ale také na vlastnostech invadovaného společenstva (Pyšek 2001). Je však snahou takové druhové vlastnosti definovat a specifikovat, protože umožňují odhadnout invazní chování taxonů a jejich naturalizační úspěšnost. Těchto vlastností se využívá např. při testování před povolením dovozu, tedy zda druh má či nemá invazní potenciál (tzv. „Weed Risk Assessment“, Groves et al. 2001). Vlastnosti je také možné kvantifikovat pomocí

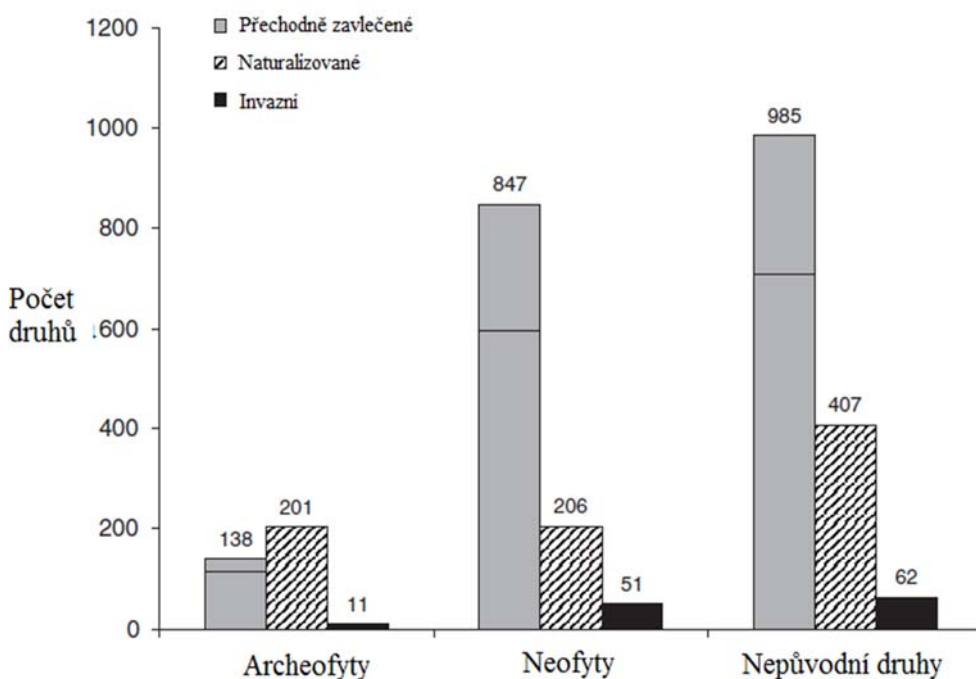
funkčních vlastností rostlin (Rejmánek and Richardson 1996, Grotkopp et al. 2002). Podle některých studií hrají zásadní roli především reprodukční vlastnosti, specifická listová plocha (SLA) a výška rostlin (Pyšek and Richardson 2007, van Kleunen et al. 2010).

1.3 Rostlinné invaze ve světě a v České republice

Rostlinné invaze jsou v České republice studovány již řadu let (Hejný 1948, Hejný et al. 1973, Jehlík 1998, Pyšek et Prach 2003). V současné době je u nás zaznamenáno 1454 nepůvodních druhů, z toho je 350 archeofytů a 1104 neofytů (Obr. 3). Jak už bylo řečeno (kap. 1.1), množství naturalizovaných druhů se v České republice pohybuje kolem 23,3 % (Pyšek et al. 2012a). To je hodnota podobná těm, které byly zjištěné v jiných státech Evropy, například v Rakousku je to 25,4 % (Essl et Rabitsch 2002) a na Slovensku 26,8 % (Medvecká et al. 2012). Obecně existuje velký nepoměr mezi počtem nepůvodních archeofytů a neofytů. Důvodem tohoto nepoměru je fakt, že mezi neofyty se nachází množství druhů, které se nestanou úspěšnými invazními druhy. Oproti tomu počet archeofytů je konečný, a zahrnuje pouze úspěšné invadery (Pyšek et al. 2012a). Pro Českou republiku byly sestaveny: černý seznam, šedý seznam a seznam druhů vyžadujících pozornost. Tyto seznamy obsahují druhy rostlin i živočichů klasifikovaných na základě míry dopadu na životní prostředí, invazního statutu a nutných managementových opatření. Černý seznam obsahuje druhy s prokazatelným dopadem na životní prostředí. Šedý seznam obsahuje druhy s limitovaným dopadem a seznam druhů vyžadujících pozornost druhy, které se ještě nevyskytují na území České republiky, ale působí problémy v okolních státech. Celkově je v těchto seznamech zapsáno 150 druhů rostlin. Z toho 78 druhů je zapsáno v černém seznamu, 47 druhů na šedém seznamu a 25 na seznamu druhů vyžadujících pozornost (Pergl et al. 2016).

Nejvíce invadovanými oblastmi jsou v České republice oblasti termofytika s vysokým vlivem lidské činnosti v okolí velkých řek a velkých měst (jižní Morava a Polabská nížina) či postindustriální oblasti (Chytrý 2012). V novodobé historii je možné zaznamenat několik událostí, které zapříčinily nárůst nově přichozích nepůvodních druhů. Asi největší událostí v tomto ohledu byla druhá světová válka, kdy docházelo k disturbancím nejen na českém území ale v celé Evropě. Tyto disturbované plochy pak byly kolonizovány množstvím nepůvodních druhů

(Williamson 2005). V současnosti se v Evropě nachází odhadem asi 7923 nepůvodních, naturalizovaných druhů (Pyšek et al. 2017). Největším donorem těchto druhů jsou oblasti kolem Středozemního moře, a to jak archeofytů, tak i neofytů (Pyšek et Jarošík 2005).



Obr. 3 Nepůvodní druhy České republiky rozdělené podle doby zavlečení a jejich dynamiky (Pyšek et al. 2012a; upraveno).

Z celosvětového pohledu nejvíce nepůvodních naturalizovaných druhů je v Kalifornii a v některých australských státech (van Kleunen et al. 2015). Nejméně těchto druhů se pak nachází v tropické a temperátní Asii (Pyšek et al. 2017). Avšak z těchto oblastí je také nejméně dostupných dat, což může mít podstatný vliv na interpretaci. Otevření obchodních cest z Evropy do Ameriky přineslo na oba kontinenty množství nepůvodních druhů. Při porovnání jejich počtů mnohem více utrpěl americký kontinent. Vysvětlením může být odlišný vývoj květeny obou oblastí. Evropské druhy byly při migraci během dob ledových a meziledových nuceny překonávat pohoří situované západovýchodním směrem nebo se na dané podmínky adaptovat. Oproti tomu druhy na americkém kontinentu migrovaly přes příčné bariéry jen zřídka, protože většina amerických pohoří je situována severojižním směrem. Evropské druhy tudíž „posbíraly“ mnohem více adaptací než druhy na americkém kontinentu (Prach et Pyšek 1997, Kreft et al. 2007).

Stabilita prostředí je tedy jedním z klíčových faktorů pro úroveň rezistence vůči nepůvodním druhům. Avšak nevysvětluje větší invadovanost subtropů a mírného pásu oproti tropickému pásu. Vysvětlením může být fakt, že v tropických oblastech je větší produktivita než v jiných částech světa. Vysoká produktivita společenstva nedovolí uchycení většího množství nepůvodních druhů, kterým schází adaptace na toto prostředí (Chytrý et Pyšek 2008).

Tato teorie je však platná pouze pro pevninu, nikoli pro ostrovy. Bylo totiž zjištěno, že počet nepůvodních druhů na ostrovech stoupá se vzdáleností od pevniny (Pyšek et al. 2017). Obecně tedy invazemi nejvíce trpí vzdálené ostrovní oblasti (Elton 1958, Rejmánek 1996). Velká invadovanost ostrovů se vysvětluje teorií volných nik, přičemž podle teorie ostrovní biogeografie (MacArthur et Wilson 1967) na ostrovech chybí některé druhy, a tudíž některé biotopy nejsou obsazeny, což vytváří příležitost pro druhy nepůvodní. Jiným vysvětlením může být slabá konkurenceschopnost původních ostrovních druhů (Sax et Brown 2000).

1.4 Legislativní rámec k invazním nepůvodním druhům

Legislativa invazních nepůvodních druhů (IAS) není v České republice dosud uspokojivě řešena. Stěžejním národním právním předpisem je zákon č. **114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny** v platném znění. Ten definuje geograficky nepůvodní druh jako rostlinu či živočicha vysazeného či zavlečeného mimo svůj původní areál. Zároveň zakazuje záměrné rozšiřování geograficky nepůvodního druhu bez souhlasu orgánu ochrany přírody. Dále je možné zmínit zákon č. **326/2004 Sb., o rostlinolékařské péči** v platném znění, a vyhlášku č. 215/2008 Sb., o opatřeních proti zavlékání a rozšiřování škodlivých organismů rostlin a rostlinných produktů. Zákon č. **449/2001 Sb., o myslivosti**, v platném znění, umožňuje vývoz a dovoz živé zvěře a jejích vývojových stádií pouze se souhlasem orgánu státní správy myslivosti. Zákon č. **289/1995 Sb., o lesích**, v platném znění, ukládá vlastníkům pozemků povinnost preventivně zasáhnout a likvidovat škodlivé organismy omezující produkční a mimoprodukční funkce lesa.

Avšak 1. ledna 2015 vstoupilo v platnost **Nařízení Evropského parlamentu a Rady Evropské unie č. 1147/2014** o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů (dále nařízení o IAS) a Česká republika má

povinnost toto nařízení implementovat do své legislativy. Tento právní předpis stanovuje pravidla pro prevenci, minimalizaci a zmírnění nepříznivých dopadů na biologickou rozmanitost spojených se zavlečením či vysazováním IAS. Jak je již patrné z názvu předpisu, dochází již k rozlišení mezi nepůvodním druhem a nepůvodním invazním druhem, který definuje jako nepůvodní druh s dopadem na biologickou rozmanitost či ekosystémové služby. Pomocí prováděcího nařízení Komise EU č. 2016/1141 ve znění pozdějších předpisů také stanovuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (unijní seznam). Tento seznam schvalují členské státy na základě podkladů Vědeckého fóra. Seznam obsahuje 49 druhů působících škody v EU, avšak neobsahuje některé v ČR invazní a velmi problémové druhy. Aby mohl být druh zařazen na unijní seznam, musí být nepůvodní na celém území Unie, vyjma nejvzdálenějších regionů, musí být schopný vytvořit životaschopnou populaci alespoň v jedné biogeografické oblasti společné alespoň dvěma členskými státy a zároveň se musí prokázat negativní vliv na biologickou rozmanitost, ekosystémové služby, hospodářství či lidské zdraví. Tyto podmínky mohou být právě důvodem, proč některé druhy sužující Českou republiku na seznamu nejsou. Avšak nařízení o IAS také umožňuje přijetí národních seznamů IAS s významným dopadem na členský stát. Na základě těchto seznamů mají členské státy povinnost realizovat preventivní, kontrolní, eradikační a regulační opatření nebo opatření k nápravě poškozených ekosystémů. V České republice zatím takový seznam vytvořen nebyl. Avšak základní dokument, ze kterého se má při tvorbě národního seznamu vycházet, je již zmiňovaný černý a šedý seznam (Pergl et al. 2016).

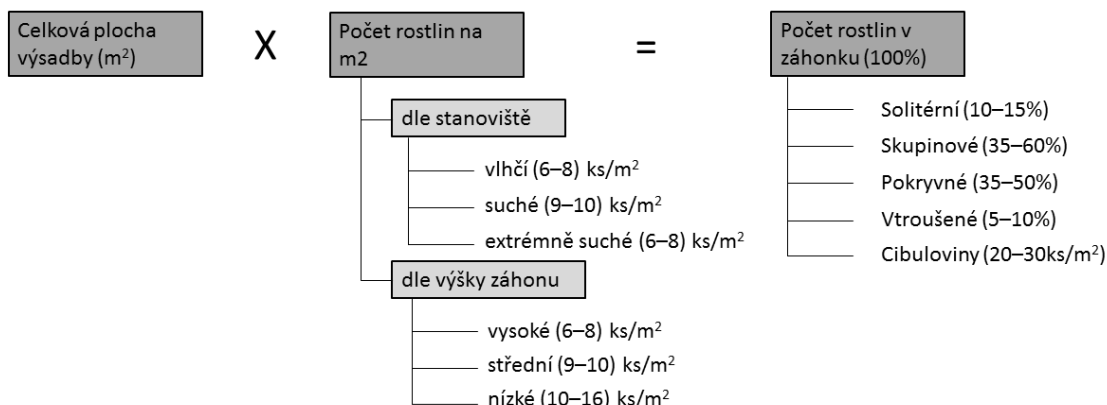
Tyto předpisy jsou důsledkem úmluv, jejichž je Unie smluvní stranou. Jedná se o **Úmluvu o biologické rozmanitosti** přijatou v roce 1992 v Riu de Janeiro, která zavazuje signatáře úmluvy zabránit zavádění, provádět kontroly a hubit cizí druhy ohrožující ekosystémy, přírodní stanoviště nebo druhy. Další úmluvou, jejíž ratifikace Unii zavazuje k zavedení vhodných opatření k ochraně přírodních stanovišť, planě rostoucích rostlin a volně žijících živočichů, je **Bernská úmluva** z roku 1979.

Významným evropským právním předpisem, který se týká nepůvodních druhů, je také **Nařízení č. 708/2007 o používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře** v platném znění. Cílem tohoto předpisu je minimalizovat možný vliv cizích a místně se nevyskytujícím a všech necílových druhů na vodní přírodní prostředí.

1.5 Principy zakládání a údržby trvalkových záhonů a jejich využití jako pokusných ploch

Trvalkové výsadby s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní údržbou v současnosti získávají na oblibě. Tyto výsadby nacházejí široké uplatnění při zatraktivnění veřejných prostor, pásů okolo silnic, kruhových objezdů ale i soukromých zahrad či veřejných zahrad a parků (Forman 2016). Využití autoregulačních principů, tedy principů založených na znalostech rostlinné sociability a životní strategie rostlin, kdy se vzájemnými interakcemi udržuje dynamická rovnováha ve výsadbě, jejich uplatnění ještě umocňuje (Baroš et Martinek 2011). Výhodou tohoto přístupu je zajištění atraktivnosti a dynamiky výsadeb v čase, a to jak v průběhu celé sezóny, tak v průběhu let.

Pro tyto výsadby se také neuzívá konkrétního osazovacího plánu. Při tvorbě směsi se uplatňují funkční skupiny v určitém poměru: solitérní rostliny (10–15 %), pokryvné rostliny (35–50 %), skupinové rostliny (35–60 %), vtroušené rostliny (5–10 %) a cibuloviny (20–30 ks/m²). Průměrný spon jednotlivých druhů se podle typu stanoviště pohybuje v rozmezí 6–10 ks/m² (Obr. 4). Jednotlivé taxony jsou sázeny přímo do půdy, která je převrstvena vrstvou mulče (50–70 mm) pro zabránění prorůstání nežádoucích druhů. Mulčování je prováděno ihned po výsadbě cibulovin. Používá se štěrk o hrubosti frakce od 4 do 16 mm (nejčastěji 8 nebo 16 mm). Záhony jsou zakládány především v městském prostředí, kde je největším problémem sucho. Proto jsou vybírány především k suchu tolerantní taxony původem z préríí Severní Ameriky, mediteránních oblastí či asijských stepí ve směsi spolu s původními druhy České republiky. Pokud jsou záhony zakládány na vlhčím stanovišti, přizpůsobuje se tomu sortiment sázených taxonů (Baroš 2014).



Obr. 4 Princip výpočtu zastoupení a počtu jednotlivých druhů v záhonu (Baroš 2014, upraveno)

Všechny tyto aktivity mají společný cíl: minimalizovat péči, omezit závlivku a šetřit tak peníze. Určitá péče je však potřeba vždy. Záhony nejsou bezúdržbové, jak je někdy mylně prezentováno. Kromě prací s výsadbou a mulčem se čas od času záhony zbavují nežádoucích druhů nebo se redukuje některý velmi životaschopný druh. Časně z jara se také odstraňuje veškerá stařina. Výhody však nespočívají jen ve velké atraktivnosti za minimální finanční obnos a péči. Tyto záhony plní také sekundární funkce neméně důležité pro urbánní prostory, jako jsou podpora biodiverzity především různých skupin hmyzu, retence srážkové vody či zachytávání prachových částic (Baroš 2011).

Trvalkové výsadby podobně jako jiné zahradnické aktivity jsou potenciálním zdrojem invazních druhů (Botham et al. 2009, Simberloff 2009, Pyšek et al. 2015, Pergl et al. 2016, Razanajatovo et al. 2015). Pro okrasné účely bylo do České republiky introdukováno téměř 53 % rostlinných druhů, a dalších téměř 5 % druhů ze všech úmyslně dovezených bylo introdukováno pro krajinářské účely (Pyšek et al. 2002b). Druhy trvalkových výsadeb jsou vybírány selektivně tak, aby dobře a rychle rostly či se omezovala péče o ně (Baroš 2014). To jsou vlastnosti, které lze pozorovat u úspěšných invazních druhů. Proto mohou být trvalkové výsadby dobrým modelovým prostředím pro studium potenciálně invazních druhů a jejich vlastností (Pergl et al. 2016). Trvalkové záhony s vyšším stupněm autoregulace jsou lepší volbou pro studium takových souvislostí než klasické záhony vyžadující mnohonásobně více zásahů.

Minimalizací managementových opatření je možné alespoň částečně splnit některé požadavky pro experimentální plochu a zároveň ponechat záhonům i jinou funkci než vědeckou.

2 Literatura

- Baker HG (1965) Characteristics and models of origin of weeds. In: Baker HG, Stebbins GL (eds) The genetics of colonizing species. Academic Press, New York, pp 147–172.
- Baroš A (2011) Pokusné trvalkové záhony. Dendrologická zahrada VÚKOZ v. v. i. <http://dendrologickazahrada.cz/vyzkumne-aktivity/pokusne-trvalkove-zahony>. Accessed 10 January 2018.
- Baroš A (2014) Sborník projektu Štěrkové záhony. Česká zahradnická akademie Mělník, Mělník.
- Baroš A, Martinek J (2011) Trvalkové výsadby s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní údržbou. VÚKOZ v. v. i, Průhonice.
- Blackburn MT, Pyšek P, Bacher S, Carlton TJ, Duncan PR, Jarošík V, Wilson RUJ, Richardson MD (2011) A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology and Evolution 26:333–339. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>
- Bossdorf O, Schroder S, Prati D, Auge H (2004) Palatability and tolerance to simulated herbivory in native and introduced populations of *Alliaria petiolata* (*Brassicaceae*). American Journal of Botany 91:856–862. <https://doi.org/10.3732/ajb.91.6.856>
- Botham MS, Rothery P, Hulme PE, Hill MO, Preston CD, Roy DB (2009) Do urban areas act as foci for the spread of alien plant species? An assessment of temporal trends in the UK. Diversity Distribution 15:338–345. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00539.x>
- Cappuccino N, Carpenter D (2005) Invasive exotic plants suffer less herbivory than non-invasive exotic plants. Biology Letters 1:435–438. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2005.0341>
- Catford AJ, Jansson R, Nilsson Ch (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. Diversity and Distributions 15:22–40. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x>
- CBD (2006) Global Biodiversity Outlook 2. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, 81.
- Darwin Ch (1859) On the origin the species. D. Appleton and company, New York.

- Davis MA, Grime PJ, Thompson K (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- De Candolle A (1855) *Géographie botanique raisonnée; Exposition des faits principaux et des lois concernant la distribution géographique des plantes de l'époque actuelle*. V. Masson, Paris.
- Di Castri F (1989) History of biological invasions with special emphasis on the Old World. In: Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, Williamson M. (eds) *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester, pp 1–26.
- Eliáš P (2001) Invázny potenciál introdukovaných druhov rastlín a možnosti jeho stanovenia. *Životné prostredie* 35:83–86.
- Elton CS (1958) *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London.
- Essl F, Rabitsch W (eds) (2002) *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien.
- Forman TT (2016) Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different? *Landscape Ecology* 31:1653–1662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0424-4>
- Grotkopp E, Rejmánek M, Rost TL (2002) Towards a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. *American Naturalist* 159:396–419. <https://doi.org/10.1086/338995>
- Groves RH, Panetta FD, Virtue JG (eds) (2001) *Weed Risk Assessment*. Csiro Publishing, Australia: 244.
- Heather Ch, Dukes SJ (2007) Impact of Invasive Species on Ecosystem Services. In: Nentwig W (ed) *Biological Invasions*. Springer, Berlin:217–237.
- Hejný S (1948) Zdomácnění dvouzubce listnatého (*Bidens frondosus*) v ČSR. *Československé Botanické Listy* 1:56–63.
- Hejný S, Jehlík V, Kopecký K, Kropáč Z, Lhotská M (1973) Karanténní plevele Československa. *Studie ČSAV* 8:1–156.
- Hood WG, Naiman RJ (2000) Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148:105–114. <https://doi.org/10.1023/A:1009800327334>

- Hull-Sanders MH, Clare R, Johnson HR, Meyer A (2007) Evaluation of the Evolution of Increased Competitive Ability (EICA) Hypothesis: Loss of Defense Against Generalist but not Specialist Herbivores. *Journal of Chemical Ecology* 33:781. <https://doi.org/10.1007/s10886-007-9252-y>
- Chytrý M, Maskell CL, Pino J, Pyšek P, Vila M, Font X, Smart MS (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45:448–458. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x>
- Chytrý M, Pyšek P (2008) Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy české botanické společnosti* 43:17–40.
- Chytrý M, Wild J, Pyšek P, Jarošík V, Dendoncker N, Reginster I, Pino J, Maskell L, Vilà M, Pergl J, Kühn I, Spangenberg J, Settele J (2012) Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 21:75–87. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00573.x>
- Keane MR, Crawley JM (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17:164–169. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02499-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02499-0)
- Keith JM, Spring D (2013) Agent-based Bayesian approach to monitoring the progress of invasive species eradication programs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 110:13428–13433. <https://doi.org/10.1073/pnas.1216146110>
- Kleunen van M, Dawson W, Essl F, Pergl J, Winter M, Weber E, Kreft H, Weigelt P, Kartesz J, Nishino M, Antonova LA, Barcelona JF, Cabezas FJ, Cárdenas D, Cárdenas-Toro J, Castaño N, Chacón E, Chatelain C, Ebel AL, Figueiredo E, Fuentes N, Groom QJ, Henderson L, Inderjit, Kupriyanov A, Masciadri S, Meerman J, Morozova O, Moser D, Nickrent DL, Patzelt A, Pelsler PB, Baptiste MP, Poopath M, Schulze M, Seebens H, Shu W, Thomas J, Velayos M, Wieringa JJ, Pyšek P (2015) Global exchange and accumulation of non-native plants. *Nature* 525:100–103. <https://doi.org/10.1038/nature14910>
- Kleunen van M, Weber E, Fischer M (2010) A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13:235–245. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>

- Kreft H, Jetz W (2006) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 104:5925–5930. <https://doi.org/10.1073/pnas.0608361104>
- Kumschick S, Bacher S, Dawson W, Heikkilä J, Sendek A, Pluess T, Robinson TB, Kühn I (2012) A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15:69–100. <https://doi.org/10.3897/neobiota.15.3323>
- Linc O (2012) Efektivita likvidace invazních druhů v České republice na příkladu bolševníku velkolepého. Bakalářská práce, Vysoká škola ekonomická, Praha.
- MacArthur RH, Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Medvecká J, Kliment J, Májeková J, Halada L, Zaliberová M, Gojdičová E, Feráková V, Jarolímek I (2012) Inventory of the alien flora of Slovakia. *Preslia* 84:257–310.
- Nentwig W (ed) (2007) *Biological Invasions*. Springer, Berlin
- Pergl J, Sádlo J, Petrušek A, Laštůvka Z, Musil J, Perglová I, Šanda R, Šefrová H, Šíma J, Vohralík V, Pyšek P (2016) Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* 28:1–37. <https://doi.org/10.3897/neobiota.28.4824>
- Pergl J, Sádlo J, Petřík P, Danihelka J, Chrtěk J, Hejda M, Moravcová L, Perglová I, Štajerová K, Pyšek P (2016) Dark side of the fence: ornamental plants as a source of wild-growing flora in the Czech Republic. *Preslia* 88:163–184.
- 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* 52:273–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- Prach K, Pyšek P (1997) Invazibilita společenstev a ekosystémů. *Zprávy české botanické společnosti* 32:1–6.
- Pyšek P (2001) Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů? *Zprávy české botanické společnosti* 36:21–30.

- Pyšek P, Chytrý M, Moravcová L, Pergl J, Perglová I, Prach K, Skálová H (2008) Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. *Zprávy české botanické společnosti* 43:219–222.
- Pyšek P, Chytrý M, Pergl J, Sádlo J, Wild J (2012b): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia* 84:575–629.
- Pyšek P, Jarošík V (2005) Residence time determines the distribution of alien plants. In: Inderjit (ed) *Invasive plants: ecological and agricultural aspects*. Birkhäuser Verlag, Basel:77–96.
- Pyšek P, Jarošík V, Kučera T (2002a) Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation* 104:13–24. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00150-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00150-1)
- Pyšek P, Manceur MA, Alba Ch, McGregor FK, Pergl J, Štajerová K, Chytrý M, Danihelka J, Kartesz J, Klimešová J, Lučanová M, Moravcová L, Nishino M, Sádlo J, Suda J, Tichý L, Kühn I (2015) Naturalization of central European plants in North America: species traits, habitats, propagule pressure, residence time. *Ecology* 96:762–774. <http://dx.doi.org/10.1890/14-1005.1>
- Pyšek P, Pergl J, Essl F, Lenzner B, Dawson W, Kreft H, Weigelt P, Winter M, Kartesz J, Nishino M, Antonova LA, Barcelona JF, Cabezas FJ, Cárdenas D, Cárdenas-Toro J, Castaño N, Chacón E, Chatelain C, Dullinger S, Ebel AL, Figueiredo E, Fuentes N, Genovesi P, Groom QJ, Henderson L, Inderjit, Kupriyanov A, Masciadri S, Maurel N, Meerman J, Morozova O, Moser D, Nickrent D, Nowak PM, Pagad S, Patzelt A, Pelter PB, Seebens H, Shu W, Thomas J, Velayos M, Weber E, Wieringa JJ, Baptiste MP, Kleunen van M (2017) Naturalized alien flora of the world: species diversity, taxonomic and phylogenetic patterns, geographic distribution and global hotspots of plant invasion. *Preslia* 89:275–290.
- Pyšek P, Prach K (2003) Research into plant invasions in a cross-roads region: history and focus. *Biological Invasions* 5:337–348. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000005572.47560.1c>
- Pyšek P, Richardson DM (2007) Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: Nentwig W (ed) *Biological Invasions*. Springer, New York, pp 97–125.

- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster G, Williamson M, Kirschner J (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53:131–143. <http://doi.org/10.2307/4135498>
- Pyšek P, Sádlo J, Mandák B (2002b) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74:97–186.
- Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtek J, Chytrý M, Jarošík V, Kaplan Z, Krahulec F, Moravcová L, Pergl J, Štajerová K, Tichý L (2012a) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84:155–255.
- Pyšek P, Skálová H, Čuda J, Wen-Yong Guo, Suda J, Doležal J, Kausál O, Lambertini C, Lučanová M, Mandáková T, Moravcová L, Pyšková K, Brix H, Mayerson AL (2018) Small genome separates native and invasive populations in an ecologically important cosmopolitan grass. *Ecology* 99:79–90. <https://doi.org/10.1002/ecy.2068>
- Pyšek P, Tichý L (2001) *Rostlinné invaze*. Rezekvítek, Brno.
- Razanajatovo M, Fohr C, Fischer M, Prati D, Kleunen van M (2015) Non-naturalized alien plants receive fewer flower visits than naturalized and native plants in a Swiss botanical garden. *Biological Conservation* 182:109–116. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.043>
- Reaser JK, Meyerson LA, Cronk Q, De Poorter M, Eldrege LG, Green E, Kairo M, Latasi P, Mack RN, Mauremootoo J, O'Dowd D, Orapa W, Sastroutomo S, Saunders A, Shine C, Thrainsson S, Vaiutu L (2007): Ecological and socioeconomic impacts of invasive alien species in island ecosystems. *Environmental Conservation*, 34:98–111. <https://doi.org/10.1017/S0376892907003815>
- Rejmánek M (1995) What makes species invasive? In: Pyšek P, Prach K, Rejmánek M, Wade M (eds) *Plant invasions: General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp 3–13.
- Rejmánek M (1996) Species richness and resistance to invasions. In: Oriens GH, Dirzo R, Cushman JH (eds) *Diversity and processes in tropical forest ecosystems*. Springer Verlag, Berlin, pp 153–172.
- Rejmánek M, Richardson MD (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77:1655–1661. <http://dx.doi.org/10.2307/2265768>

- Richardson MD, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour GM, Dane Panetta F, West JC (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93–107. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Sax DF, Brown JH (2000) The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography* 9:363–371. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00217.x>
- Schaffner F, Medlock MJ, Bortel van W (2013): Public health significance of invasive mosquitoes in Europe. *Clinical Microbiology and Infection* 19:685–692. <https://doi.org/10.1111/1469-0691.12189>
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology and Evolution Systems* 40:81–102. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79236-9_7
- Simberloff D, Von Holle B (1999) Positive interaction of non-indigenous species: invasional meltdown? *Biological Invasions* 1:21–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>
- Williamson M, Fitter A (1996) The varying success of invaders. *Ecology* 77:1661–1666. <https://doi.org/10.2307/2265769>
- 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. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-3-424.1>

3 Manuskript

Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations

Josef Kutlvašr^{1,2}, Jan Pergl¹, Adam Baroš³, Petr Pyšek^{1,4}

¹The Czech Academy of Sciences, Institute of Botany, Department of Invasion Ecology, Zámek 1, CZ-252 43 Průhonice, Czech Republic, E-mail: Josef.kutlvasr@ibot.cas.cz

²Department of Ecology, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamýcká 129, CZ-165 21, Prague 6 – Suchbát, Czech Republic

³Department of Cultural Landscape and Sites, Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Květnové náměstí 391, CZ-252 43 Průhonice, Czech Republic

⁴Department of Ecology, Faculty of Science, Charles University, Viničná 7, CZ-128 44 Prague 2, Czech Republic

odesláno do časopisu Biological Invasions dne 16. 4. 2018

Biological Invasions

Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations

--Manuscript Draft--

Manuscript Number:					
Full Title:	Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations				
Article Type:	Research paper				
Keywords:	ornamental plants; functional traits; long-term monitoring; non-native species; naturalization; plant height				
Corresponding Author:	Josef Kutlvař Botanický Ústav Akademie Věd České Republiky Průhonice, CZECH REPUBLIC				
Corresponding Author Secondary Information:					
Corresponding Author's Institution:	Botanický Ústav Akademie Věd České Republiky				
Corresponding Author's Secondary Institution:					
First Author:	Josef Kutlvař				
First Author Secondary Information:					
Order of Authors:	Josef Kutlvař Jan Pergl Adam Baroš Petr Pyšek				
Order of Authors Secondary Information:					
Funding Information:	<table border="1"> <tr> <td>Ministerstvo Kultury (DG16P02M041)</td> <td>Mr. Jan Pergl</td> </tr> <tr> <td>Akademie Věd České Republiky (RVO 67985939)</td> <td>Mr. Jan Pergl</td> </tr> </table>	Ministerstvo Kultury (DG16P02M041)	Mr. Jan Pergl	Akademie Věd České Republiky (RVO 67985939)	Mr. Jan Pergl
Ministerstvo Kultury (DG16P02M041)	Mr. Jan Pergl				
Akademie Věd České Republiky (RVO 67985939)	Mr. Jan Pergl				
Abstract:	<p>Ornamental plants represent an important source of alien and potentially invasive taxa. They are grown in a broad range of habitats such as home gardens, public spaces, belts along roads, floriculture plantations and specialized garden collections. Recently so-called "mixed perennial beds" are becoming increasingly popular as they need less maintenance compared to traditional plantings. Old perennial plantations with known initial composition, monitored for a long period of time, can provide useful insights into the naturalization and invasive potential of individual species. We studied survival and spread of ornamental plants by using data from flower beds established in 2006-2010, and resampled in 2016, and related these dynamics to the traits of the taxa (height, SLA, reproduction), taking into account their phylogenetic relationships. The height of plants and generative reproduction had a positive effect on survival. Taxa taller than 1 m and with massive and regular generative reproduction survived best. In the majority of beds, one to three taxa increased their abundance at the expense of others. These dominants were mainly alien such as <i>Aquilegia</i> sp., <i>Aster dumosus</i>, <i>Knautia macedonica</i> and <i>Lychnis coronaria</i>, that were also able to spread into neighbouring flower beds where they have not been originally planted.</p>				
Suggested Reviewers:	<table border="1"> <tr> <td>Katharina Dehnen-Schmutz Centre for Agroecology, Water and Resilience ab6340@coventry.ac.uk</td> </tr> <tr> <td>Zigmantas Gudžinskas Nature Research Centre, Institute of Botany zigmantas.gudzinskas@botanika.lt</td> </tr> <tr> <td>Tomáš Kučera</td> </tr> </table>	Katharina Dehnen-Schmutz Centre for Agroecology, Water and Resilience ab6340@coventry.ac.uk	Zigmantas Gudžinskas Nature Research Centre, Institute of Botany zigmantas.gudzinskas@botanika.lt	Tomáš Kučera	
Katharina Dehnen-Schmutz Centre for Agroecology, Water and Resilience ab6340@coventry.ac.uk					
Zigmantas Gudžinskas Nature Research Centre, Institute of Botany zigmantas.gudzinskas@botanika.lt					
Tomáš Kučera					

[Click here to view linked References](#)

Survival, dynamics of spread and invasive potential of species in perennial plantations

Josef Kutlvašr^{1,2}, Jan Pergl¹, Adam Baroš³, Petr Pyšek^{1,4}

¹The Czech Academy of Sciences, Institute of Botany, Department of Invasion Ecology, Zámek 1, CZ-252 43 Průhonice, Czech Republic, E-mail: Josef.kutlvasr@ibot.cas.cz

²Department of Ecology, Czech University of Life Sciences Prague, Faculty of Environmental Sciences, Kamýcká 129, CZ-165 21, Prague 6 – Suchbátol, Czech Republic

³Department of Cultural Landscape and Sites, Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening, Květnové náměstí 391, CZ-252 43 Průhonice, Czech Republic

⁴Department of Ecology, Faculty of Science, Charles University, Viničná 7, CZ-128 44 Prague 2, Czech Republic

Abstract

Ornamental plants represent an important source of alien and potentially invasive taxa. They are grown in a broad range of habitats such as home gardens, public spaces, belts along roads, floriculture plantations and specialized garden collections. Recently so-called “mixed perennial beds” are becoming increasingly popular as they need less maintenance compared to traditional plantings. Old perennial plantations with known initial composition, monitored for a long period of time, can provide useful insights into the naturalization and invasive potential of individual species. We studied survival and spread of ornamental plants by using data from flower beds established in 2006–2010, and resampled in 2016, and related these dynamics to the traits of the taxa (height, SLA, reproduction), taking into account their phylogenetic relationships. The height of plants and generative reproduction had a positive effect on survival. Taxa taller than 1 m and with massive and regular generative reproduction survived best. In the majority of beds, one to three taxa increased their abundance at the expense of others. These dominants were mainly alien such as *Aquilegia* sp., *Aster dumosus*, *Knautia macedonica* and *Lychnis coronaria*, that were also able to spread into neighbouring flower beds where they have not been originally planted.

Keywords: ornamental plants, functional traits, long-term monitoring, non-native species, naturalization, plant height

Acknowledgements

We thank Karel Boublík for his useful comments. Petra Crkalová is acknowledged for her help with data collection. The study was supported by the grant Biotic threats to monuments of garden art: algae, cyanobacteria and invasive plants (DG16P02M041; NAKI II of the Ministry of Culture of the Czech Republic) and by long-term research development project RVO 67985939 (The Czech Academy of Sciences).

Introduction

Ornamental plants have been an integral part of human environment since ancient times (Kowarik 1990, Sukopp 2002, Gaston et al. 2005, 2007, Yang et al. 2015, Gaertner et al. 2017). Nowadays they are planted in a broad range of habitats, from town squares and urban greenery to specialized garden collections (Forman 2016), and used in numerous sectors such as landscaping, garden design (Groening and Wolschke-Bulmahn 1989) or horticultural industry (Wijnands 2005, Xia et al. 2006). The most important sources of these taxa are gardens, both private and public (Hulme et al. 2008); it has been shown that at least 49% of the global naturalized flora come from private or botanical gardens (van Kleunen et al. 2018).

Despite intense research over the last decade on the role of traits in alien plant naturalization and invasion (Pyšek and Richardson 2007, Pyšek et al. 2009a, b, 2015, Küster et al. 2008), the majority of studies focus on wild plants, with ornamental flora largely overlooked (but see van Kleunen 2010a). This is surprising, since horticulture is a major source of alien species (Lambdon et al. 2008, van Kleunen et al. 2018), contributing significantly to their local and regional pools (Mack 2000, Reichard and White 2001, Dehnen-Schmutz et al. 2007, Köppler et al. 2014), as well as of invasive taxa (Botham et al. 2009, Simberloff 2009, Pyšek et al. 2015, Pergl et al. 2016, Razanajatovo et al. 2015, van Kleunen et al. 2018) and of those that cause negative environmental impacts (Pergl et al. 2017). Among taxa introduced by horticulture, there is generally an increased proportion of those that become naturalized or invasive, compared to taxa introduced by other pathways (Kowarik 2005, Pyšek et al. 2011, Pergl et al. 2016). The invasion success of ornamentals can be explained by a high and long-term propagule pressure and enough time for acclimatization (Mack et al. 2000), as well as by introduction to human transformed landscapes with suitable habitats that are nutrient rich and, disturbed, and serve as

1 entry points for the establishment of alien taxa (Chytrý and Pyšek 2008, Pyšek and Richardson
2 2010, Jehlík 2013, Pyšek and Chytrý 2014).

3 Together with the effects of recipient community (Chytrý et al. 2008), including habitat
4 legacy (Pyšek et al. 2015), residence time (Pyšek and Jarošík 2005, Lososová et al. 2012),
5 propagule pressure (Pyšek et al. 2009a, 2015, Schantz et al. 2018) and stochasticity, species'
6 biological and ecological traits are among factors that contribute to the naturalization success of
7 newly introduced taxa (Pyšek and Richardson 2007, van Kleunen et al. 2010a, Pyšek et al.
8 2015). The complexity of the relationship between the factors is nowadays well recognized and
9 addressed by using theoretical frameworks (e.g. van Kleunen et al. 2010b, Gurevitch et al. 2011,
10 Strayer 2012) and statistical models that consider also the phylogenetic relations among taxa
11 (e.g. Rouget and Richardson 2003, Thuiller et al. 2006, Wilson et al. 2007, Küster et al. 2008,
12 2010, Pyšek et al. 2009a, Castro-Diez et al. 2011, Schmidt and Drake 2011). Such studies have
13 identified some traits that are closely related to naturalization success and invasive behaviour
14 (Rejmánek and Richardson 1996, Grotkopp et al. 2002, Pyšek et al. 2009b, Moravcová et al.
15 2015). Most of the studies identified the reproductive traits, leaf traits such as SLA, and height as
16 key for successful establishment and invasion (Pyšek and Richardson 2007, van Kleunen et al.
17 2010b).

18 Mixed perennial beds are established in highly urbanized areas of cities, with the
19 environment heavily transformed by humans, to maximize the visual attractiveness of flower
20 displays and their dynamic change during all year. Despite ornamental function, these sites
21 support biodiversity at other trophic levels (Lindemann-Matthies and Marthy 2013, Shwartz et
22 al. 2014), serve as a pollination source (Baldock et al. 2015), and play a role in rainfall retention
23 and capture of dust particles (Baroš 2014). The concept of mixed perennial beds is based on the
24 principle that they require relatively low maintenance, and the species used do not need to be
25 repeatedly planted because their persistence is maintained by self-seeding (Baroš and Martinek
26 2011). As mixed perennial beds are becoming increasingly popular horticultural practice, they
27 are associated with the introduction of many new and highly competitive taxa (Dehnen-Schmutz
28 et al. 2007, Moravcová et al. 2015).

29 In this paper, based on the monitoring of mixed perennial beds spanning ~10 years, we
30 ask the following questions: (i) Which taxa survived, disappeared or became dominant in
31 perennial beds after the study period? (ii) Can the survival of individual taxa in beds be related to
32

their biological traits? (iii) Which taxa colonize the newly established beds from the surroundings?

Methods

Study area and data collection

The study was carried out in the Dendrological Garden of the Silva Tarouca Research Institute of Landscape and Ornamental Gardening, in Průhonice, Czech Republic (50.0121775N, 14.5617692E). We studied 19 perennial floristic beds (FB; Fig.1) with originally planted taxa native mainly to North America, mediterranean-type ecosystems and Asian steppe regions, grown in mixtures with native Czech taxa. The FB were established in 2006–2010 and revisited for sampling in June–July 2016. Their size varied between ~75 and 125 m².

The FBs were established as exhibition area for horticultural purposes by using so-called autoregulation approach (Baroš and Martinek 2011). The FB harboured various species compositions used in urban and suburban landscape and the taxa selected for initial planting were chosen so as to minimize the maintenance; they were steppe, prairie and drought-tolerant taxa with no demand for watering. The beds were mulched after planting, covered with 50–70 mm deep layer of gravel (Baroš 2011, 2014). Each FB was separated by a belt of lawn at least 3 m wide.

For each bed, we compared the species composition at the time of planting (further referred to as “initial species composition”) with that recorded in 2016 (further referred to as “recent species composition”). Initial species composition was derived from the planting schemes, and the numbers of planted individuals of each species were used to calculate their percentage representation (further referred to as “initial abundance”). For recent species composition as of 2016, we recorded the percentage cover of individual taxa (further referred to as “recent abundance”).

Each FB was divided into three plots (replicates) of ~25 m², except FB 6 and 12 that were divided into five replicates because of their larger size, giving the total of 61 sampled plots across all beds. In June to September 2016 each plot was sampled by using Braun-Blanquet abundance and dominance scale (Braun-Blanquet 1921, 1951) and all taxa of vascular plants, including cultivars and varieties, were recorded.

1 *Plant traits*

2
3
4
5 Height was measured for all taxa recorded in FBs during 2016 sampling, using 10 randomly
6 selected fully matured plants. Specific leaf area (SLA) was measured for 10 leaves randomly
7 collected in the garden. Each leaf was scanned twice by using LI-COR 3100 C (LI-COR 2016),
8 its area recorded and then it was dried and weighed. SLA was calculated as leaf area divided by
9 dry mass, averaged across the leaves measured. SLA was calculated for all taxa that were
10 present in more than five individuals across all beds, but only for those whose leaf area was
11 larger than 0.3 cm². Overall, we obtained data on height for 176 (i.e. 59.5% of all taxa present)
12 and on SLA for 154 (52.0%).
13
14
15
16
17
18
19

20 To assess the reproductive ability, each taxon was assigned two semiquantitative scores,
21 one for generative and one for vegetative reproduction. For the generative reproduction the
22 categories were as follows: (i) taxa without generative reproduction or sterile, (ii) taxa with
23 occasional generative reproduction, and (iii) taxa with regular and massive generative
24 reproduction. A similar classification was used for vegetative reproduction: (i) taxa without
25 vegetative reproduction, (ii) taxa which can persist in the same place due to vegetative
26 reproduction, and (iii) taxa with strong vegetative growth. The categories were transformed into
27 semiquantitative scores 1–3. The information on reproduction was available for 288 taxa (92.3 % of
28 all taxa present).
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39

40 *Phylogeny*

41
42
43 Data of phylogenetic relationships among taxa was obtained from the Daphne database (Durka
44 and Michalski 2012). The taxa not covered by this database were represented by their closest
45 relative. We calculated the matrix of distance within the phylogenetic tree with package Ape
46 (Paradis et al. 2004) and package Caper (Orme et al. 2012). Package Vegan (Oksanen 2015) was
47 used for calculation of PCOa (Principal Coordinates Analysis) scores for the taxa. For next
48 analyses, we used first 6 axes from PCOa.
49
50
51
52
53
54
55
56

57 *Data analysis*

1 To analyse the differences between initial and recent composition in each FB, CCA (Canonical
2 corespondent analysis) and Monte-Carlo permutation test with 499 permutations (Ter Braak and
3 Šmilauer 1998) were used, taking into account species covers. Recent (r_1) and initial (r_0)
4 abundances were used as environmental data. The survival value was derived from the first
5 ordination axis which was standardized within the FB to reach values between 0 to 1 (we
6 subtracted the minimum value for each FB from the score of the first canonical axis and the
7 result was divided by the range for each FB). The survival value 1 was used for taxa that were
8 planted but disappeared or were observed with only low cover, and 0 for taxa that had a greater
9 recent than initial abundance, or those that were absent from the initial species composition. The
10 taxa which were planted somewhere in the garden and recorded in FBs where they were not
11 planted, are called colonizers.

12 To reduce the number of explanatory variables in the model analysing the role of traits and
13 include phylogeny, we replaced the survival with residuals from a linear regression of the
14 survival on six values of PCOa ($F_{6,587} = 9.52$, $p > 0.05$, $R^2 = 0.079$). The residuals were then used
15 as a response variable in the following linear models to integrate phylogeny as well in the
16 regression tree analysis. The scores for generative and vegetative reproduction, the height of
17 plants and SLA were used as explanatory variables. Backward selection of variables was used,
18 and models were compared by AIC (Akaike Information Criterion; Crawley 2007). The model
19 with the lowest value was selected as the most plausible (Burnham and Anderson 2002). All
20 analyses were performed in CANOCO 5 (Ter Braak and Šmilauer 2012) and R 3.3.2 (R
21 Development Core Team 2014).

22 Regression trees were used to identify the traits associated with change of abundance of the
23 taxa, allowing to analyse the whole dataset, including taxa with missing values for height and
24 SLA. Regression trees are convenient tool for visualization of results and analyses, as they are
25 flexible and robust, use combinations of explanatory variables that are categorical and/or
26 numeric, they deal with nonlinear relationships and high-order interactions, and possess the
27 capacity to treat missing data, which was the case for some of our explanatory variables (De'ath
28 and Fabricius 2000). The trees were constructed using binary recursive partitioning, with the
29 default Gini index impurity measure used as the splitting index, in CART v. 8.0 (Breiman et al.
30 1984; Steinberg and Colla 1995). To find an optimal tree, a sequence of nested trees of
31 decreasing size, each being the best of all trees of its size, was grown, and their resubstitution
32 relative errors, corresponding to residual sums of squares, were estimated. Ten-fold cross-

validation was used to obtain estimates of cross-validated relative errors of these trees.

Following De'ath and Fabricius (2000), a series of 50 cross-validations was run, and the most likely (modal) single minimum cost tree chosen for description.

Results

Trends in species richness and dominant taxa

Of the 262 taxa planted in the initial species composition, 203 were still present in 2016 and there were 34 new, spontaneously arrived taxa, giving the total of 237 for the recent sampling. The average number of taxa per bed was 28 (min. 13, max. 39) for the initial period, and 38 (min. 21, max. 48) for the recent. The greatest difference between initial and recent number of taxa was increase by 25 and in all but one bed there were more taxa found in 2016 than initially planted.

In the majority of beds there were one to three taxa that became dominant regardless of their initial abundance: *Aquilegia* sp., *Artemisia ludoviciana*, *Aster dumosus*, *Centranthus ruber*, *Coreopsis palmata*, *Coreopsis verticillata*, *Echinacea purpurea*, *Geranium* × *cantabrigiense*, *Geranium sanguineum*, *Geum triflorum*, *Knautia macedonica*, *Linum perenne*, *Lychnis coronaria* and *Phlomis russeliana*. Most of the recent dominants were completely different from those that had the greatest abundances in initial plantings. Only in four cases the taxa persisted as dominant over the whole period: *Aster dumosus* (FB 14), *Coreopsis verticillata* (FB 17), *Geranium* × *cantabrigiense* (FB 15) and *Geum triflorum* (FB 9; Table 1).

Effect of traits on survival

Over the analysed period, there were shifts in abundances and species-specific patterns of survival in all FB (see CCA diagrams in Appendix Fig. 5–14). Fifty-nine originally planted taxa (22.5%) disappeared, and additional 22 (8.4%) decreased their abundance; those taxa appear above the threshold value of abundance change 0.5. With phylogeny considered, the corresponding threshold shifted to 0.15. Overall, 81 taxa exceeded this threshold, decreasing their abundance or disappeared, and 215 taxa increased their abundance in comparison with the initial values (Fig. 2).

1 The models testing the dependence of survival (expressed as residuals) on functional
2 traits (SLA and height), reproductive mode (generative and vegetative) and flower beds (B
3 models in Table 2) showed a non-significant effect of the flower bed identity (G models; Table
4 2). Only height ($F_{1, 141} = 4.88$, $p = 0.0289$) and generative reproduction ($F_{2, 141} = 5.4452$, $p =$
5 0.0052) had a significant effect on the survival of taxa; there was no significant difference
6 among the two (occasional and massive) categories of the generative reproduction. Overall, tall
7 and generatively reproducing taxa survived better than short taxa lacking generative
8 reproduction. Overall, tall
9 and generatively reproducing taxa survived better than short taxa lacking generative
10 reproduction.
11 and generatively reproducing taxa survived better than short taxa lacking generative
12 reproduction.
13 and generatively reproducing taxa survived better than short taxa lacking generative
14 reproduction.

15 Regression trees with the average change of abundance as a response variable were
16 generated for five individual FBs where it was possible to generate one (FB 2, FB 5, FB 8, FB
17 17, FB 19) as well the whole dataset (Table 3). Vegetative reproduction appeared to be the most
18 common splitter, present in three out of the five trees, the height and SLA were significant only
19 once (Appendix Fig. 15). A tree based on averaged FBs identified reproduction mode and height
20 as the most important variables (Fig. 3). Taxa that reproduce generatively and are also capable of
21 generative reproduction are more successful than those that do not have these characteristics
22 (resid. avg.= -0.06). The survival of taxa without generative reproduction or reproducing
23 generatively only occasionally is limited by their height; those taxa that are taller than 1 m
24 survived best (resid. avg.= -0.263).
25 survived best (resid. avg.= -0.263).
26 survived best (resid. avg.= -0.263).
27 survived best (resid. avg.= -0.263).
28 survived best (resid. avg.= -0.263).
29 survived best (resid. avg.= -0.263).
30 survived best (resid. avg.= -0.263).
31 survived best (resid. avg.= -0.263).
32 survived best (resid. avg.= -0.263).
33 survived best (resid. avg.= -0.263).
34 survived best (resid. avg.= -0.263).
35 survived best (resid. avg.= -0.263).

36 *Colonizers*

37 During the inventory, we found 90 taxa that were not initially planted in any of the FB but where
38 grown somewhere in the experimental garden (58 taxa) or were planted in another FB than
39 recorded in 2016 (32 taxa; Appendix Fig. 16–35). Two of them that established in the FB are
40 invasive species in the Czech Republic: *Conyza canadensis* and *Solidago canadensis* (Appendix
41 Table 5).
42 Table 5).
43 Table 5).
44 Table 5).
45 Table 5).
46 Table 5).
47 Table 5).
48 Table 5).
49 Table 5).
50 Table 5).
51 Table 5).
52 Table 5).
53 Table 5).
54 Table 5).
55 Table 5).
56 Table 5).
57 Table 5).
58 Table 5).
59 Table 5).
60 Table 5).
61 Table 5).
62 Table 5).
63 Table 5).
64 Table 5).
65 Table 5).

1 **Discussion**
2
3
4

5 Our study is based on detailed long-term observations of ornamental flora at the community
6 scale, interpreted in the context of plant invasions. It has long been established that ornamental
7 plants represent one of the most important introduction pathways for alien plants and the volume
8 of horticultural trade volumes increases globally (Hulme et al. 2018, van Kleunen et al. 2018).
9 Following introduction, the naturalization of alien plants arriving via this pathway is supported
10 by their acclimatization in the protected environment of gardens and parks (Mack 2000, Pyšek et
11 al. 2011, Pergl et al. 2016, van Kleunen et al. 2018). In this study we monitored the persistence
12 of ornamental species at a detailed scale of individual garden beds, which is most relevant to the
13 ecological processes driving establishment and found that 78% of planted ornamentals
14 successfully established and survived over the period of ~10 years.
15
16
17
18
19
20
21
22
23

24 One advantage of our study was the known initial composition of garden beds, which made
25 the biases normally associated with studied addressing determinants of plant naturalization, in
26 this case propagule pressure (Pyšek et al. 2015, Seebens et al. 2017), irrelevant. By knowing the
27 numbers of individuals that were initially planted, we were also able to control for the effects of
28 abundance at the beginning of the experiment. In studies on plant invasions, it is namely garden
29 ornamentals and species used in forestry for which we often have precise information that makes
30 it possible to elucidate invasion patterns and focus on failed invasions (Křivánek et al. 2006,
31 Pyšek et al. 2009b, Pergl et al. 2016, Dehnen-Schmutz et al. 2007). Even though the status
32 assigned to a particular species at the national scale (Pyšek et al. 2012) and its behaviour in the
33 flower bed can differ, yet the observed changes in species' abundances can be taken as some
34 measure of its naturalization, or invasion potential.
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45

46 Species traits are often used to predict which species will become problematic in the
47 future (e.g. Pheloung et al. 1999, Kolar and Lodge 2001, Lloret et al. 2004, Roy et al. 2014).
48 Traits that were shown to favour naturalization and invasion of alien species mostly relate to
49 reproduction, growth and physiology (Pyšek and Richardson 2007). Our results show that the
50 variance attributable to the initial propagule pressure and species composition was negligible, as
51 indicated by a nonsignificant effects of individual flower beds, and that the majority of variance
52 was explained by the traits of individual taxa. Tall stature, great specific leaf area and capability
53 of generative reproductive were traits positively associated with naturalization success in garden
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

1 beds. These results correspond with other studies, where high reproductive output, fast growth
2 and height were identified as traits typical of successful invader (e.g. Pyšek and Richardson
3 2007, van Kleunen et al. 2010a, Moravcová et al. 2010, 2015). However, the generative
4 reproduction alone was not sufficient to ensure successful establishment, and vegetative
5 reproduction also appeared important in artificially constructed perennial beds in our study.
6
7

8
9 The mixed perennial beds are established in order to reduce the maintenance as much as
10 possible. The selection of species thus corresponds with this goal and is based on the
11 autoregulation approach (Baroš and Martinek 2011), reflecting the spontaneous succession
12 within the planted assemblages. The succession can eliminate alien species from the community
13 (Rejmánek 1989, Meiners et al. 2002), or lead to the dominance of a few selected species (Pyšek
14 1992, Prach et al. 2014a). The trajectory of the succession depends on environmental conditions,
15 available species pool and level of disturbances (Prach et al. 2007, 2014b). In the case of the
16 perennial beds analysed in our study the species pool was very limited, disturbances were rare
17 and environmental conditions corresponded to dry steppe vegetation. In most beds such conditions
18 led to the development of vegetation with a few dominants coexisting with many species
19 occurring at low abundances, although the total species richness increased over the ~10 years of
20 succession. The beds became dominated mainly by species of *Aster*, *Coreopsis* and *Geranium*.
21 To maintain the diversity in perennial beds in other areas it is recommended that the abundance
22 of the dominant species be occasionally reduced, and management needs to include certain level
23 of disturbances.
24
25

26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38 Several species can be regarded as potentially problematic. *Aquilegia* sp., *Aster dumosus*,
39 *Knautia macedonica* and *Lychnis coronaria* increased their abundances in perennial beds where
40 they were planted and even colonized other beds in distant areas, due to their self-sowing
41 abilities and ability to form extensive populations. Such taxa are likely to escape from cultivation
42 in the future, also in other places. In some of them, such as hybrids of *Aquilegia*, this is further
43 pronounced by the fact that they are often grown in private gardens in the Czech Republic (Pergl
44 et al. 2006) – for these species the source populations remain mostly restricted to gardens where
45 they are cultivated. On the other hand, some species colonize the gardens from source
46 populations in the wild (*Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*). However, in many garden
47 ornamentals it is difficult to assess their invasion potential because it is obscured by
48 hybridization processes and breeding. For example, the commonly planted *Aster dumosus*
49 appears to have the same spreading and surviving abilities as the congeneric species *Aster*
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61

1 *lanceolatus* or *Aster novi-belgii* which are already naturalized in the Czech Republic. It is also
2 reported to hybridize with other congeners, such as *A. novi-belgii* (Kovanda and Kubát 2004),
3 and hybridization with other species of the genus can be expected.
4

5 Our study, based on 10-year changes of the known species pool of the monitored
6 assemblages, and using approach that made it possible to capture both successful and failed alien
7 ornamentals, shows that there was a clear effect of species traits on establishment success.
8 Several species that may become potentially problematic in the future and are common in
9 ornamental plantings were identified. We suggest that studies on planted alien floras have
10 potential to contribute to invasion ecology and provide detailed insights into mechanisms driving
11 establishment by reducing some of the biases commonly associated with analyses of
12 invasiveness. From the practical point of view, they can be regarded as a suitable study system
13 for assessing the invasion risks from garden floras.
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23

24 **References**

- 25
26
27
28 Baldock KCR, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Osgathorpe LM, Potts SG,
29 Robertson KM, Scott AV, Stone GN, Vaughan IP, Memmott J (2015) Where is the UK's
30 pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects.
31 Proceedings of the Royal Society B 282:1–10. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>
32
33
34 Baroš A (2011) Pokusné trvalkové záhony. Dendrologická zahrada VÚKOZ v. v. i.
35 <http://dendrologickazahrada.cz/vyzkumne-aktivity/pokusne-trvalkove-zahony>. Accessed
36 10 January 2018.
37
38
39
40
41 Baroš A (2014) Sborník projektu Štěrkové záhony. Česká zahradnická akademie Mělník,
42 Mělník.
43
44 Baroš A, Martinek J (2011) Trvalkové výsadby s vyšším stupněm autoregulace a extenzivní
45 údržbou. VÚKOZ v. v. i, Průhonice.
46
47
48 Botham MS, Rothery P, Hulme PE, Hill MO, Preston CD, Roy DB (2009) Do urban areas act as
49 foci for the spread of alien plant species? An assessment of temporal trends in the UK.
50 Diversity and Distributions 15:338–345. [http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-
51 4642.2008.00539.x](http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00539.x)
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
- Braun-Blanquet J (1921) Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. Jahrbuch der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft für das Vereinsjahr 57:305–351.
- Braun-Blanquet J (1951) Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde. Springer Verlag, Wien.
- Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ (1984) Classification and Regression Trees. Wadsworth International Group, Belmont, California, USA.
- Burnham PB, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach. Springer, New York.
- Castro-Díez P, Langendoen T, Poorter L, Saldana-López A (2011) Predicting Acacia invasive success in South Africa on the basis of functional traits, native climatic niche and human use. *Biodiversity Conservation* 20:2729–2743. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0101-5>
- Chytrý M, Maskell LC, Pino J, Pyšek P, Vila M, Font X, Smart SM (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45:448–458. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x>
- Chytrý M, Pyšek P (2008) Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy České Botanické Společnosti* 43:17–40.
- Crawley JM (2007) *The R book*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- De'ath G, Fabricius KE (2000) Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81:3178–3192. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[3178:CARTAP\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[3178:CARTAP]2.0.CO;2)
- Dehnen-Schmutz K, Touza J, Perrings C, Williamson M (2007) The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology* 21:224–231. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00538.x>
- Durka W, Michalski SG (2012) Daphne: a dated phylogeny of a large European flora for phylogenetically informed ecological analyses. *Ecology* 93:2297. <http://dx.doi.org/10.1890/12-0743.1>
- Forman TT (2016) Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different? *Landscape Ecology* 31:1653–1662. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0424-4>

- 1 native species in urban environments: patterns, processes, impacts and challenges.
2
3 Biological Invasions 19:3461–3469. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1598-7>
4
- 5 Gaston JK, Philip H, Thompson KH, Smith MR (2005) Urban Domestic Gardens: The Extent of
6 the Resource and its Associated Features. Biodiversity and Conservation 14:3327–3349.
7
8 <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0513-6>
9
- 10 Gaston KJ, Fuller AR, Loram A, MacDonald Ch, Power P, Dempse N (2007) Urban domestic
11 gardens: variation in urban wildlife gardening in the United Kingdom. Biodiversity and
12 Conservation 16:3227–3238. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9174-6>
13
14
- 15 Groening G, Wolschke-Bulmahn J (1989) Changes in the philosophy of garden architecture in
16 the 20th century and their impact upon the social and spatial environment. Journal of
17 Garden History 9:53–70. <https://doi.org/10.1080/01445170.1989.10408267>
18
19
- 20 Grotkopp E, Rejmánek M, Rost TL (2002) Towards a causal explanation of plant invasiveness:
21 seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. American Naturalist
22 159:396–419. <https://doi.org/10.1086/338995>
23
24
- 25 Gurevitch J, Fox AG, Wardle MG, Inderjit, Taub D (2011) Emergent insights from the synthesis
26 of conceptual frameworks for biological invasions. Ecology Letters 14:407–418.
27
28 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01594.x>
29
30
- 31 Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V,
32 Pergl J, Pyšek P, Roques A, Sol D, Solarz W, Vila M (2008) Grasping at the routes of
33 biological invasions: a framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied
34 Ecology 45:403–414. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>
35
36
- 37 Hulme PE, Brundu G, Carboni M, Dehnen- Schmutz K, Dullinger S, Early R, Essl F,
38 González- Moreno P, Groom QJ, Kueffer Ch, Kühn I, Maurel N, Novoa A, Pergl J, Pyšek
39 P, Seebens H, Tanner R, Touza JM, van Kleunen M, Verbrugge LNH, Flory L (2017)
40 Integrating invasive species policies across ornamental horticulture supply chains to
41 prevent plant invasions. Journal of Applied Ecology 55:92–98.
42
43 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12953>
44
45
- 46 Jehlík V (2013) Die Vegetation und Flora der Flusshäfen Mitteleuropas. Academia, Praha.
47
48
- 49 Kleunen van M, Dawson W, Schlaepfer D, Jeschke MJ, Fischer M (2010b) Are invaders
50 different? A conceptual framework of comparative approaches for assessing determinants
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

of invasiveness. *Ecology Letters* 13:947–958. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01503.x>

1
2
3 Kleunen van M, Essl F, Pergl J, Brundu G, Carboni M, Dullinger S, Early R, González-Moreno
4 P, Groom Q, Hulme P, Kueffer Ch, Kühn I, Máguas C, Maurel N, Novoa A, Parepa M,
5 Pyšek P, Verbrugge L, Weber E, Dawson W, Kreft H, Weigelt P, Winter M, Klonner G,
6 Talluto M, Dehnen-Schmutz K (2018) The changing role of ornamental horticulture in
7 plant invasions. *Biological Reviews*. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12402>
8
9

10
11 Kleunen van M, Weber E, Fischer M (2010a) A meta-analysis of trait differences between
12 invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters* 13:235–245.
13
14
15
16
17 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x>

18
19 Kolar CS, Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in*
20 *Ecology and Evolution* 16:199–204. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02101-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02101-2)
21

22 Köppler RM, Kowarik I, Kühn N, von der Lippe M. (2014) Enhancing wasteland vegetation by
23 adding ornamentals: Opportunities and constraints for establishing steppe and prairie
24 species on urban demolition sites. *Landscape and Urban Planning* 126:1–9.
25
26
27

28 Kovanda M, Kubát K (2004) Aster L., hvězdnice. In: Slavík B, Chrtek J, Štěpánková J (eds)
29 Květena ČR 7, Academia, Praha, pp 125–140.
30
31

32 Kowarik I (1990) Some response of flora and vegetation to urbanization in central Europe. In:
33 Sukopp H, Hejny S, Kowarik I (ed) *Urban Ecology: Plants and plant communities in the*
34 *urban environment*. SPB Academic Publishing, pp 45–75.
35
36
37
38 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.03.001>
39

40 Kowarik I (2005) Urban ornamentals escaped from cultivation. In: Gressel J (ed) *Crop ferality*
41 *and volunteerism: a threat to food security in the transgenic era?* CRC Press, Boca Raton,
42 pp 97–121.
43
44
45

46 Křivánek M, Pyšek P, Jarošík V (2006) Planting history and propagule pressure as predictors of
47 invasions by woody species in a temperate region. *Conservation Biology* 20:1487–1498.
48
49
50 <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00477.x>

51 Küster EC, Durka W, Kühn I, Klotz S (2010) Differences in the trait composition of non-
52 indigenous and native plants across Germany. *Biological Invasions* 12:2001–2012.
53
54
55
56 <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9603-4>
57
58
59
60

- 1 Küstner EC, Kühn I, Bruelheide H, Klotz S (2008) Trait interactions help explain plant invasion
2 succes in the German flora. *Journal of Ecology* 96:860–868.
3 <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01406.x>
4
- 5 Lambdon PW, Pyšek P, Basnou C, Hejda M, Arianoutsou M, Essl F, Jarošík V, Pergl J, Winter
6 M, Anastasiu P, Andriopoulos P, Bazos I, Brundu G, Celesti-Grapow L, Chassot P,
7 Delipetrou P, Josefsson M, Kark S, Klotz S, Kokkoris Y, Kühn I, Marchante H, Perglová I,
8 Pino J, Vila M, Zikos A, Roy D, Hulme PE (2008) Alien flora of Europe: species diversity,
9 temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80:101–149.
10
- 11 LI-COR Inc (2016) Leaf Area Meters for applications including agronomy, botany, ecology,
12 entomology, horticulture and plant physiology. Lincoln, Nebraska, US.
13
- 14 Lindemann-Matthies P, Marty T (2013) Does ecological gardening increase species richness and
15 aesthetic quality of a garden? *Biological Conservation* 159:37–44.
16
17 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.011>
18
- 19 Lloret F, Médail F, Brundu G, Hulme PE (2004) Local and regional abundance of exotic plant
20 species on Mediterranean islands: are species traits important? *Global Ecology and*
21 *Biogeography* 13:37–45. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00064.x>
22
- 23 Lososová Z, Chytrý M, Tichý L, Danihelka J, Fajmon K, Hájek O, Kintrová K, Láníková D,
24 Otýpková Z, Řehořek V (2012) Biotic homogenization of Central European urban floras
25 depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation*
26 145:179–184. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.003>
27
- 28 Mack RN (2000) Cultivation fosters plant naturalization by reducing environmental
29 stochasticity. *Biological Invasions* 2:111–122. <https://doi.org/10.1023/A:1010088422771>
30
- 31 Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA (2000) Biotic invasions:
32 causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10:689–
33 710. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0689:BICEGC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2)
34
- 35 Meiners SJ, Pickett STA, Cadenasso ML (2002) Exotic plant invasions over 40 years of old field
36 succession: community patterns and associations. *Ecography* 25:215–223.
37
38 <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2002.250209.x>
39
- 40 Moravcová L, Pyšek P, Jarošík V, Havlíčková V, Zákrevský P (2010) Reproductive
41 characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive
42 species. *Preslia* 82:365–390.
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
- Moravcová L, Pyšek P, Jarošík V, Pergl J (2015) Getting the right traits: reproductive and dispersal characteristics predict the invasiveness of herbaceous plant species. *PLoS One* 10:1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123634>
- Oksanen J (2015) *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>. Accessed 15 January 2018.
- Orme CDL (2012) The caper package: comparative analyses in phylogenetics and evolution in R. <http://caper.r-forge.r-project.org/>. Accessed 15 January 2018.
- Paradis E, Claude J, Strimmer K (2004) APE Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics* 20:289–290.
- Pergl J, Perglová I, Pyšek P, Dietz H (2006) Population age structure and reproductive behavior of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. *American Journal of Botany* 93:1018–1028. <https://doi.org/10.3732/ajb.93.7.1018>
- Pergl J, Pyšek P, Bacher S, Essl F, Genovesi P, Harrower CA, Hulme PE, Jeschke JM, Kenis M, Kühn I, Perglová I, Rabitsch W, Roques A, Roy DB, Roy HE, Vila M, Winter M, Nentwig W (2017) Troubling travellers: are ecologically harmful alien species associated with particular introduction pathways? *NeoBiota* 32:1–20. <https://doi.org/10.3897/neobiota.32.10199>
- Pergl J, Sádlo J, Petřík P, Danihelka J, Chrtěk J, Hejda M, Moravcová L, Perglová I, Štajerová K, Pyšek P (2016) Dark side of the fence: ornamental plants as a source of wild-growing flora in the Czech Republic. *Preslia* 88:163–184
- Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR (1999) A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* 57:239–51. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0297>
- Prach K, Jírová A, Doležal J (2014a) Pattern of succession in old-field vegetation at a regional scale. *Preslia* 86:119–130.
- Prach K, Pyšek P, Jarošík V (2007) Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18:701–710. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02584.x>
- Prach K, Řehouňková K, Lencová K, Jírová A, Konvalinková P, Mudrák O, Študent V, Vaněček Z, Tichý L, Petřík P, Šmilauer P, Pyšek P (2014b) Vegetation succession in restoration of

disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across
19 seres. *Applied Vegetation Science* 17:193–200. <https://doi.org/10.1111/avsc.12064>

Pyšek P (1992) Dominant species exchange during succession in reclaimed habitats: A case
study from areas deforested by air pollution. *Forest Ecology and Management* 54:27–44.
[https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90003-R](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90003-R)

Pyšek P, Chytrý M (2014) Habitat invasion research: where vegetation science and invasion
ecology meet. *Journal of Vegetation Science* 25:1181–1187.
<http://dx.doi.org/10.1111/jvs.12146>

Pyšek P, Danihelka J, Sádlo J, Chrtěk J, Chytrý M, Jarošík V, Kaplan Z, Krahulec F, Moravcová
L, Štajerová K, Tichý L (2012) Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd
edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84:155–256.

Pyšek P, Jarošík V (2005): Residence time determines the distribution of alien plants. In: Inderjit
(ed) *Invasive plants: ecological and agricultural aspects*, Birkhäuser Verlag-AG, Basel, pp
77–96.

Pyšek P, Jarošík V, Pergl J (2011) Alien plants introduced by different pathways differ in
invasion success: unintentional introductions as greater threat to natural areas? *Plos One*
6:1–6. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0024890>

Pyšek P, Jarošík V, Pergl J, Randall R, Chytrý M, Kühn I, Tichý L, Danihelka J, Chrtěk J, Sádlo
J (2009a) The global invasion success of Central European plants is related to distribution
characteristics in their native range and species traits. *Diversity and Distributions* 15:891–
903. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00602.x>

Pyšek P, Křivánek M, Jarošík V (2009b) Planting intensity, residence time, and species traits
determine invasion success of alien woody species. *Ecology* 90:2734–2744.

Pyšek P, Manceur MA, Alba Ch, McGregor FK, Pergl J, Štajerová K, Chytrý M, Danihelka J,
Kartesz J, Klimešová J, Lučanová M, Moravcová L, Nishino M, Sádlo J, Suda J, Tichý L,
Kühn I (2015) Naturalization of central European plants in North America: species traits,
habitats, propagule pressure, residence time. *Ecology* 96:762–774.
<http://dx.doi.org/10.1890/14-1005.1>

Pyšek P, Richardson DM (2007) Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we
stand? In: Nentwig W (ed) *Biological Invasions*. Springer, New York, pp 97–125.

- 1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25–55.
<https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- R Development Core Team (2014) R: a language and environment for statistical computing. In: R Foundation for Statistical Computing. R Development CoreTeam, Vienna, Austria,
<https://cran.r-project.org/>. Accessed 13 November 2017.
- Razanajatovo M, Fohr C, Fischer M, Prati D, Kleunen van M (2015) Non-naturalized alien plants receive fewer flower visits than naturalized and native plants in a Swiss botanical garden. *Biological Conservation* 182:109–116.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.043>
- Reichard SH, White P (2001) Horticulture as a pathway of invasive plant introductions in the United States. *BioScience* 51:103–113. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0103:HAAPOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0103:HAAPOI]2.0.CO;2)
- Rejmánek M (1989) Invasibility of plant communities. In: Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, Williamson M (eds) *Biological invasions: a global perspective*. John Wiley and Sons, Chichester, pp 369–388.
- Rejmánek M, Richardson MD (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77:1655–1661. <http://dx.doi.org/10.2307/2265768>
- Rouget M, Richardson MD (2003) Inferring process from pattern in plant invasions: A semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. *The American Naturalist* 162:713–724. <https://doi.org/10.1086/379204>
- Roy HE, Peyton J, Aldridge DC, Bantock T, Blackburn TM, Britton R, Clark P, Cook E, Dehnen- Schmutz K, Dines T, Dobson M, Edwards F, Harrower C, Harvey MC, Minchin D, Noble DG, Parrott D, Pocock MJ, Preston CD, Roy S, Salisbury A, Schönrogge K, Sewell J, Shaw RH, Stebbing P, Stewart AJ and Walker KJ (2014) Horizon scanning for invasive alien species with the potential to threaten biodiversity in Great Britain. *Global Change Biology* 20:3859–3871. <https://doi.org/10.1111/gcb.12603>
- Schantz MC, Sheley RL, James JJ (2018) Effects of propagule pressure and priority effects on seedling recruitment during restoration of invaded grassland. *Journal of Arid Environments* 150:62–70. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.12.001>

- Schmidt PJ, Drake MJ (2011) Time since introduction, seed mass, and genome size predict successful invaders among the cultivated vascular plants of Hawaii. *Plos One* 6:1–7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017391>
- Seebens, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, Jeschke JM, Pagad S, Pyšek P, Winter M, Arianoutsou M (2017) No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8:14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>
- Shwartz A, Turbé A, Simon A, Julliard R (2014) Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. *Biological Conservation* 171:82–90. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.009>
- Simberloff D (2009) The role of propagule pressure in biological invasions. *Annual Review of Ecology and Evolution Systeme* 40:81–102. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304>
- Steinberg D, Colla P (1995) CART: Tree-structured Non-parametric Data Analysis. Salford Systems, San Diego, USA.
- Strayer LD (2012) Eight question about invasions ecosystem functioning. *Ecology Letters* 15:1199–1210. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01817.x>
- Sukopp H (2002) On the early history of urban ecology in Europe. *Preslia* 74:373–393.
- Ter Braak CJ, Šmilauer P (1998) CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows – Software for Canonical Community Ordination (version 5). Centre for Biometry, Wageningen.
- Ter Braak CJ, Šmilauer P (2012) Canoco 5: Software for Multivariate Data Exploration, Testing and Summarization.
- Thuiller W, Richardson MD, Rouget M, Procheş S, Wilson RJ (2006) Interactions between environment, species traits and human uses describe patterns of plant invasion. *Ecology* 87:1755–1769. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1755:IBESTA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1755:IBESTA]2.0.CO;2)
- Wijnands J (2005) Sustainable international networks in the flower industry: bridging empirical findings and theoretical approaches. International Society for Horticultural Science, Leuven.
- Wilson RJ, Richardson MD, Rouget M, Procheş S, Amis AM, Henderson L, Thuiller W (2007) Residence time and potential range: crucial considerations in modelling plant invasions. *Diversity and Distributions* 13:11–22. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2006.00302.x>

1 Xia Y, Deng X, Zhou P, Shima K, da Silva JAT (2006) The World floriculture industry:
2 dynamics of production and markets. In: da Silva JAT (ed) Floriculture, ornamental and
3 plant biotechnology 4, pp 336–347.
4

5 Yang J, La Sorte FA, Pyšek P, Yan P, Nowak D, McBride J (2015) The compositional similarity
6 of urban forests among the world’s cities is scale dependent. Global Ecology and
7 Biogeography 24:1413–1423. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12376>
8
9

10 11 12 **Supporting information** 13

14
15
16 Additional supporting information may be found in Appendix 1
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

Fig. 1. Arrangement and the year of establishment of experimental perennial beds. Empty sites are new beds established after 2010 which were not analyzed (Baroš 2011).

Fig. 2. The relationship between survival and residual errors. Dashed line are the thresholds of survival. Taxa above this threshold decreased their abundance or disappeared (81 taxa) and below it increased (215 taxa) in comparison with the initial abundance.

Fig. 3. Summary tree for all garden. Successful taxa have the strong generative reproduction. If taxa have not or have only exceptionally generative reproduction, then taxa heigher then 1 m have survived better. STD: Standard deviation, Avg: Average, N: Number of observation.

Fig. 1

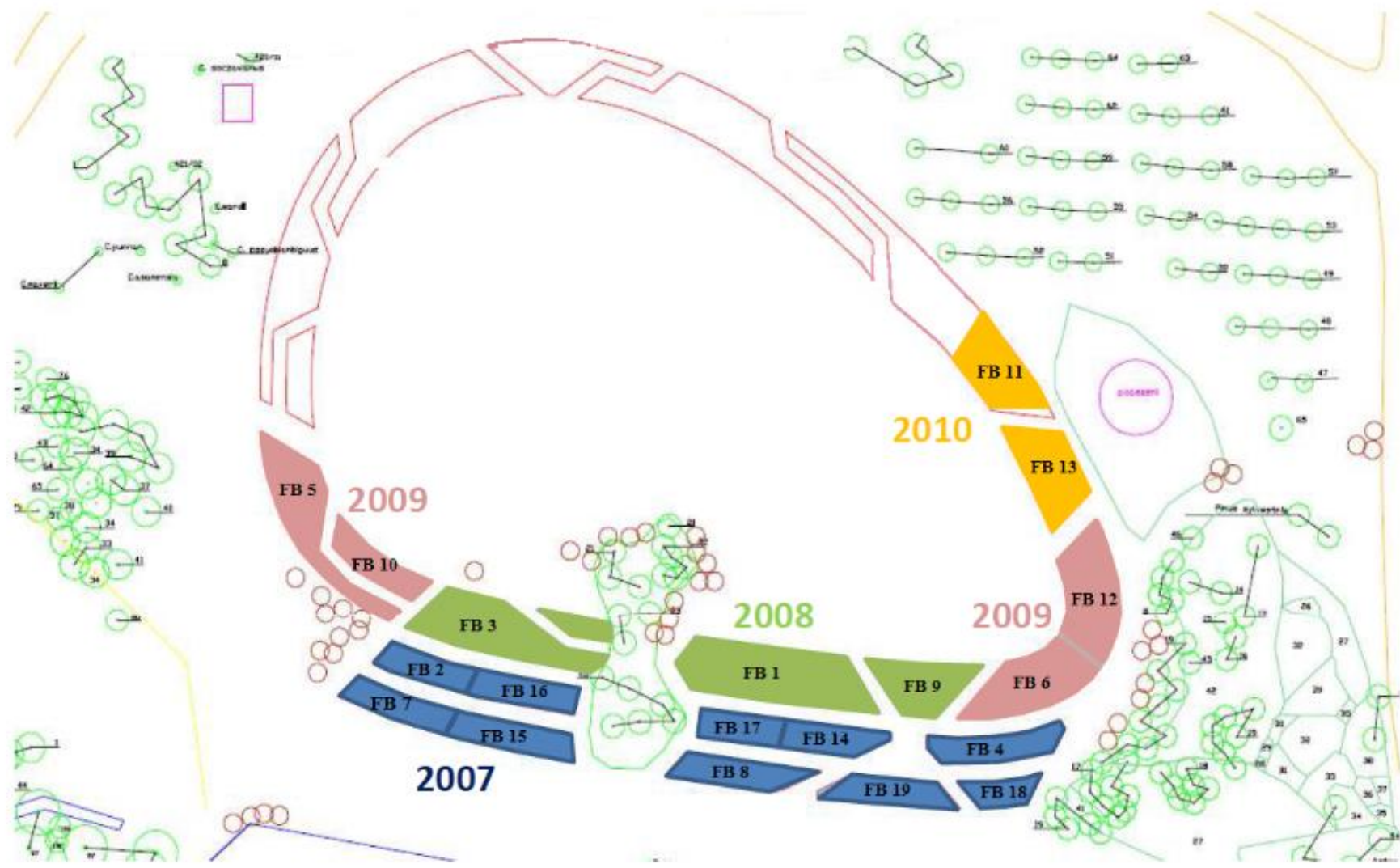


Fig. 2

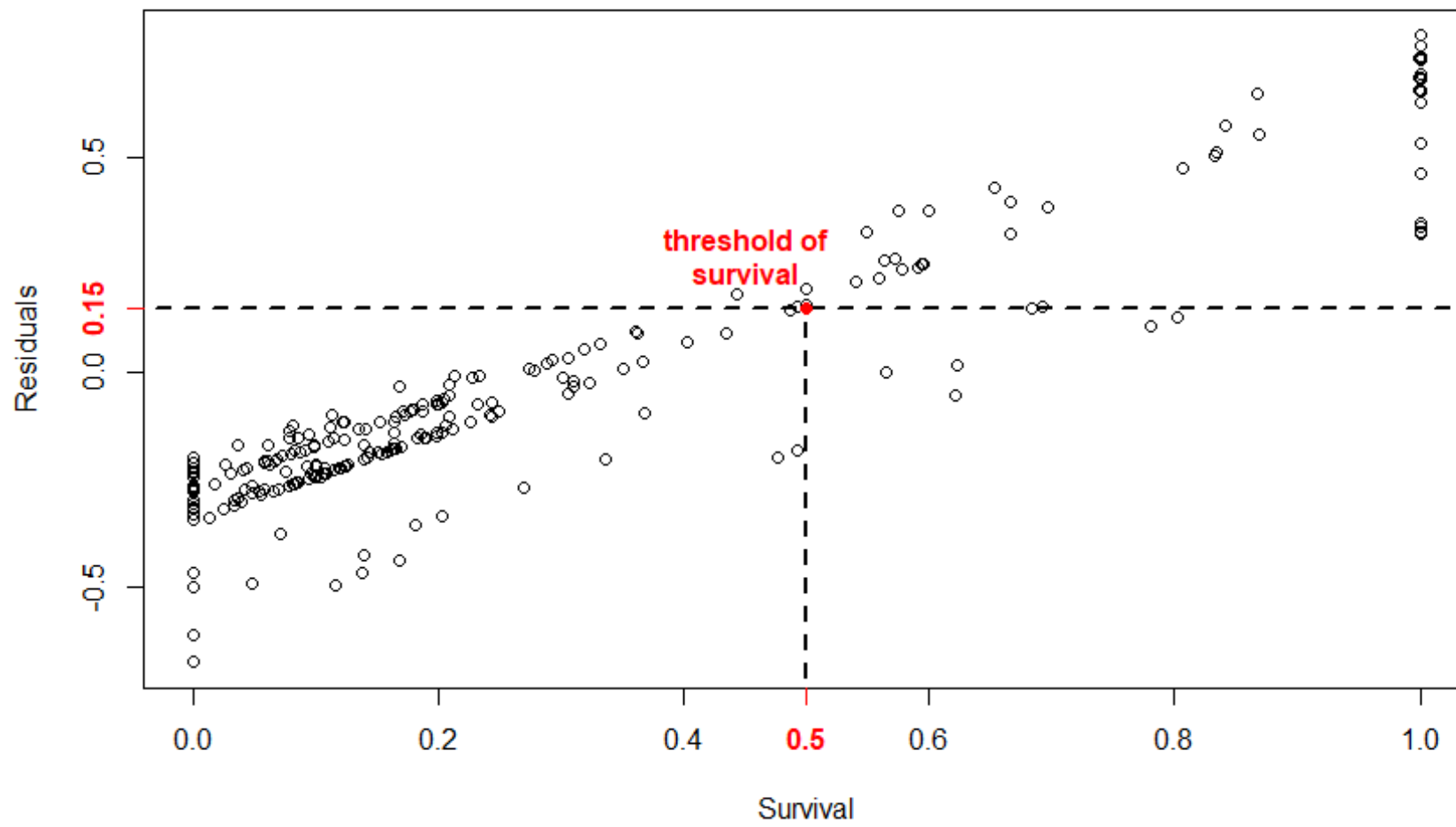


Fig. 3

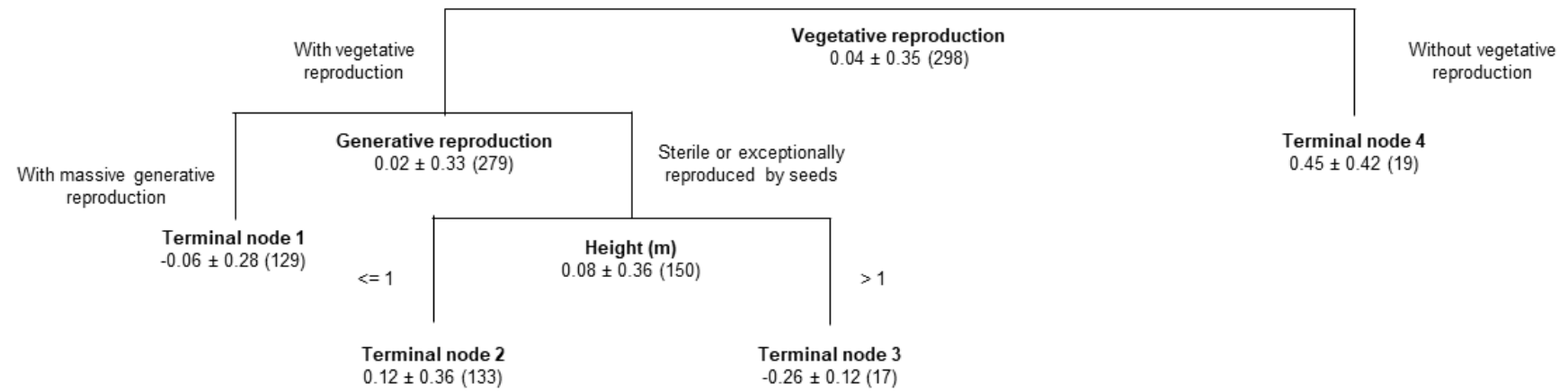


Table 1. The date of establishment, numbers of taxa in initial plantings and in recent composition, and taxa considered as dominant shown for the flower beds (FB) in both periods. Planted dominant taxa are arranged according to their decreasing initial abundances. Recent dominant taxa are arranged according to the decreasing difference in abundance between both periods (recent minus initial).

FLOWER BED	ESTABLISHED	PLANTED	OBSERVED (2016)	ABSOLUTE DIFFERENCE	PLANTED DOMINANT SPECIES	RECENT DOMINANT SPECIES
FB 1	2008	26	44	18	<i>Aster ptarmicoides</i>	<i>Echinacea purpurea</i> , <i>Aster turbinellus</i>
FB 2	2007	31	39	8	<i>Origanum vulgare</i>	<i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i>
FB 3	2008	35	39	4	<i>Echinacea pallida</i>	<i>Pycnanthemum pilosum</i> , <i>Artemisia ludoviciana</i>
FB 4	2007	32	47	15	<i>Aster dumosus</i>	<i>Echinacea purpurea</i> , <i>Artemisia ludoviciana</i>
FB 5	2009	39	43	4	<i>Bouteloua curtipendula</i>	<i>Coreopsis palmata</i>
FB 6	2009	37	38	1	<i>Bouteloua curtipendula</i>	<i>Knautia macedonica</i>
FB 7	2007	32	38	6	<i>Linum perenne</i> , <i>Prunella grandiflora</i>	<i>Lychnis coronaria</i>
FB 8	2007	29	28	1	<i>Penstemon digitalis</i>	<i>Phlomis russeliana</i> , <i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i>
FB 9	2008	23	48	25	<i>Geum triflorum</i> , <i>Oenothera macrocarpa</i>	<i>Geum triflorum</i> , <i>Artemisia ludoviciana</i>
FB 10	2009	31	40	9	-	<i>Coreopsis verticillata</i> , <i>Coreopsis palmata</i>
FB 11	2010	33	46	13	<i>Sedum</i> sp.	<i>Verbascum chaixii</i>
FB 12	2009	39	42	3	<i>Geum triflorum</i> , <i>Pulsatilla patens</i>	<i>Knautia macedonica</i> , <i>Aquilegia</i> sp.
FB 13	2010	25	44	19	<i>Thymus pulegioides</i>	<i>Geranium sanguineum</i>
FB 14	2007	19	37	18	<i>Aster dumosus</i>	<i>Aster dumosus</i> , <i>Linum perenne</i>
FB 15	2007	30	35	5	<i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i>	<i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i> , <i>Lychnis coronaria</i>
FB 16	2007	13	21	8	<i>Aster dumosus</i> , <i>Linum perenne</i> , <i>Nepeta</i> × <i>faassenii</i> , <i>Sedum floriferum</i>	<i>Geranium sanguineum</i>
FB 17	2007	16	31	15	<i>Coreopsis verticillata</i> , <i>Salvia nemorosa</i>	<i>Centranthus ruber</i> , <i>Coreopsis verticillata</i>
FB 18	2007	18	31	13	<i>Calamintha nepeta</i> , <i>Geranium renardii</i>	<i>Aquilegia</i> sp.
FB 19	2007	15	23	8	<i>Papaver orientale</i>	<i>Centranthus ruber</i> , <i>Aster novae-anglie</i> , <i>Aster dumosus</i>

Table 2. Linear models performed to analyse the data. B1–B3 are models of survival depending on the height of plants, SLA, generative and vegetative reproduction and flower bed (FB). G1–G3 are models where the variable flower bed was excluded, and traits were averaged for all FB. Models with the lowest Akaike’s Information Criterion (AIC) were chosen as the most plausible (Burnham and Anderson 2002).

Models with flower beds variable	AIC	Df	Models for all garden	AIC	Df
B1	43.63	26	G1	-27.47	8
B2	29.76	6	G2	-29.91	6
B3	27.81	5	G3	-31.39	5

Table 3. Summary of regression trees for individual flower beds (FB) and pooled data. Variables appearing in the trees are marked by +. Significant trees are shown in Appendix Fig. 15.

Flower bed no.	Number of nodes	Relative Error	SLA	Height	Generative reproduction	Vegetative reproduction
2	2	0.725				+
5	2	0.677				+
8	2	0.626				+
17	2	0.438		+		
19	3	0.872	+			+
Pooled across all FB	4	0.888		+	+	+

4 Shrnutí

Pěstovaným okrasným druhům se v ekologické literatuře nedostává takové pozornosti jako volně rostoucím druhům, přitom tyto druhy představují jeden z největších zdrojů potenciálně invazních druhů. Náš výzkum byl zaměřen právě na takové okrasné, převážně stepní a prériové druhy, které by v budoucnu mohly představovat riziko pro původní flóru České republiky. Zjišťovali jsme nejen jejich invazní potenciál, ale i to, jak přežívají ve střednědobém horizontu (7–10 let) a zdali jejich úspěšnost/neúspěšnost lze vysvětlit pomocí funkčních vlastností.

Výzkum probíhal v Dendrologické zahradě Výzkumného ústavu okrasného zahradnictví v Průhonicích na 19 záhonech. V letech 2006–2010 při zakládání záhonů bylo zaznamenáno iniciální množství vysázených taxonů. Ve vegetační sezoně 2016 byla zaznamenána pokryvnost taxonů celkem 61 fytoecnologických snímků. Dále byla měřena listová plocha a listová váha, ze kterých se následně vypočítala specifická listová plocha (SLA) a výška taxonů. Ke každému taxonu byly přiřazeny jeho generativní a vegetativní reprodukční vlastnosti. Pro generativní rozmnožování byly stanoveny 3 kategorie: i) sterilní taxony, ii) taxony rozmnožující se semeny příležitostně a iii) taxony se silným generativním rozmnožováním. Podobné rozdělení bylo použito pro vegetativní rozmnožování: i) taxony bez vegetativního rozmnožování ii) taxony, které jsou schopné se udržet na místě díky vegetativnímu rozmnožování a iii) taxony se silným vegetativním růstem. Do analýzy přežívání byly rovněž začleněny fylogenetické vztahy, čímž se zohlednil vliv příbuzných taxonů.

Výsledky ukazují, že po více než 7 letech od založení byl počet taxonů ve většině záhonů vyšší než v původní výsadbě. Neměnil se však jen počet taxonů, ale také zastoupení dominant, které se oproti původní výsadbě kompletně změnilo. V současném složení dominují především rody *Aster*, *Coreopsis* a *Geranium*.

Na přežívání taxonů měly signifikantní vliv reprodukční vlastnosti a výška rostlin. Nepodařilo se prokázat vliv SLA. Nejlépe přežívaly druhy vyšší než 1 m, které kombinují oba způsoby rozmnožování. Tyto taxony mají větší šanci zvýšit svoji abundanci ve srovnání s nižšími rostlinami, pokud se vyskytují společně.

Na základě přežívání v záhonech, schopnosti tvořit dominantní porosty a schopnosti přesévat se, byly vybrány potenciálně invazní taxony, které by v budoucnu

mohly představovat riziko pro původní flóru České republiky. Těmito taxony jsou *Aquilegia* sp., *Aster dumosus*, *Knautia macedonica* a *Lychnis coronari*

5 Appendix

Table 4. All analysed taxa averaged across all garden.

Taxa	Averaged cover (%)	Averaged planted (%)	Averaged change (%)
<i>Acer</i> sp.	0.50	0.00	0.50
<i>Adonis vernalis</i>	4.17	0.76	3.40
<i>Agastache aurantiaca</i>	0.00	0.15	-0.15
<i>Agastache 'Blue Fortune'</i>	0.00	0.68	-0.68
<i>Agastache foeniculum</i>	2.17	2.24	-0.07
<i>Agrimonia eupatoria</i>	2.55	0.00	2.55
<i>Achillea 'Coronatoin Gold'</i>	6.67	0.40	6.27
<i>Achillea millefolium</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Achillea 'Moonshine'</i>	0.81	2.09	-1.28
<i>Allium aflatunense</i>	0.00	9.06	-9.06
<i>Allium aflatunense 'Purple Sensation'</i>	1.88	5.14	-3.26
<i>Allium atropurpureum</i>	0.00	0.93	-0.93
<i>Allium caeruleum</i>	0.83	10.19	-9.36
<i>Allium cernuum</i>	1.17	5.51	-4.34
<i>Allium flavum</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Allium jesdianum</i>	0.00	7.00	-7.00
<i>Allium jesdianum 'Michael Hoog'</i>	3.33	9.30	-5.96
<i>Allium jesdianum 'Purple King'</i>	0.00	10.98	-10.98
<i>Allium jesdianum 'Shing'</i>	0.00	7.96	-7.96
<i>Allium moly 'Jeannine'</i>	0.00	7.35	-7.35
<i>Allium neapolitanum</i>	0.00	12.33	-12.33
<i>Allium oreophilum</i>	0.00	13.27	-13.27
<i>Allium roseum</i>	0.00	16.44	-16.44
<i>Allium sphaerocephalon</i>	0.31	9.81	-9.50
<i>Allium strictum</i>	4.67	2.51	2.16
<i>Allium unifolium</i>	0.68	13.11	-12.43
<i>Amorpha canescens</i>	5.00	0.58	4.42
<i>Amsonia tabernaemontana</i>	1.67	2.10	-0.43
<i>Anaphalis margaritacea 'Neuschnee'</i>	5.00	1.24	3.76
<i>Anaphalis triplinervis 'Sommerschnee'</i>	4.50	2.26	2.24
<i>Andropogon gerardii</i>	18.33	2.10	16.23
<i>Anemanthele lessoniana 'Buffalo Gold'</i>	0.00	1.35	-1.35
<i>Anemone sylvestris</i>	0.90	1.32	-0.42
<i>Anthericum liliago</i>	3.33	0.76	2.57
<i>Antirrhinum majus 'Terracotta Mix'</i>	0.00	2.80	-2.80
<i>Aquilegia</i> sp.	28.33	0.52	27.81
<i>Artemisia ludoviciana</i> var. <i>albula</i> 'Silver Queen'	16.00	0.68	15.32

<i>Artemisia schmidtiana</i> 'Nana'	3.44	1.91	1.53
<i>Asparagus</i> sp.	0.10	0.00	0.10
<i>Asphodeline lutea</i>	0.00	3.32	-3.32
<i>Aster</i> (breeding 1/4/3)	5.83	1.56	4.27
<i>Aster</i> (breeding 6/3P/2)	4.00	0.94	3.06
<i>Aster</i> (breeding. 1/5/1)	0.00	1.07	-1.07
<i>Aster amellus</i>	13.33	1.53	11.81
<i>Aster amellus</i> 'Rudolf Goethe'	1.67	1.24	0.43
<i>Aster amellus</i> 'Veilchenkonigin'	5.00	1.19	3.81
<i>Aster</i> 'Anja's Choice'	0.00	3.13	-3.13
<i>Aster azureus</i>	0.00	0.93	-0.93
<i>Aster dumosus</i>	8.76	0.00	8.76
<i>Aster dumosus</i> 'Blaue Lagune'	14.21	2.86	11.35
<i>Aster dumosus</i> 'Kristina'	20.00	1.19	18.81
<i>Aster dumosus</i> 'Prof. Kippenberg'	7.50	1.66	5.84
<i>Aster dumosus</i> 'Schneekissen'	0.00	3.32	-3.32
<i>Aster dumosus</i> 'Terry's Pride'	5.83	1.75	4.08
<i>Aster dumosus</i> 'Victor'	16.67	2.95	13.72
<i>Aster ericoides</i> 'Snow Flury'	0.00	2.56	-2.56
<i>Aster lateriflorus</i> 'Bleke Bet'	0.00	0.24	-0.24
<i>Aster lateriflorus</i> 'Coombe Fishacre'	0.00	3.13	-3.13
<i>Aster lateriflorus</i> 'Lady in Black'	13.33	0.79	12.54
<i>Aster lateriflorus</i> var. <i>horizontalis</i>	8.00	2.23	5.77
<i>Aster linosyris</i>	10.04	0.96	9.07
<i>Aster novae-anglie</i> 'Purple Dom'	25.83	2.29	23.55
<i>Aster novi-belgii</i> 'Profesor Kippenberg'	4.17	1.34	2.82
<i>Aster oblongifolius</i>	10.00	0.69	9.31
<i>Aster ptarmicoides</i>	8.81	2.11	6.70
<i>Aster</i> sp.	0.50	0.00	0.50
<i>Aster turbinellus</i>	19.33	0.35	18.98
<i>Aster</i> 'Yvette Richardson'	0.00	0.98	-0.98
<i>Baptisia australis</i>	8.89	1.48	7.41
<i>Bellis perennis</i>	0.30	0.00	0.30
<i>Bergenia</i> 'Baby Doll'	16.67	2.95	13.72
<i>Bouteloua curtipendula</i>	1.25	3.26	-2.01
<i>Bouteloua gracilis</i>	0.46	2.28	-1.81
<i>Buchloe dactyloides</i>	0.08	1.78	-1.69
<i>Buphthalmum salicifolium</i>	20.00	2.67	17.33
<i>Buphthalmum salicifolium</i> 'Alpengold'	5.00	0.90	4.10
<i>Calamagrostis</i> × <i>acutiflora</i> 'Karl Foerster'	8.33	0.33	8.00
<i>Calamagrostis</i> × <i>acutiflora</i> 'Overdam'	16.67	1.55	15.11
<i>Calamagrostis brachytricha</i>	0.63	0.43	0.19
<i>Calamagrostis</i> sp.	5.00	0.00	5.00
<i>Calamintha nepeta</i>	10.00	3.13	6.88

<i>Calamintha nepeta</i> subsp. <i>glandulosa</i> 'Blue Cloud'	5.63	1.53	4.10
<i>Calamintha nepeta</i> subsp. <i>nepeta</i>	7.32	1.90	5.42
<i>Calochortus</i> 'Golden Orb'	0.00	3.93	-3.93
<i>Camassia leichtlinii</i> 'Alba'	4.17	0.93	3.23
<i>Camassia quamash</i>	1.11	10.74	-9.63
<i>Campanula glomerata</i> 'Superba'	2.29	2.08	0.20
<i>Campanula persicifolia</i>	3.33	1.14	2.19
<i>Campanula persicifolia</i> 'Alba'	0.33	1.19	-0.86
<i>Campanula poscharskyana</i>	7.50	2.05	5.45
<i>Campanula poscharskyana</i> 'Glandore'	0.00	1.33	-1.33
<i>Carex testacea</i>	0.00	0.99	-0.99
<i>Catananche caerulea</i>	8.50	1.03	7.47
<i>Centranthus ruber</i>	15.38	0.98	14.40
<i>Ceratostigma plumbaginoides</i>	0.50	3.13	-2.63
<i>Cerithe major</i>	0.00	0.75	-0.75
<i>Cirsium arvense</i>	0.42	0.00	0.42
<i>Convolvulus arvensis</i>	0.30	0.00	0.30
<i>Conyza canadensis</i>	1.03	0.00	1.03
<i>Coreopsis grandiflora</i> 'Sonnenkind'	5.00	2.17	2.83
<i>Coreopsis lanceolata</i> 'Sonnenkind'	13.33	3.13	10.21
<i>Coreopsis lanceolata</i> 'Sterntaler'	10.00	1.35	8.65
<i>Coreopsis palmata</i>	21.67	1.93	19.74
<i>Coreopsis verticillata</i> 'Grandiflora'	29.69	2.72	26.97
<i>Cosmos sulphureus</i>	0.00	0.92	-0.92
<i>Crepis biennis</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Dactylis glomerata</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Dalea purpurea</i>	0.00	2.17	-2.17
<i>Dalea purpurea</i> 'Stephanie'	0.00	2.38	-2.38
<i>Deschampsia cespitosa</i>	12.55	1.05	11.50
<i>Dianthus carthusianorum</i>	4.17	1.53	2.64
<i>Dianthus deltoides</i>	1.36	0.68	0.67
<i>Dianthus deltoides</i> 'Brillant'	1.67	1.48	0.19
<i>Dianthus knappi</i>	0.00	0.82	-0.82
<i>Dictamnus albus</i>	13.33	0.42	12.91
<i>Digitalis parviflora</i>	8.33	1.07	7.27
<i>Digitalis purpurea</i>	0.00	0.25	-0.25
<i>Echinacea angustifolia</i>	10.00	2.49	7.51
<i>Echinacea</i> cv.	8.33	2.19	6.14
<i>Echinacea pallida</i>	20.00	4.97	15.03
<i>Echinacea paradoxa</i>	2.50	0.23	2.27
<i>Echinacea purpurea</i>	19.10	1.07	18.03
<i>Echinacea purpurea</i> 'Alba'	1.25	0.46	0.79
<i>Echinacea purpurea</i> 'Baby Swan White'	3.50	1.06	2.44
<i>Echinacea purpurea</i> 'Doubledecker'	13.33	2.01	11.33
<i>Echinacea purpurea</i> 'Magnus'	21.25	1.05	20.20

<i>Echinacea purpurea</i> 'Rubinstern'	8.33	1.34	6.99
<i>Echinacea purpurea</i> 'White Luster'	1.67	1.07	0.59
<i>Echinacea tenesseeensis</i> 'Rocky Top Hybrids'	1.69	1.79	-0.10
<i>Eragrostis curvula</i>	1.67	0.92	0.75
<i>Eragrostis spectabilis</i>	0.36	2.44	-2.08
<i>Eremurus</i> cv.	0.55	0.72	-0.17
<i>Eremurus stenophyllus</i>	1.28	0.70	0.58
<i>Eryngium amethystinum</i>	6.28	0.46	5.81
<i>Eryngium planum</i> 'Blue Hobitt'	0.00	0.36	-0.36
<i>Eryngium yuccifolium</i>	1.67	0.71	0.96
<i>Euphorbia cyparissias</i>	5.82	0.90	4.92
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Euphorbia polychroma</i>	7.53	0.71	6.82
<i>Festuca amethystina</i>	1.67	0.94	0.73
<i>Festuca glauca</i>	0.00	0.40	-0.40
<i>Festuca mairei</i>	0.00	0.62	-0.62
<i>Festuca rubra</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Festuca rupicola</i>	1.17	1.44	-0.28
<i>Festuca</i> sp.	1.00	0.00	1.00
<i>Filipendula vulgaris</i>	10.63	0.63	9.99
<i>Filipendula vulgaris</i> 'Plena'	5.83	0.62	5.22
<i>Fraxinus excelsior</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Gaillardia aristata</i>	0.00	0.66	-0.66
<i>Galium album</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Gaura biennis</i>	5.00	3.13	1.88
<i>Gaura lindheimeri</i>	1.78	0.65	1.12
<i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i> 'Cambridge'	25.83	2.95	22.89
<i>Geranium</i> × <i>cantabrigiense</i> 'Karmina'	27.08	1.52	25.56
<i>Geranium dalmaticum</i>	1.67	0.93	0.74
<i>Geranium himalayense</i>	0.00	2.95	-2.95
<i>Geranium pratense</i> 'Midnight Reiter'	2.67	1.48	1.19
<i>Geranium renardii</i>	19.17	3.51	15.66
<i>Geranium sanguineum</i>	14.78	0.85	13.93
<i>Geranium sanguineum</i> 'Album'	20.00	2.14	17.86
<i>Geranium sanguineum</i> 'Aviemore'	40.00	3.46	36.54
<i>Geranium sanguineum</i> 'Striatum'	25.83	1.77	24.07
<i>Geum triflorum</i>	10.00	4.01	5.99
<i>Gladiolus byzanticus</i>	2.92	1.47	1.45
<i>Gypsophila paniculata</i> 'Festival White'	0.00	0.90	-0.90
<i>Gypsophila repens</i>	0.00	0.18	-0.18
<i>Gypsophila repens</i> 'Rosea'	0.00	0.18	-0.18
<i>Gypsophila</i> 'Rosenschleier'	1.83	2.19	-0.35
<i>Helianthella quinquenervis</i>	0.00	0.47	-0.47
<i>Helianthemum</i> 'Wisley Primrose'	0.00	0.81	-0.81

<i>Helianthus occidentalis</i>	16.25	0.70	15.55
<i>Helictotrichon sempervirens</i> 'Saphisprudel'	5.00	1.75	3.25
<i>Helipterum roseum</i>	0.00	1.24	-1.24
<i>Hemerocalis</i> 'Elegant Candy'	6.67	1.61	5.06
<i>Hieracium pillosella</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Hypericum perforatum</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Hypochaeris radicata</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Hyssopus officinalis</i>	4.51	0.87	3.64
<i>Chenopodium album</i>	0.23	0.00	0.23
<i>Inula ensifolia</i> 'Compacta'	11.11	0.92	10.19
<i>Iris barbata-media</i>	16.67	1.90	14.77
<i>Knautia macedonica</i> 'Mars Midget'	19.55	0.81	18.73
<i>Kniphofia foliosa</i>	2.53	1.02	1.51
<i>Koeleria macrantha</i>	0.00	1.43	-1.43
<i>Lactuca serriola</i>	0.30	0.00	0.30
<i>Lavandula angustifolia</i>	8.93	1.02	7.91
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.	1.50	0.00	1.50
<i>Liatris aspera</i>	0.00	0.50	-0.50
<i>Liatris graminifolia</i>	10.00	2.82	7.18
<i>Liatris pycnostachia</i>	0.00	1.04	-1.04
<i>Liatris spicata</i>	5.83	0.85	4.99
<i>Liatris spicata</i> 'Kobold'	7.50	3.07	4.43
<i>Lilium bulbiferum</i>	0.25	0.39	-0.14
<i>Limonium suworowii</i>	0.00	1.88	-1.88
<i>Linaria purpurea</i>	0.00	1.92	-1.92
<i>Linaria vulgaris</i>	5.00	0.68	4.32
<i>Linum flavum</i>	0.33	3.61	-3.27
<i>Linum narbonense</i>	0.83	1.90	-1.06
<i>Linum perenne</i>	6.24	1.12	5.11
<i>Linum perenne</i> 'Saphyr'	0.50	5.19	-4.69
<i>Linum usitatissimum</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Lolium perenne</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Lychnis coronaria</i>	11.63	0.75	10.89
<i>Lychnis coronaria</i> 'Alba'	13.50	0.36	13.14
<i>Lychnis viscaria</i>	0.17	1.41	-1.24
<i>Lythrum salicaria</i>	2.50	0.00	2.50
<i>Lythrum salicaria</i> 'Robert'	0.00	0.29	-0.29
<i>Molinia caerulea</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Molinia caerulea</i> 'Edit Dudszuz'	16.67	1.89	14.78
<i>Monarda fistulosa</i> subsp. <i>fistulosa</i>	8.02	0.95	7.07
<i>Monarda punctata</i>	0.00	1.16	-1.16
<i>Nasella tenuissima</i>	0.18	1.97	-1.79
<i>Nepeta</i> × <i>fassenii</i>	0.42	2.36	-1.94
<i>Nigella damascena</i> 'Cramers Plum'	1.67	2.31	-0.64
<i>Oenothera macrocarpa</i>	7.78	3.12	4.66
<i>Oenothera perennis</i>	5.00	1.19	3.81

<i>Oenothera pilosella</i>	6.88	2.33	4.55
<i>Origanum vulgare</i>	2.88	1.68	1.20
<i>Origanum vulgare 'Aureum'</i>	31.67	0.90	30.76
<i>Origanum vulgare 'Compactum'</i>	10.39	2.15	8.24
<i>Panicum virgatum</i>	2.50	0.36	2.14
<i>Panicum virgatum 'Rehbraun'</i>	6.67	0.20	6.47
<i>Panicum virgatum 'Rotstrahlbusch'</i>	6.75	0.34	6.41
<i>Panicum virgatum 'Sky Blue'</i>	6.83	0.34	6.49
<i>Papaver orientale</i>	3.30	1.59	1.71
<i>Parthenium integrifolium</i>	4.17	0.43	3.73
<i>Pennisetum alopecuroides 'Hameln'</i>	10.00	0.44	9.56
<i>Penstemon albertianus</i>	0.00	0.99	-0.99
<i>Penstemon barbatus</i> cv.	1.17	1.48	-0.31
<i>Penstemon digitalis 'Mystica'</i>	14.03	2.16	11.87
<i>Penstemon hirsutus</i>	7.50	2.44	5.06
<i>Penstemon serrulatus</i>	5.83	2.99	2.85
<i>Penstemon strictus</i>	6.11	2.24	3.88
<i>Perovskia abrotanoides</i>	5.42	0.51	4.90
<i>Pericaria maculosa</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Petalostemon purpureum</i>	0.17	0.84	-0.67
<i>Phlomis russeliana</i>	35.63	2.96	32.66
<i>Phlomis tuberosa</i>	20.00	0.76	19.24
<i>Plantago lanceolata</i>	0.68	0.00	0.68
<i>Platycodon grandiflorum 'Mariesii'</i>	7.83	1.64	6.19
<i>Poa pratensis</i>	1.50	0.00	1.50
<i>Potentilla argentea</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	1.67	1.84	-0.17
<i>Prunella grandiflora</i>	0.36	1.70	-1.34
<i>Prunella grandiflora 'Rubra'</i>	1.67	1.77	-0.10
<i>Pseudolysimachion incanum</i>	3.50	1.69	1.81
<i>Pseudolysimachion maritimum</i>	13.33	0.76	12.57
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	2.42	0.59	1.82
<i>Pulsatilla patens</i>	4.06	3.19	0.87
<i>Pulsatilla vulgaris</i> cv.	3.33	2.16	1.17
<i>Pycnanthemum californicum</i>	2.50	3.13	-0.63
<i>Pycnanthemum integrifolium</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Pycnanthemum pilosum</i>	18.33	1.06	17.27
<i>Pycnanthemum tenuifolium</i>	16.28	2.59	13.69
<i>Quercus</i> sp.	0.10	0.00	0.10
<i>Ratibida columnifera</i>	0.00	0.48	-0.48
<i>Ratibida columnifera</i> var. <i>pulcherrima 'Red Midget'</i>	0.00	0.94	-0.94
<i>Ratibida pinnata</i>	0.00	0.47	-0.47
<i>Rosa canina</i> agg.	0.10	0.00	0.10
<i>Rosa</i> sp.	0.10	0.00	0.10
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	0.10	0.00	0.10
<i>Rudbeckia fulgida 'Goldsturm'</i>	0.10	0.00	0.10

<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>deami</i> 'Goldsturm'	1.67	1.49	0.18
<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>deamii</i>	6.67	0.37	6.30
<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>speciosa</i>	0.00	1.86	-1.86
<i>Rudbeckia fulgida</i> var. <i>sulivantii</i> 'Goldsturm'	0.83	2.29	-1.45
<i>Rudbeckia hirta</i> 'Maya'	0.00	0.80	-0.80
<i>Rudbeckia hirta</i> 'Prairie Sun'	0.00	0.67	-0.67
<i>Rudbeckia missouriensis</i>	0.83	1.07	-0.23
<i>Ruellia humilis</i>	4.38	2.73	1.64
<i>Salvia nemorosa</i>	5.12	0.92	4.20
<i>Salvia nemorosa</i> 'Mainacht'	3.10	3.53	-0.43
<i>Salvia nemorosa</i> 'Schwellenburg'	10.00	1.19	8.81
<i>Salvia nemorosa</i> 'Viola Klose'	4.17	1.82	2.35
<i>Salvia officinalis</i> 'Berggarten'	4.44	1.61	2.84
<i>Salvia officinalis</i> 'Purpurascens'	0.00	0.59	-0.59
<i>Salvia pratensis</i> 'Rose Rhapsody'	3.33	1.19	2.14
<i>Salvia sclarea</i>	1.67	0.59	1.08
<i>Salvia</i> sp.	5.17	0.00	5.17
<i>Salvia verticillata</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Salvia verticillata</i> 'Purple Rain'	14.10	0.49	13.61
<i>Sedum album</i> 'Coral Carpet'	0.00	2.06	-2.06
<i>Sedum</i> 'Black Jack'	13.33	0.90	12.43
<i>Sedum floriferum</i> 'Weihenstephaner Gold'	7.81	4.12	3.69
<i>Sedum</i> 'Matrona'	3.72	1.23	2.49
<i>Sedum</i> 'Purpurteppich'	0.30	2.38	-2.08
<i>Sedum rupestre</i> 'Angelina'	20.00	0.00	20.00
<i>Sedum spurium</i> 'Fuldaglut'	2.00	3.51	-1.51
<i>Senecio jacobaea</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Schizarium scoparium</i> 'Prairie Blues'	12.00	2.58	9.42
<i>Solidago caesia</i>	3.33	1.34	1.99
<i>Solidago canadensis</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Solidago virgaurea</i>	1.83	0.37	1.47
<i>Sonchus asper</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Sonchus oleraceus</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Sorgastrum nutans</i>	16.67	3.13	13.54
<i>Sorgastrum nutans</i> 'Indian Steel'	1.67	0.42	1.25
<i>Sporobolus heterolepis</i>	3.61	1.68	1.93
<i>Stachys byzantina</i> 'Silver Carpet'	1.57	1.44	0.13
<i>Stipa barbata</i>	0.00	0.68	-0.68
<i>Stipa pennata</i>	9.17	0.97	8.20
<i>Stipa pulcherrima</i>	2.50	0.00	2.50
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	0.45	0.00	0.45
<i>Teucrium chamaedrys</i> 'Nanum'	22.50	1.21	21.29
<i>Thymus pulegioides</i>	2.91	2.18	0.73
<i>Thymus serpyllum</i>	5.00	2.19	2.81

<i>Tradescantia ohiensis</i>	5.89	0.70	5.19
<i>Trifolium dubium</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Verbascum chaixii</i>	25.83	0.90	24.93
<i>Verbascum nigrum</i>	5.11	0.26	4.86
<i>Verbascum</i> sp.	0.10	0.00	0.10
<i>Verbascum thapsus</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Verbena bonariensis</i>	4.17	0.67	3.50
<i>Verbena hastata</i>	0.10	0.00	0.10
<i>Verbena stricta</i>	1.30	1.88	-0.58
<i>Veronica porphyriana</i>	0.33	3.51	-3.18
<i>Veronica teucrium</i>	3.67	0.00	3.67
<i>Veronica teucrium</i> 'Knallblau'	9.79	1.43	8.37
<i>Veronica teucrium</i> 'True Blue'	16.67	1.34	15.32
<i>Vicia hirta</i>	0.37	0.00	0.37
<i>Vicia sepium</i>	2.75	0.00	2.75
<i>Viola riviniana</i>	0.50	0.00	0.50
<i>Yucca filamentosa</i>	20.00	0.53	19.47

Table 5. Taxa which were not planted in the individual beds (colonizers) or taxa with the spontaneous occurrence. *With asterisk are native taxa with the spontaneous occurrence in beds. ** With two asterisks are non-native taxa with the spontaneous occurrence in beds.

Taxon	Averaged cover (min and max cover)	Flower Bed
<i>Acer</i> sp.	0.50	FB 8
<i>Agrimonia eupatoria</i> *	2.60	FB 14
<i>Achillea millefolium</i> *	0.50	FB 13
<i>Allium flavum</i>	0.50	FB 13
<i>Aquilegia</i> sp.	23.35 (10.00– 36.7)	FB 6, 18
<i>Asparagus officinalis</i>	0.10	FB 13
<i>Aster dumosus</i>	8.10 (2.60–16.7)	FB 6, 9, 15
<i>Aster linosyris</i>	2.55 (0.10–5)	FB 12, 17
<i>Aster oblongifolius</i>	2.50	FB 17
<i>Aster ptarmicoides</i>	4.60 (4.20–5)	FB 9, 17
<i>Aster</i> sp.	6.10 (0.50–11.7)	FB 6, 13
<i>Aster turbinellus</i>	7.00	FB 9
<i>Bellis perennis</i> *	0.30 (0.10–0.5)	FB 4, 10
<i>Calamagrostis</i> sp.	5.00	FB 3
<i>Campanula glomerata</i>	2.50	FB 18
<i>Cirsium arvense</i> *	0.40 (0.1–0.5)	FB 9, 11, 12, 18
<i>Convolvulus arvensis</i>	0.3 (0.5–0.1)	FB 13, 19
<i>Conyza canadensis</i> **	0.8 (1.10–1.5)	FB 1, 10
<i>Crepis biennis</i> *	0.37 (0.10–0.5)	FB 1, 5, 13
<i>Dactylis glomerata</i> *	0.50	FB 4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	2.50	FB 16
<i>Dianthus deltoides</i>	0.5 (0.5)	FB 1, 9, 10, 14
<i>Echinacea paradoxa</i>	5.00	FB 6
<i>Echinacea purpurea</i>	6.08 (0.10–16.7)	FB 2, 9, 16, 18
<i>Eryngium amethystinum</i>	0.10	FB 2

<i>Euphorbia cyparissias</i>	2.67 (0.5–5)	FB 1, 2, 17, 18
<i>Euphorbia helioscopia</i> *	0.5 (0.5)	FB 5, 12
<i>Euphorbia polychroma</i>	5.00	FB 9
<i>Festuca rubra</i> *	0.3 (0.1–0.5)	FB 11, 15
<i>Festuca</i> sp.	1 (0.50–1.5)	FB 3, 7
<i>Filipendula vulgaris</i>	2.50	FB 2
<i>Fraxinus excelsior</i> *	0.10	FB 13
<i>Galium album</i> *	0.50	FB 10
<i>Geranium dalmaticum</i>	2.50	FB 15
<i>Geranium sanguineum</i>	3 (1.5–5)	FB 2, 3, 17
<i>Helianthus occidentalis</i>	5.00	FB 3
<i>Hieracium pillosella</i> *	0.50	FB 5
<i>Hypericum perforatum</i> *	0.10	FB 13
<i>Hypochaeris radicata</i> *	0.50	FB 5
<i>Hyssopus officinalis</i>	0.10	FB 2
<i>Chenopodium album</i> *	0.2 (0.1–0.3)	FB 5, 10
<i>Lactuca serriola</i> *	0.23 (0.1–0.5)	FB 9, 14, 15
<i>Lavandula angustifolia</i>	2.50	FB 17
<i>Leucanthemum vulgare</i> *	1.50 (0.50–2.5)	FB 14, 18
<i>Linum perenne</i>	0.50	FB 1
<i>Linum usitatissimum</i>	0.40	FB 12
<i>Lolium perenne</i> *	0.10	FB 1
<i>Lychnis coronaria</i>	1.5 (0.5–2.5)	FB 3, 17
<i>Lythrum salicaria</i>	2.50	FB 13
<i>Molinia caerulea</i>	0.50	FB 17
<i>Monarda fistulosa</i> subsp. <i>fistulosa</i>	1.57 (0.90–2.5)	FB 9, 10, 14
<i>Muscari armeniacum</i>	2.50	FB 15
<i>Papaver orientale</i>	0.50	FB 14
<i>Persicaria maculosa</i> *	0.50	FB 11
<i>Phlomis russeliana</i>	5.00	FB 17

<i>Plantago lanceolata</i> *	0.59 (0.10–1.5)	FB 1, 3, 6, 7, 9, 10, 11
<i>Platycodon grandiflorum</i>	4.30	FB 18
<i>Poa pratensis</i> *	1.50	FB 4
<i>Potentilla argentea</i> *	0.4 (0.30–0.5)	FB 5, 7
<i>Prunella grandiflora</i>	2.50	FB 18
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	3.25 (1.50–5)	FB 7, 12
<i>Pycnanthemum integrifolium</i>	0.10	FB 12
<i>Pycnanthemum tenuifolium</i>	0.50	FB 9
<i>Quercus robur</i> *	0.10	FB 4
<i>Rosa canina</i> agg*.	0.1 (0.1)	FB 1, 2, 4, 5, 9
<i>Rubus fruticosus</i> agg.*	0.10	FB 12
<i>Rudbeckia fulgida</i>	0.10	FB 18
<i>Salvia nemorosa</i>	0.3 (0.1–0.5)	FB 12, 18
<i>Salvia</i> sp.	5.15 (5.00–5.30)	FB 1, 3
<i>Salvia verticillata</i>	0.8 (0.1–1.5)	FB 2, 7
<i>Sedum rupestre</i>	15.65 (2.5–28.8)	FB 16, 17
<i>Senecio jacobaea</i>	0.10	FB 8
<i>Solidago canadensis</i> **	0.50	FB 13
<i>Sonchus asper</i> *	0.10	FB 5
<i>Sonchus oleraceus</i> *	0.4 (0.3–0.5)	FB 11, 12
<i>Stachys byzantina</i>	0.50	FB 16
<i>Stipa pulcherrima</i>	2.50	FB 14
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> *	0.43 (0.10–0.5)	FB 1, 12, 13, 14, 19
<i>Thymus pulegioides</i>	1.50	FB 3
<i>Tradescantia ohiensis</i>	4.30	FB 9
<i>Trifolium dubium</i> *	0.10	FB 18
<i>Verbascum nigrum</i>	1.2 (0.10–2.5)	FB 1, 9, 11, 17, 18, 19

<i>Verbascum</i> sp.	0.10	FB 2
<i>Verbascum thapsus</i> *	0.50	FB 3
<i>Verbena hastata</i>	0.10	FB 2
<i>Verbena stricta</i>	0.50	FB 3
<i>Veronica teucrium</i>	3.66 (0.50–10)	FB 1, 3, 9
<i>Vicia hirta</i> *	0.37 (0.10–0.5)	FB 10, 14, 18
<i>Vicia sepium</i> *	2.75 (0.5–5)	FB 4, 14
<i>Viola riviniana</i> *	0.50	FB 14

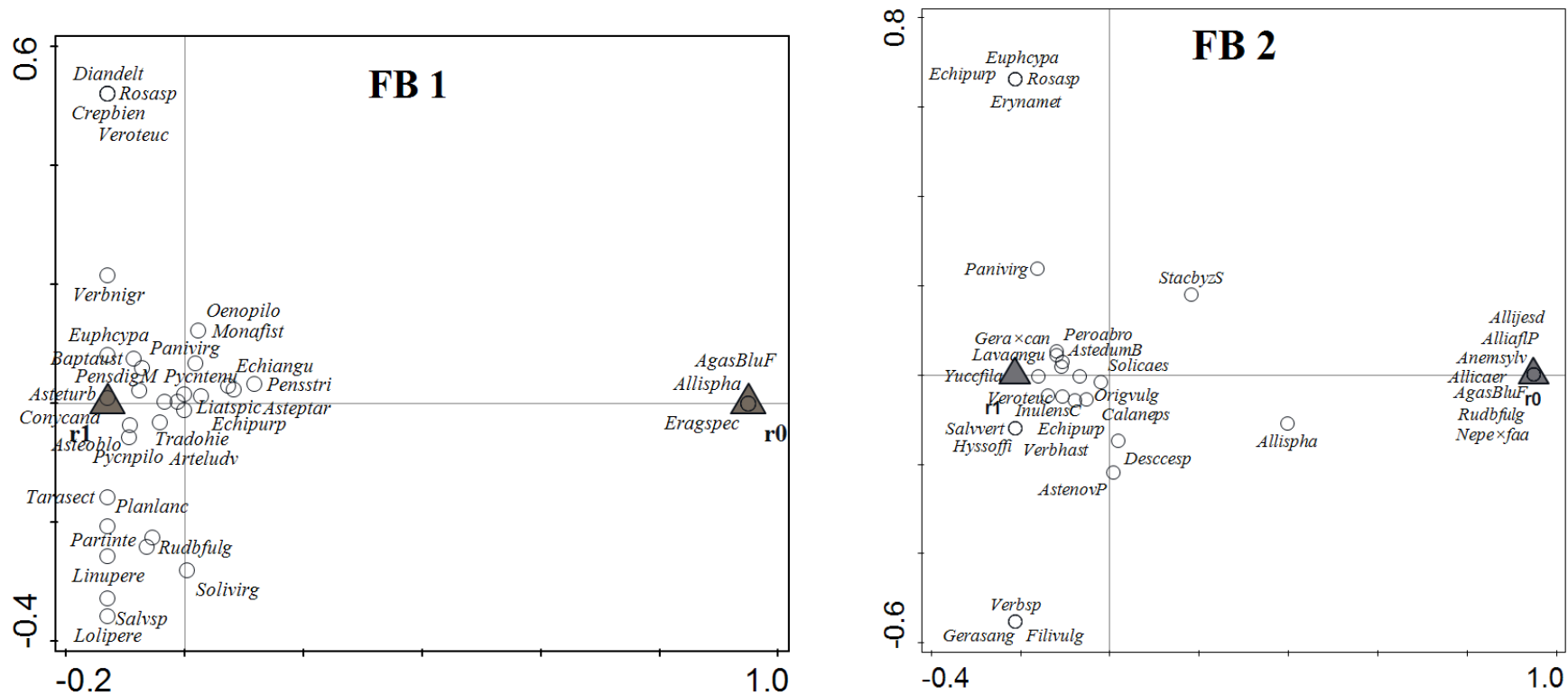


Fig. 5 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 1 (dominant taxa: *Echinacea purpurea*, *Aster turbinellus*) and FB 2 (dominant taxa: *Geranium × cantabrigiense*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

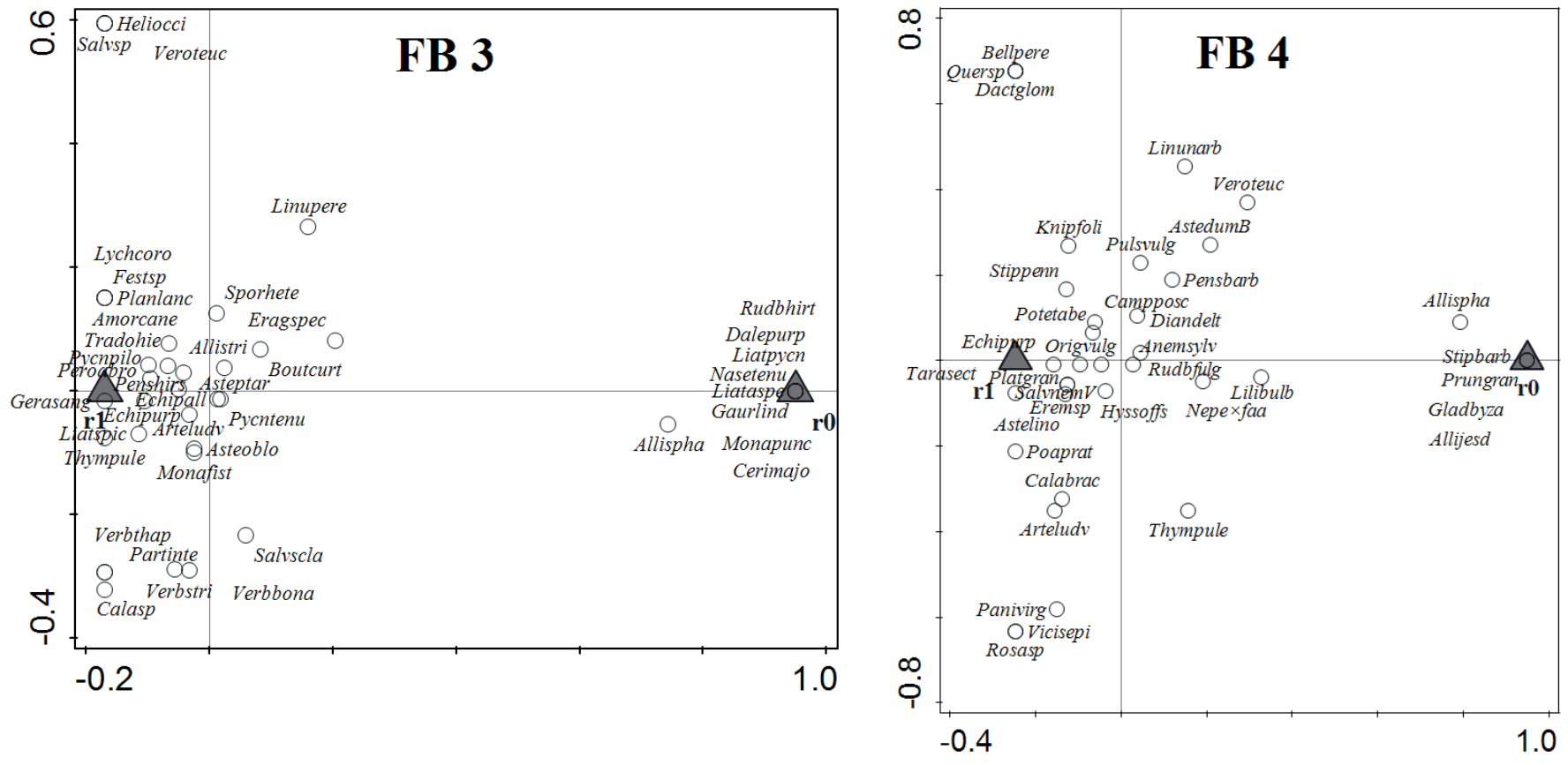


Fig. 6 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 3 (dominant taxa: *Pycnanthemum pilosum*, *Artemisia ludoviciana*) and FB 4 (dominant taxa: *Echinacea purpurea*, *Artemisia ludoviciana*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

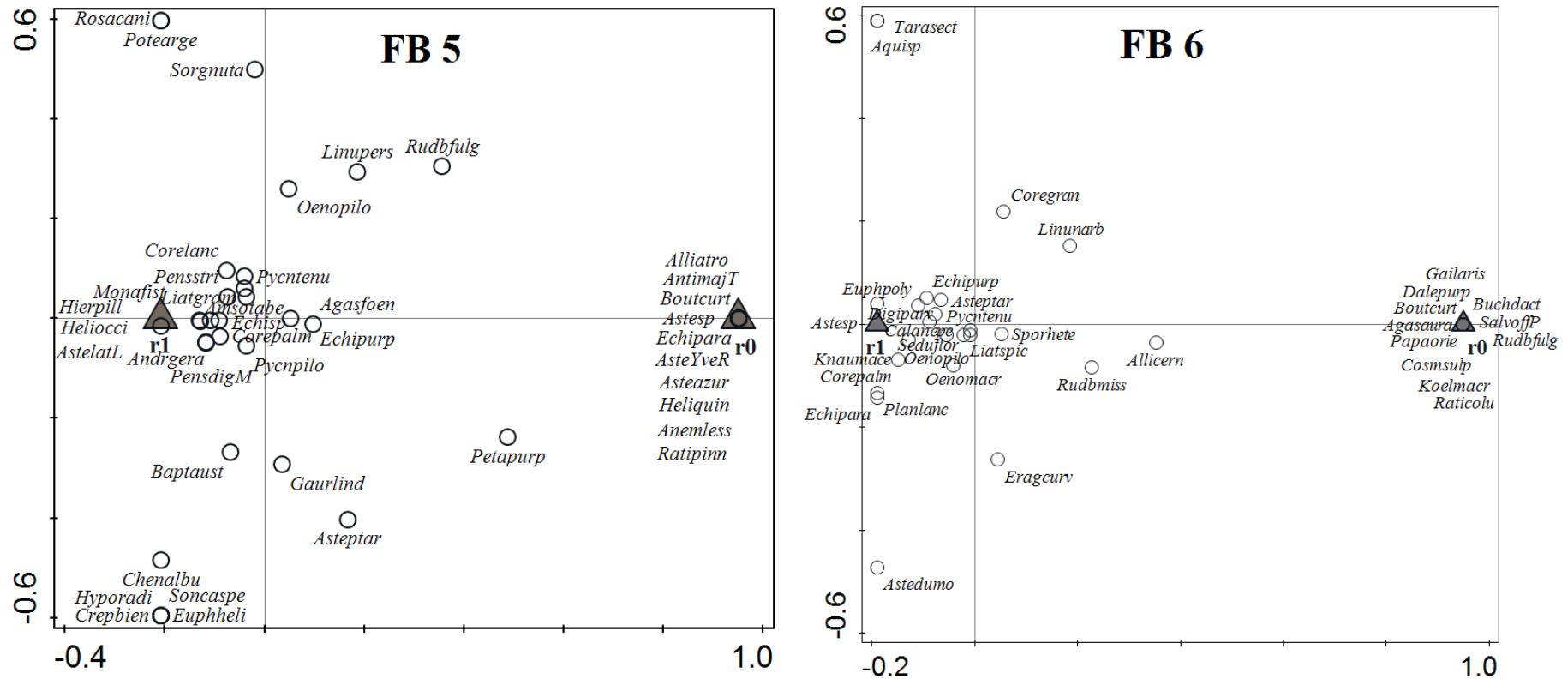


Fig. 7 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 5 (dominant taxa: *Coreopsis palmata*) and FB 6 (dominant taxa: *Knautia macedonica*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

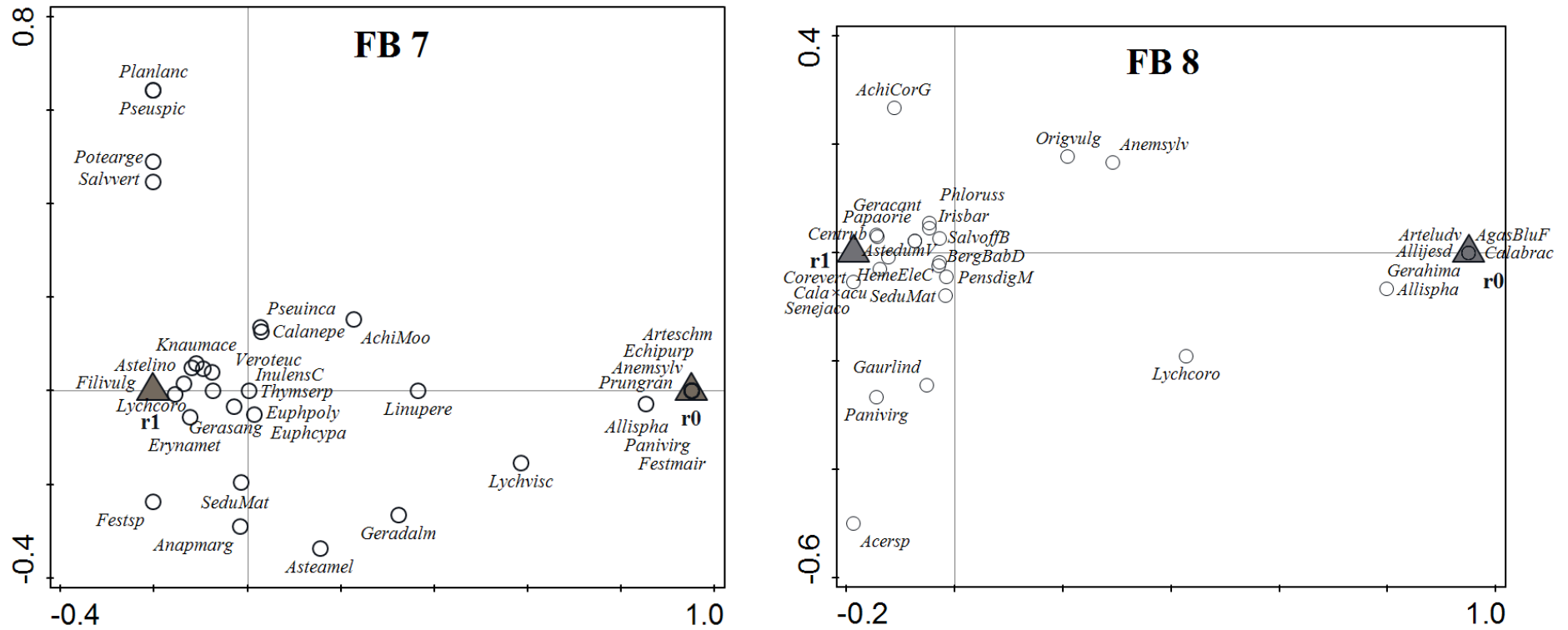


Fig. 8 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 7 (dominant taxa: *Lychnis coronaria*) and FB 8 (dominant taxa: *Phlomis russeliana*, *Geranium × cantabrigiense*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

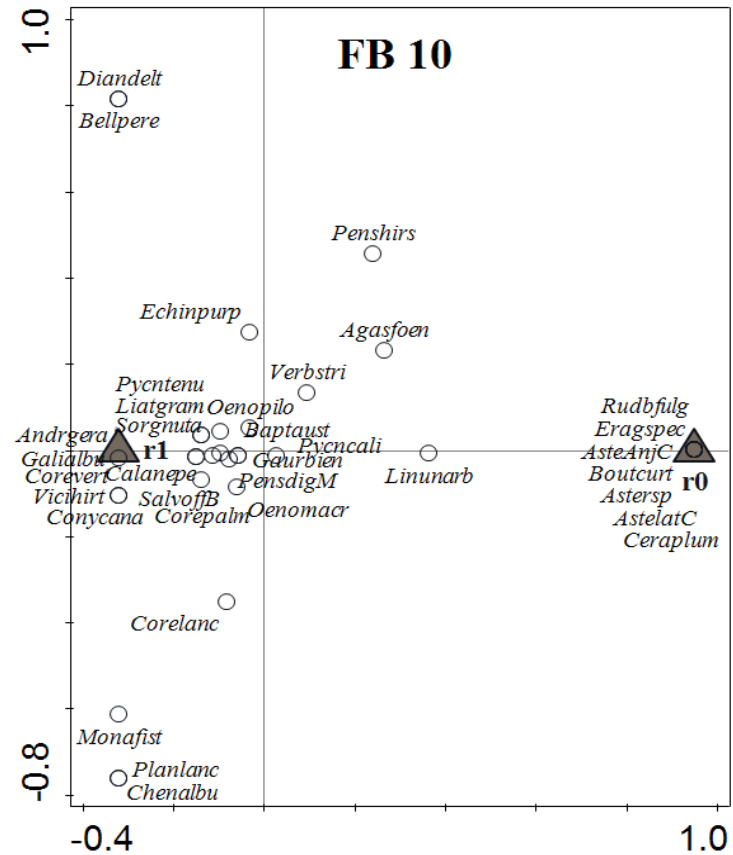
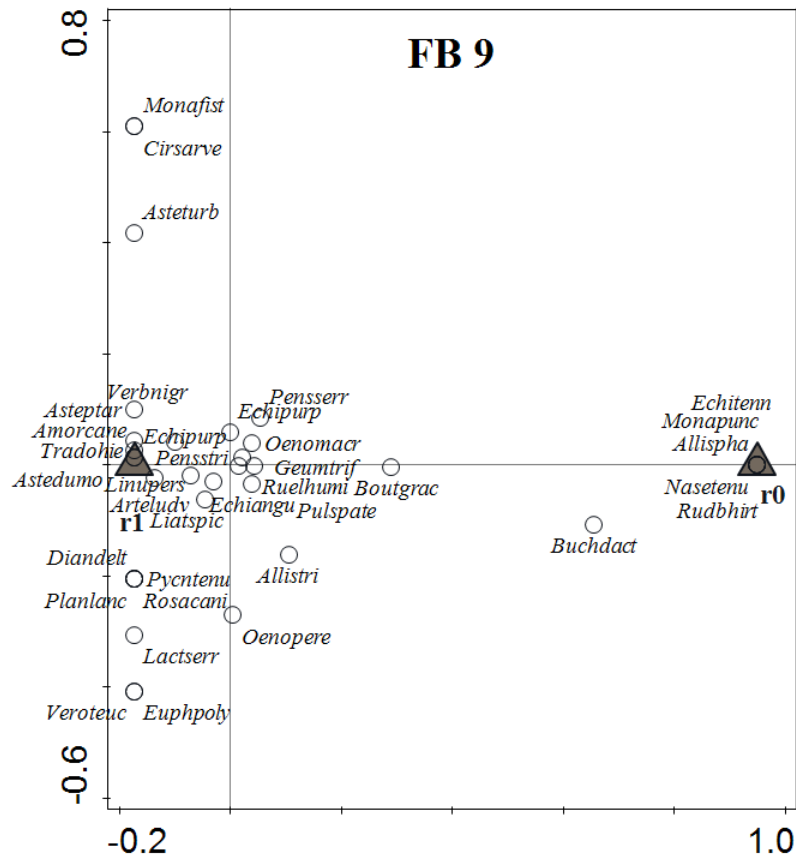


Fig. 9 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 9 (dominant taxa: *Geum triflorum*, *Artemisia ludoviciana*) and FB 10 (dominant taxa: *Coreopsis verticillata*, *Coreopsis palmata*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

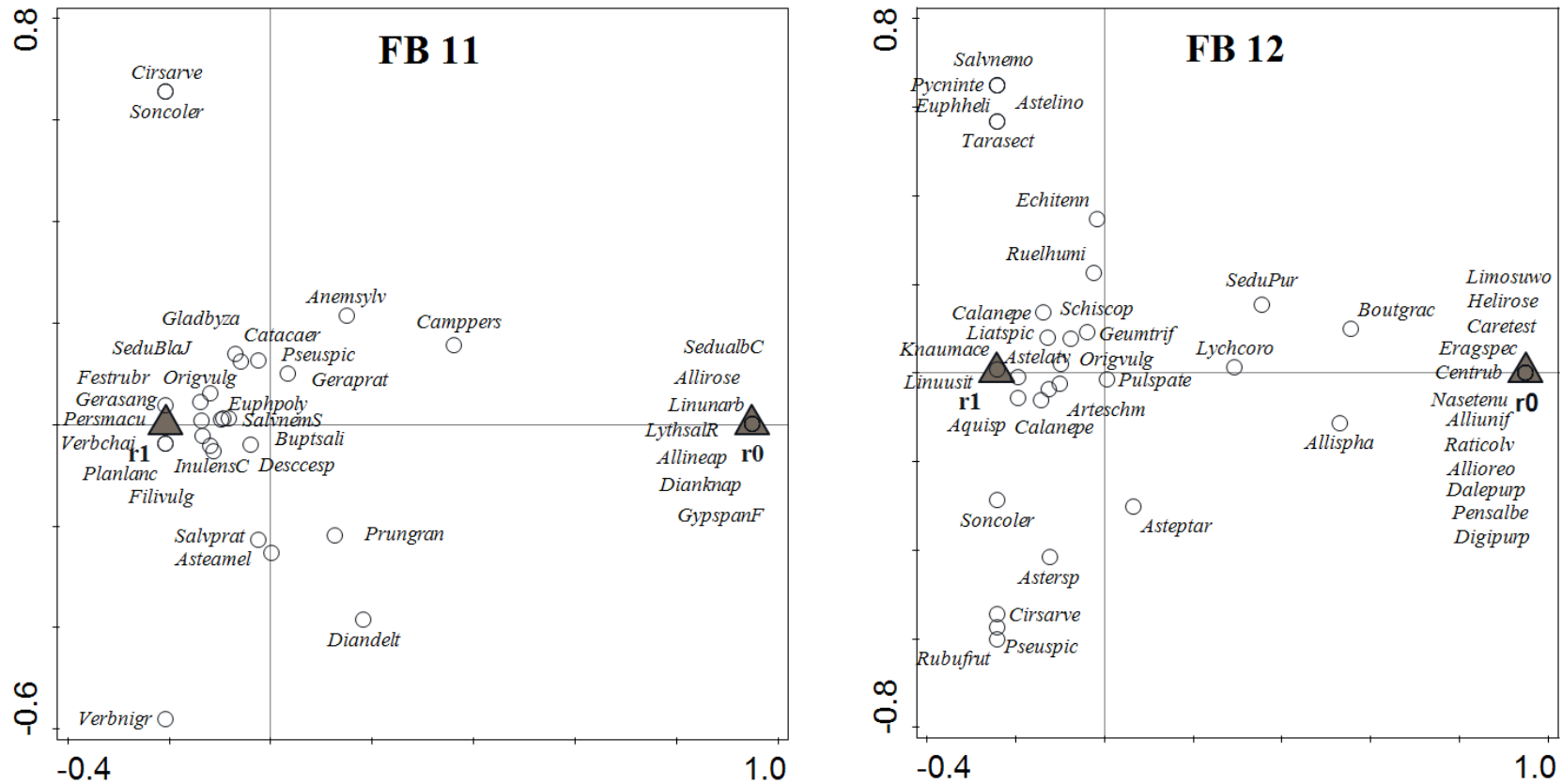


Fig. 1 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 11 (dominant taxa: *Verbascum chaixii*) and FB 12 (dominant taxa: *Knautia macedonica*, *Aquilegia* sp.). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

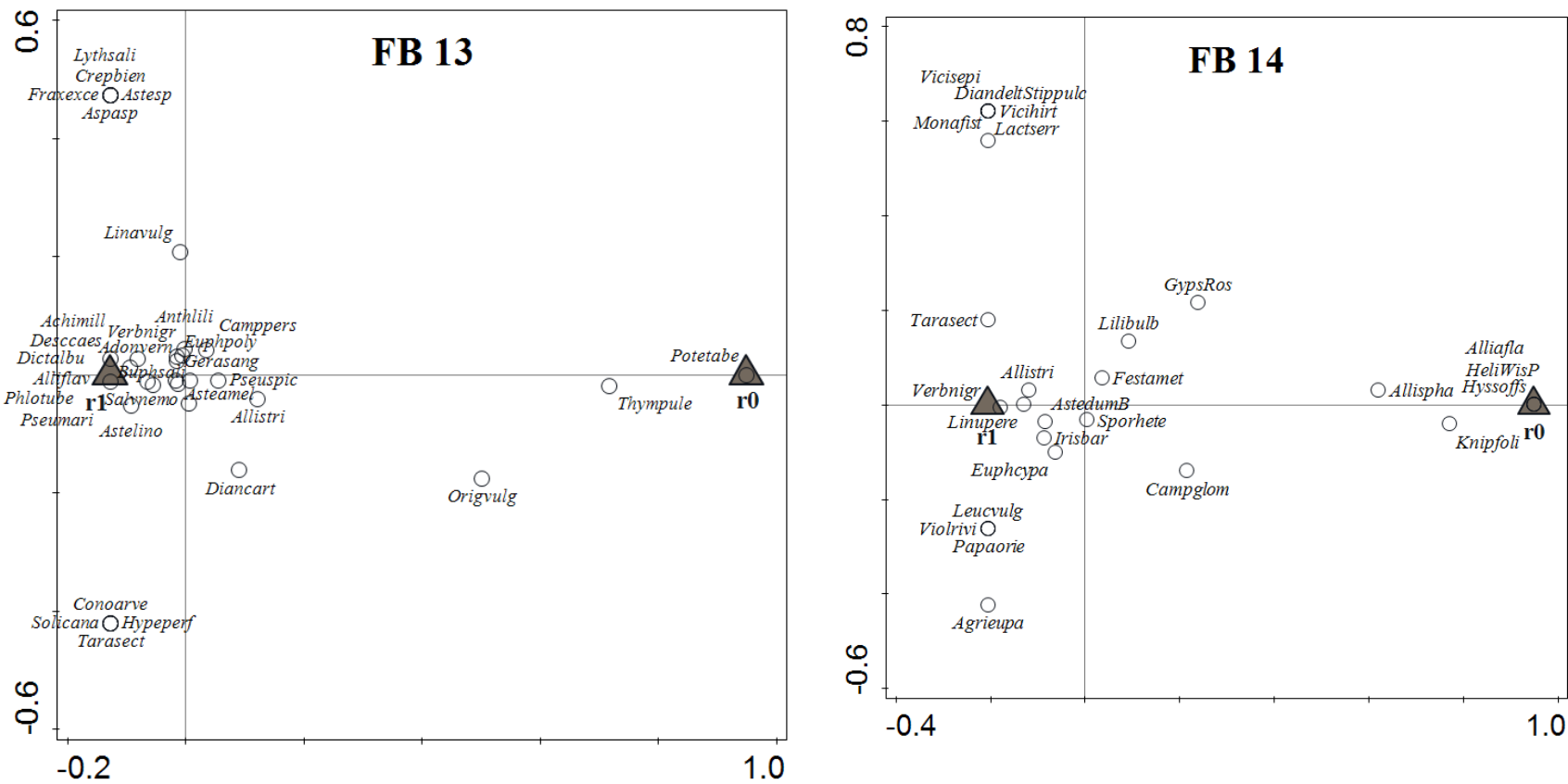


Fig. 11 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 13 (dominant taxa: *Geranium sanguineum*) and FB 14 (dominant taxa: *Aster dumosus*, *Linum perenne*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

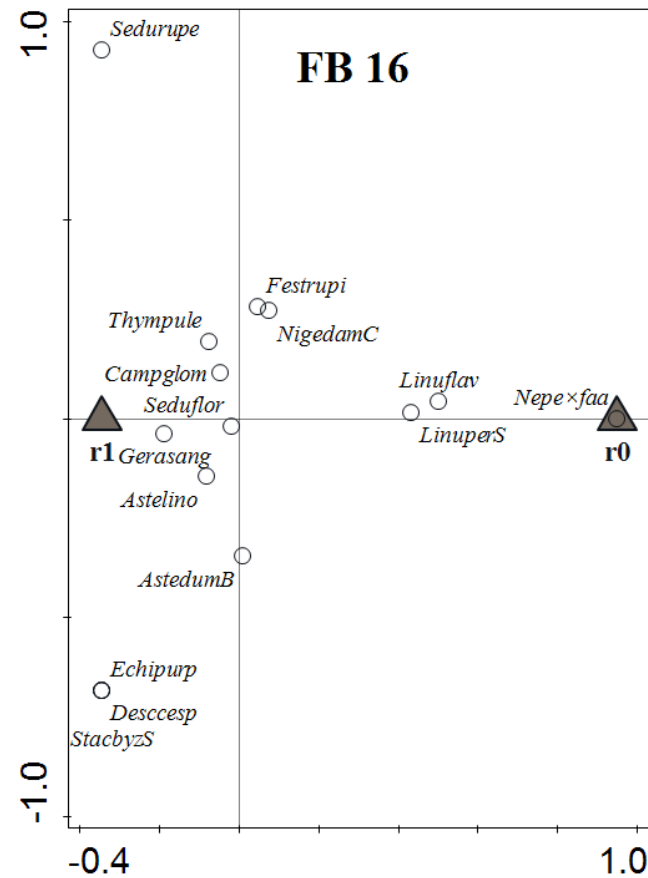
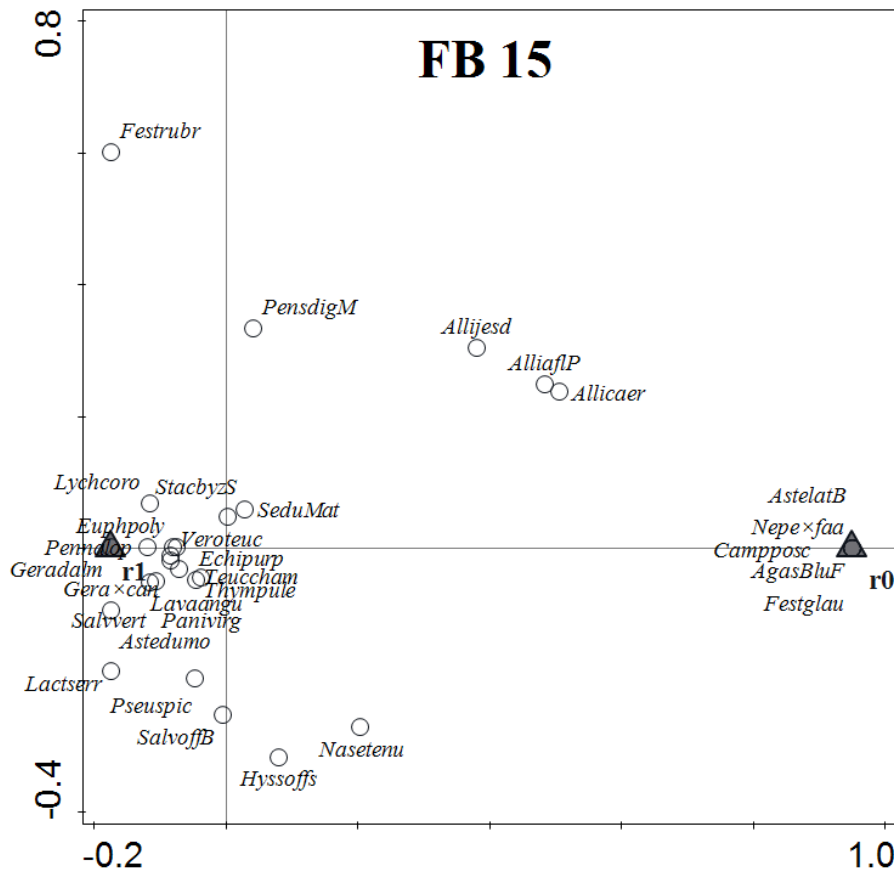


Fig. 12 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 15 (dominant taxa: *Geranium × cantabrigiense*, *Lychnis coronaria*) and FB 16 (dominant taxa: *Geranium sanguineum*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

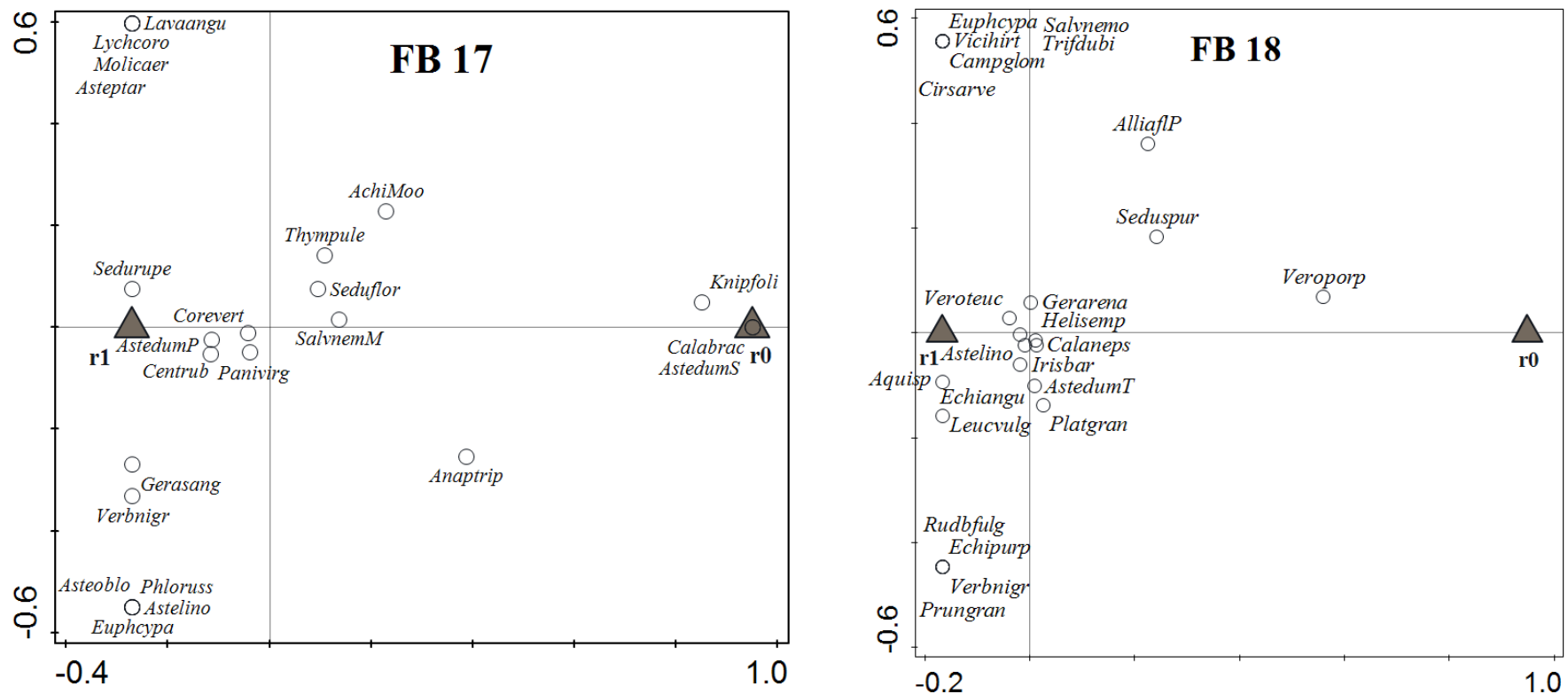


Fig. 13 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 17 (dominant taxa: *Centranthus ruber*, *Coreopsis verticillata*) and FB 18 (dominant taxa: *Aquilegia* sp.). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

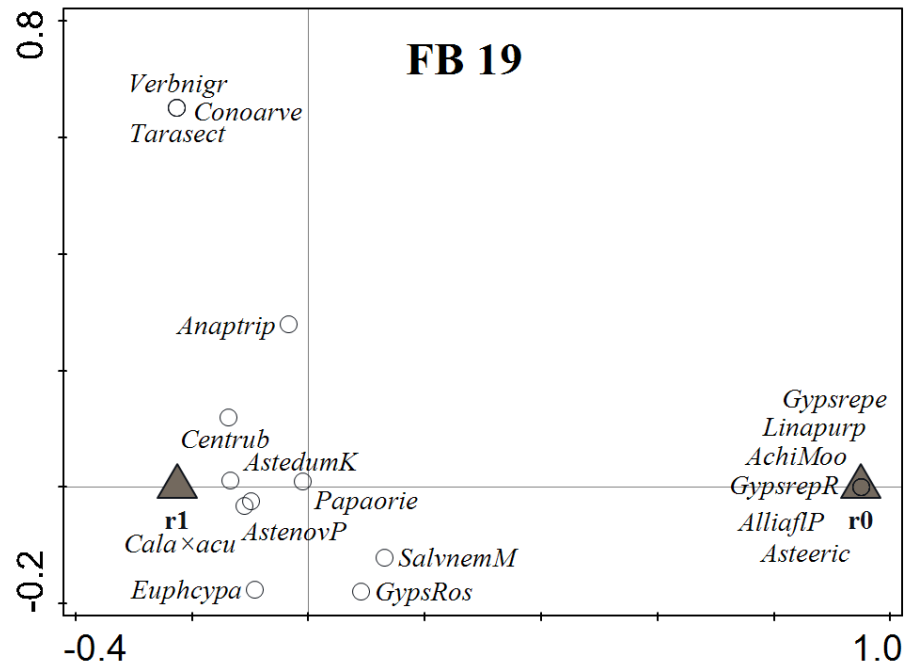
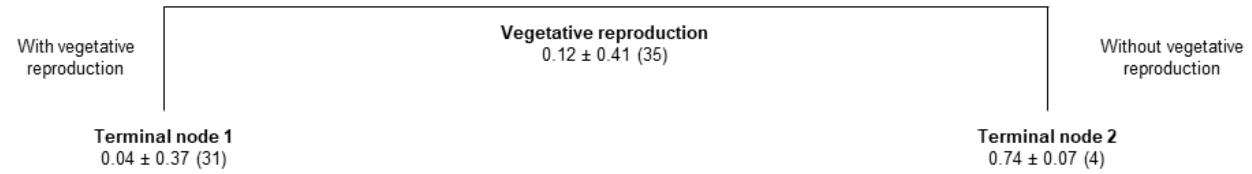
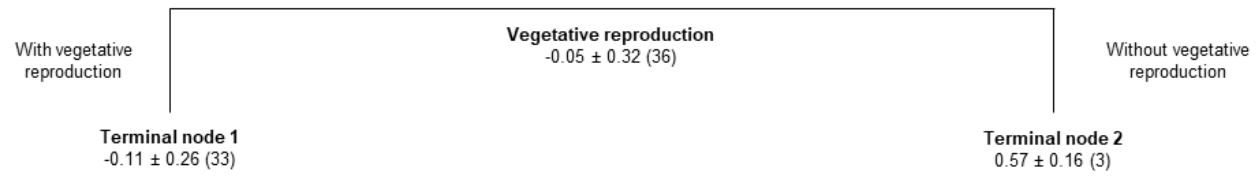


Fig. 14 Canonical correspondent analysis (CCA) of the FB 19 (dominant taxa: *Centranthus ruber*, *Aster novae-anglie*, *Aster dumosus*). The first axis represents survival and the second axis represent differences among individual relevés within FB. Taxa around r1 centroid were newly detected (spontaneously arriving) or they were planted and increased their abundance. In contrast, taxa around centroid r0 decreased their abundance or disappeared in comparison with the planted abundance. Acronyms are explained in Appendix Table 4.

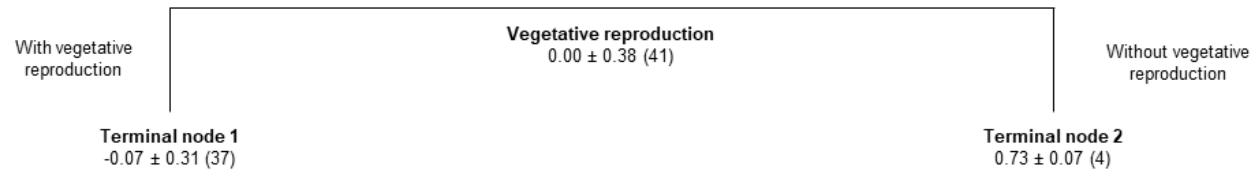
a



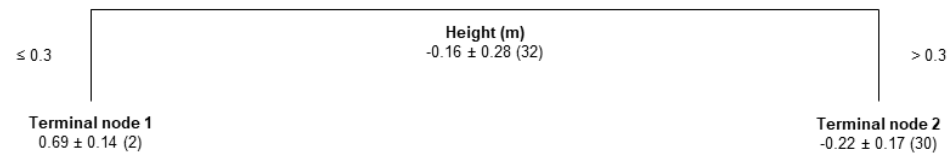
b



c



d



e

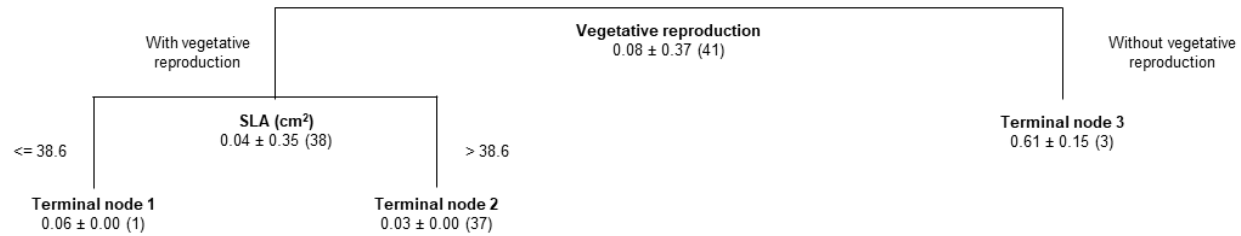


Fig. 15 Regression tree for significant FB's (FB 2 (a), FB 5 (b), FB 8 (c), FB 17 (d) and FB 19 (e)). There are value indicating: Averaged residuals (survival), Standard deviation and number of observations in this order.

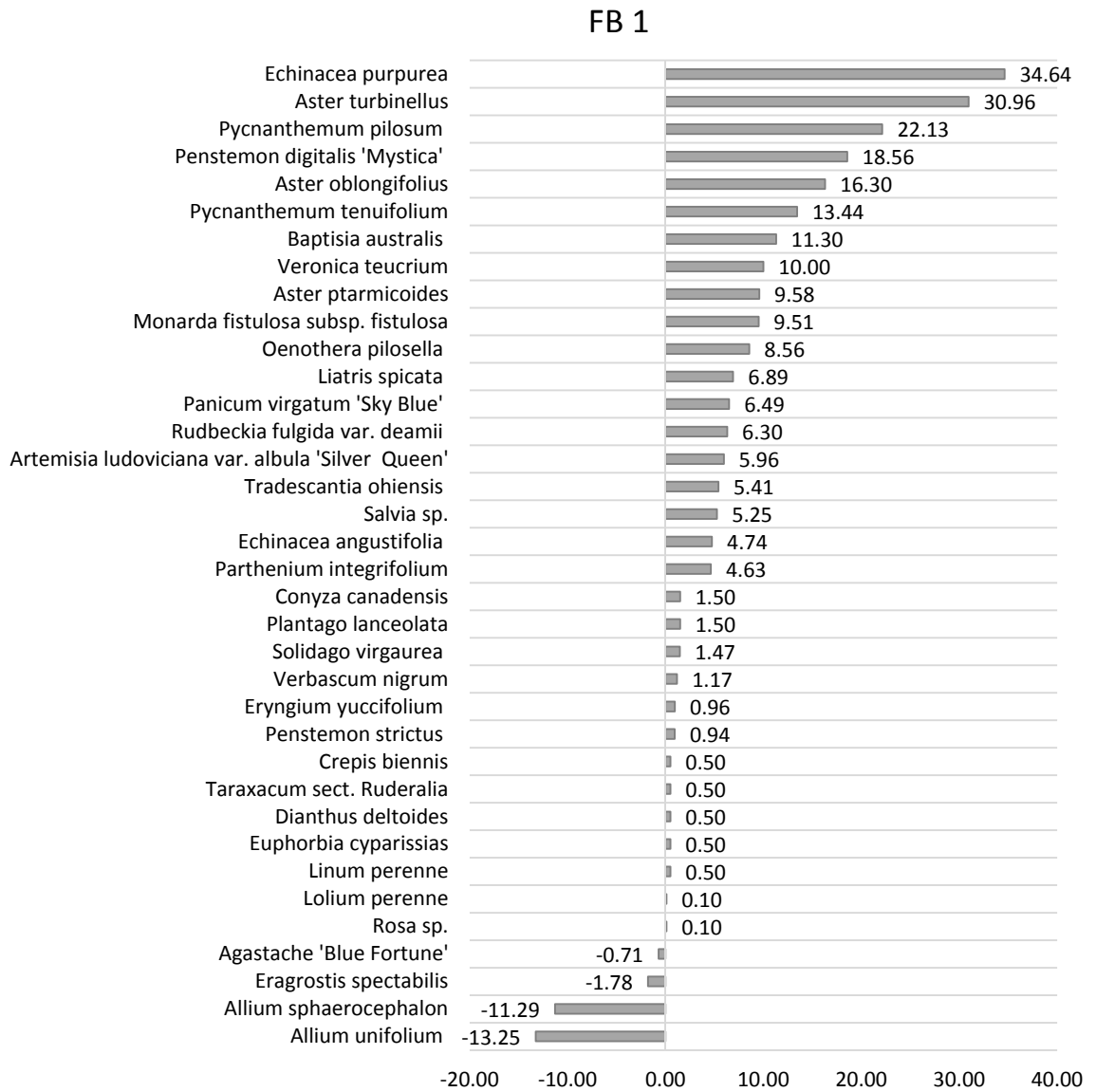


Fig. 26 Graph of changes in flower bed 1. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 2

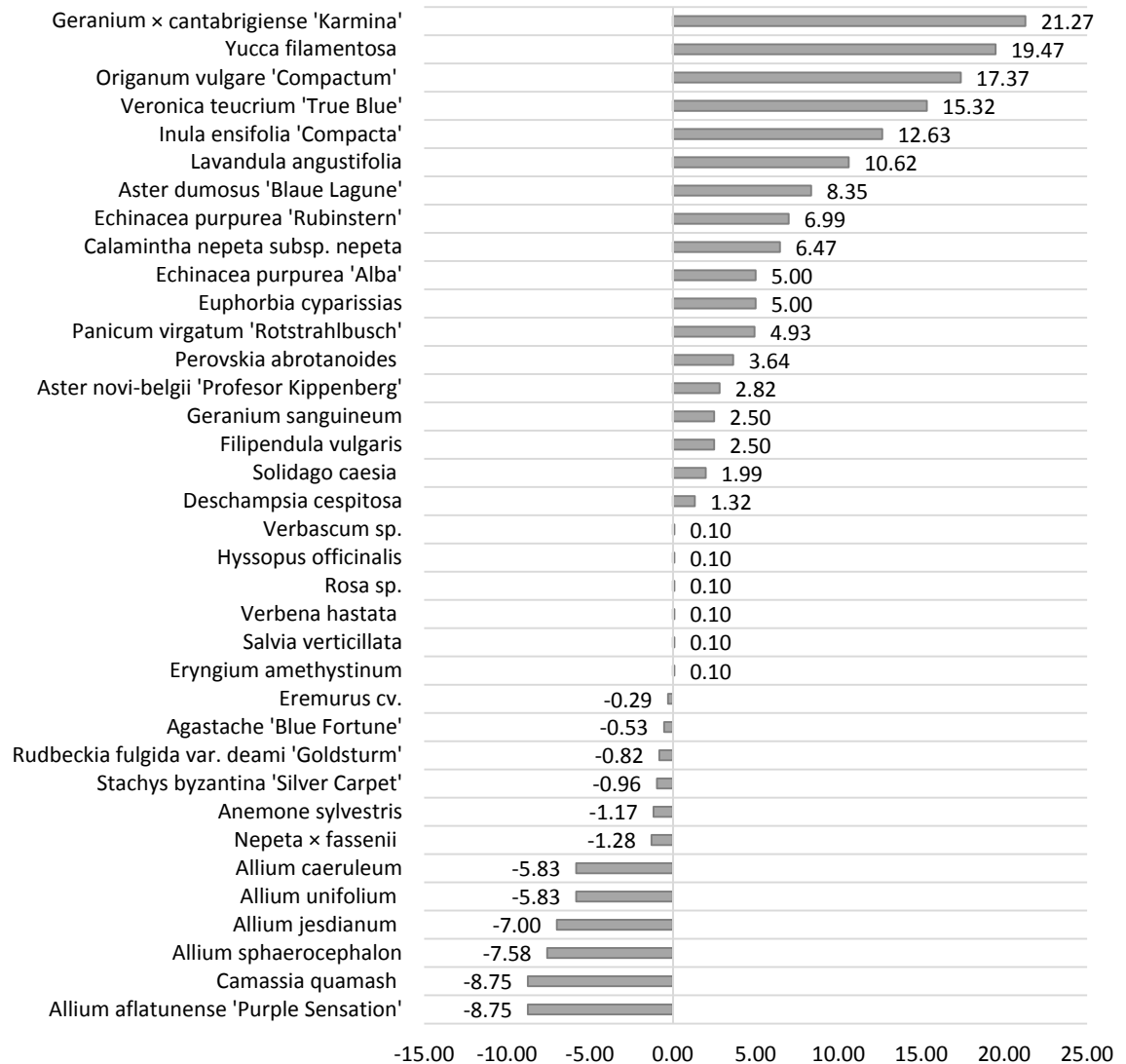


Fig. 17 Graph of changes in flower bed 2. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 3

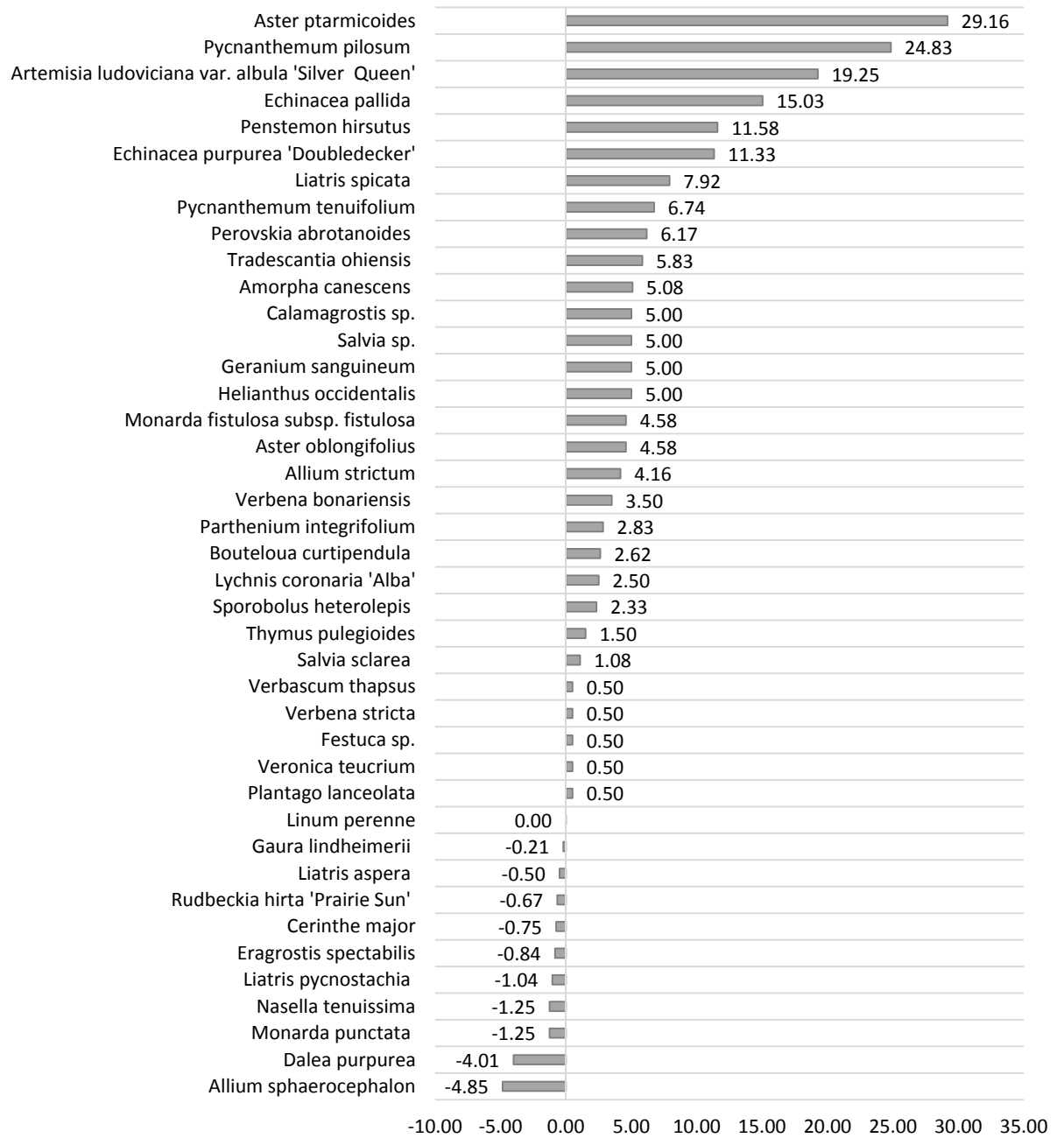


Fig. 18 Graph of changes in flower bed 3. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 4

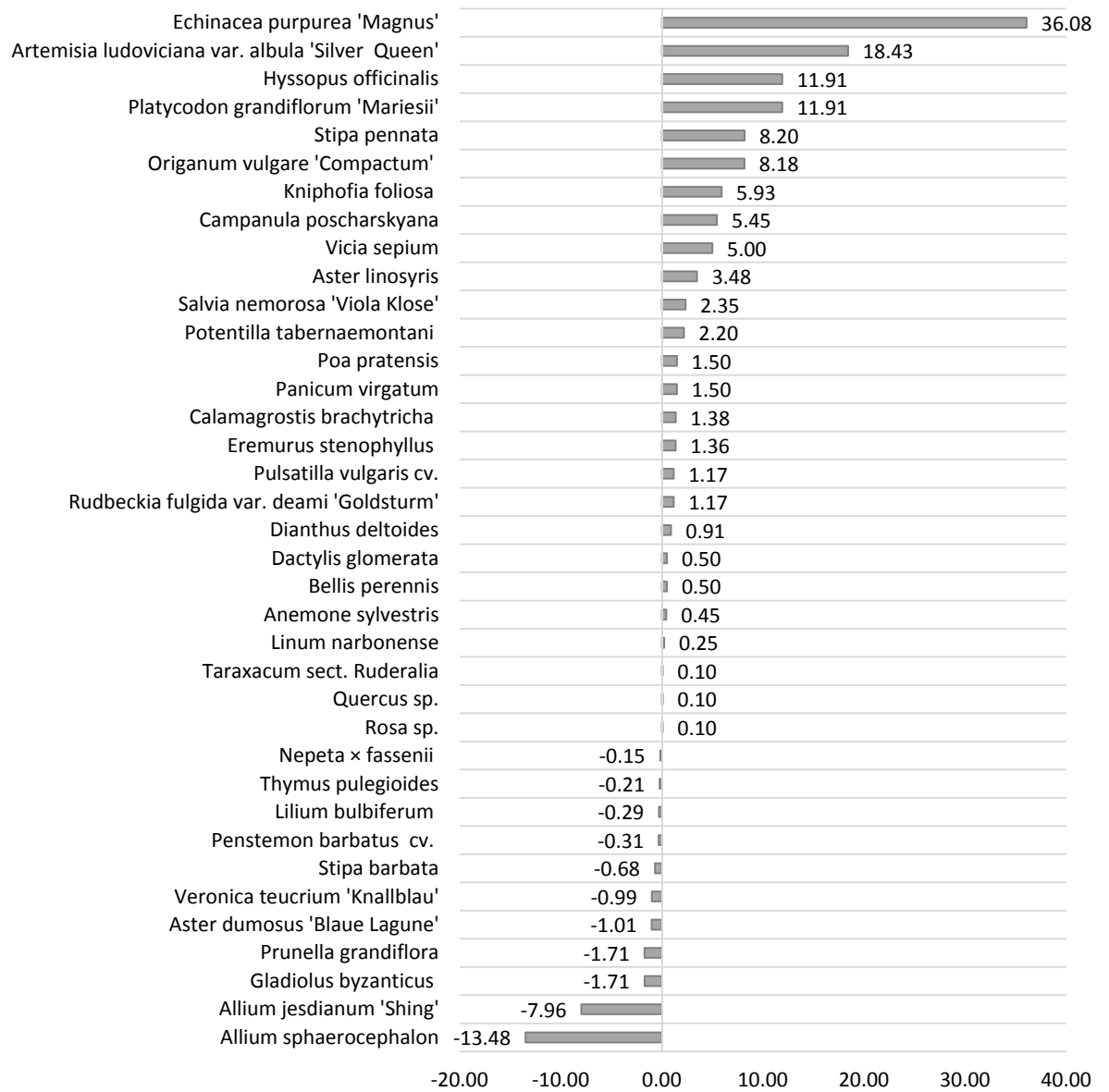


Fig. 19 Graph of changes in flower bed 4. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 5

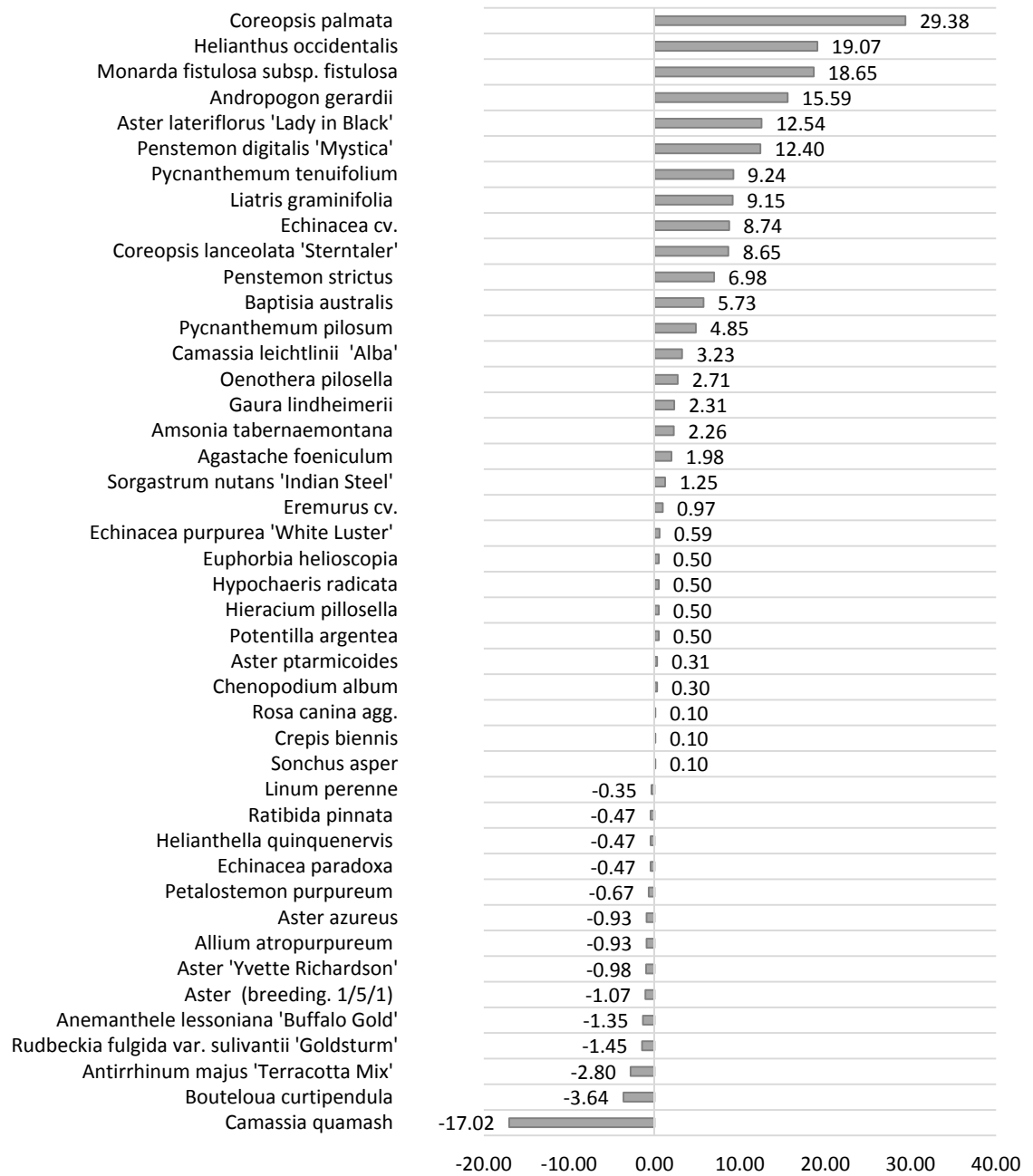


Fig. 20 Graph of changes in flower bed 5. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 6

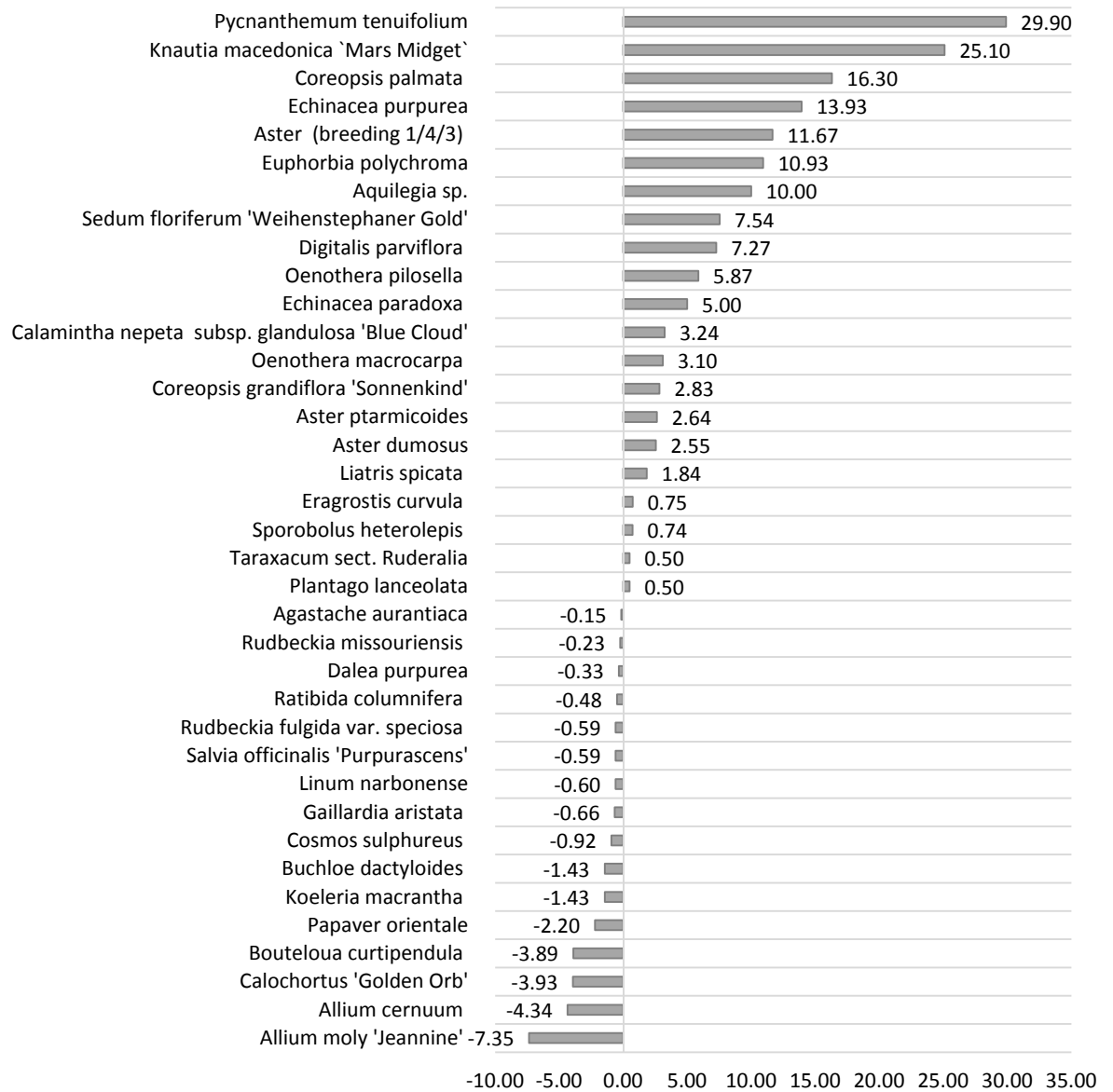


Fig. 21 Graph of changes in flower bed 7. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

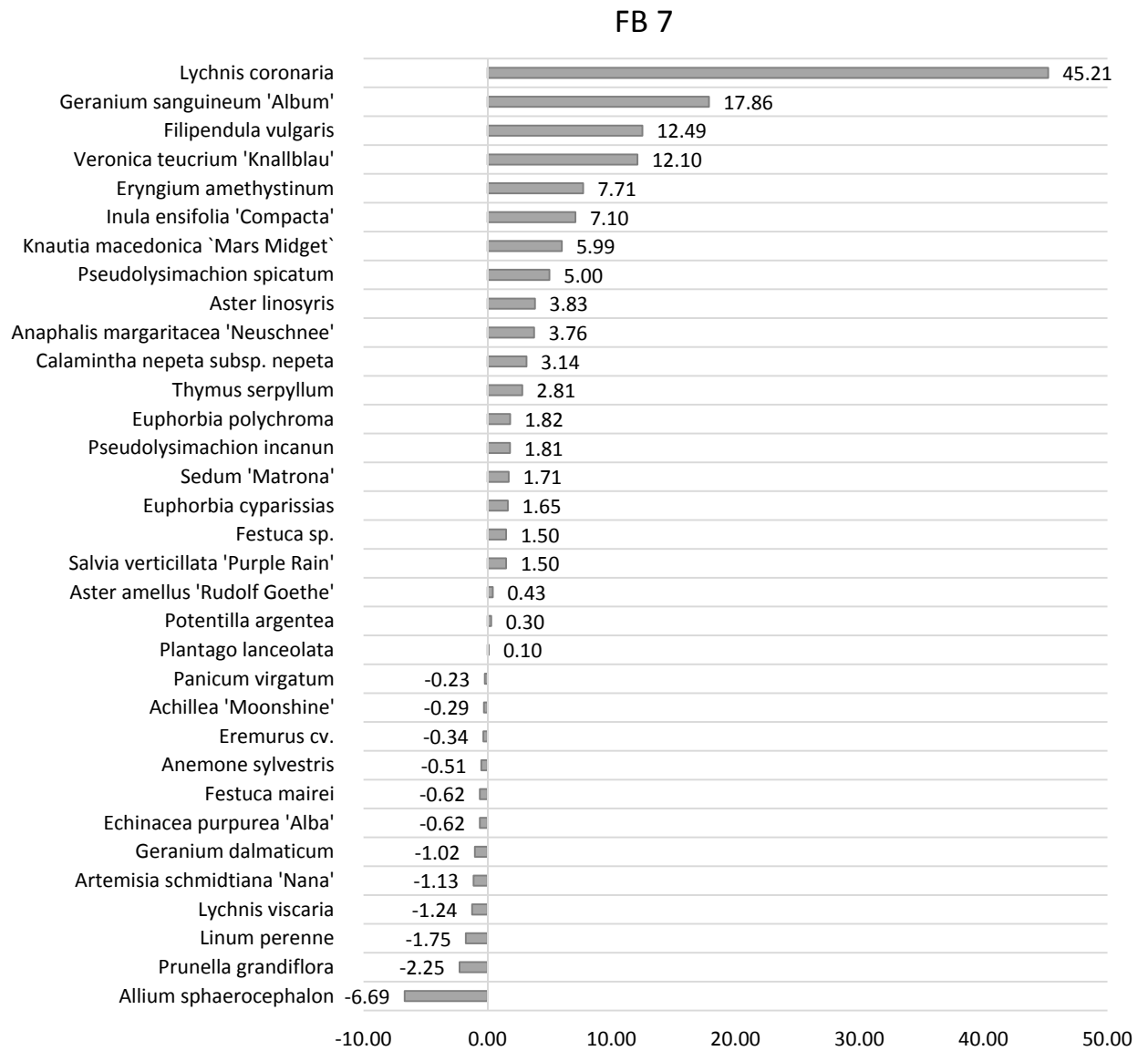


Fig. 22 Graph of changes in flower bed 7. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 8

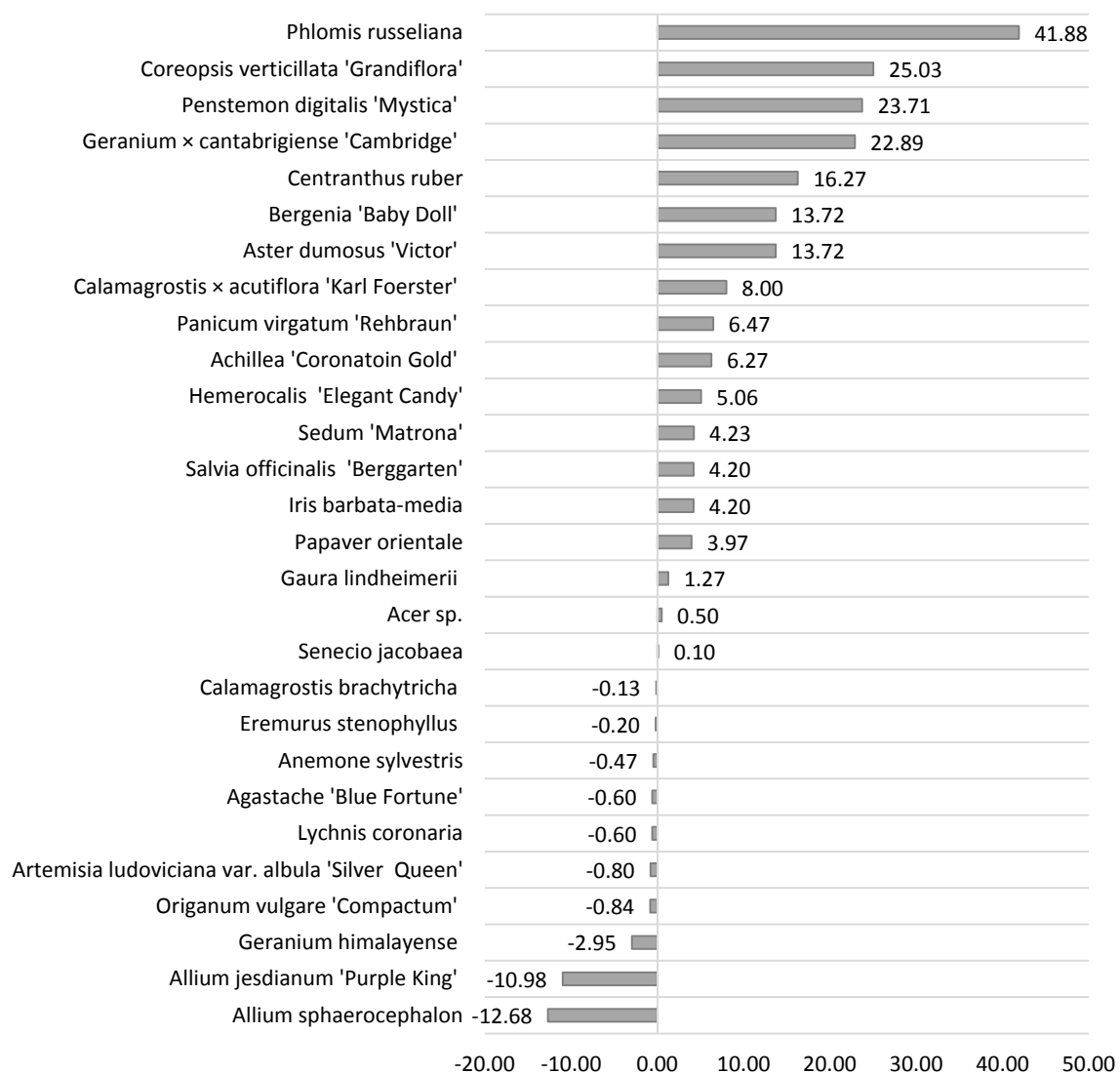


Fig. 23 Graph of changes in flower bed 8. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

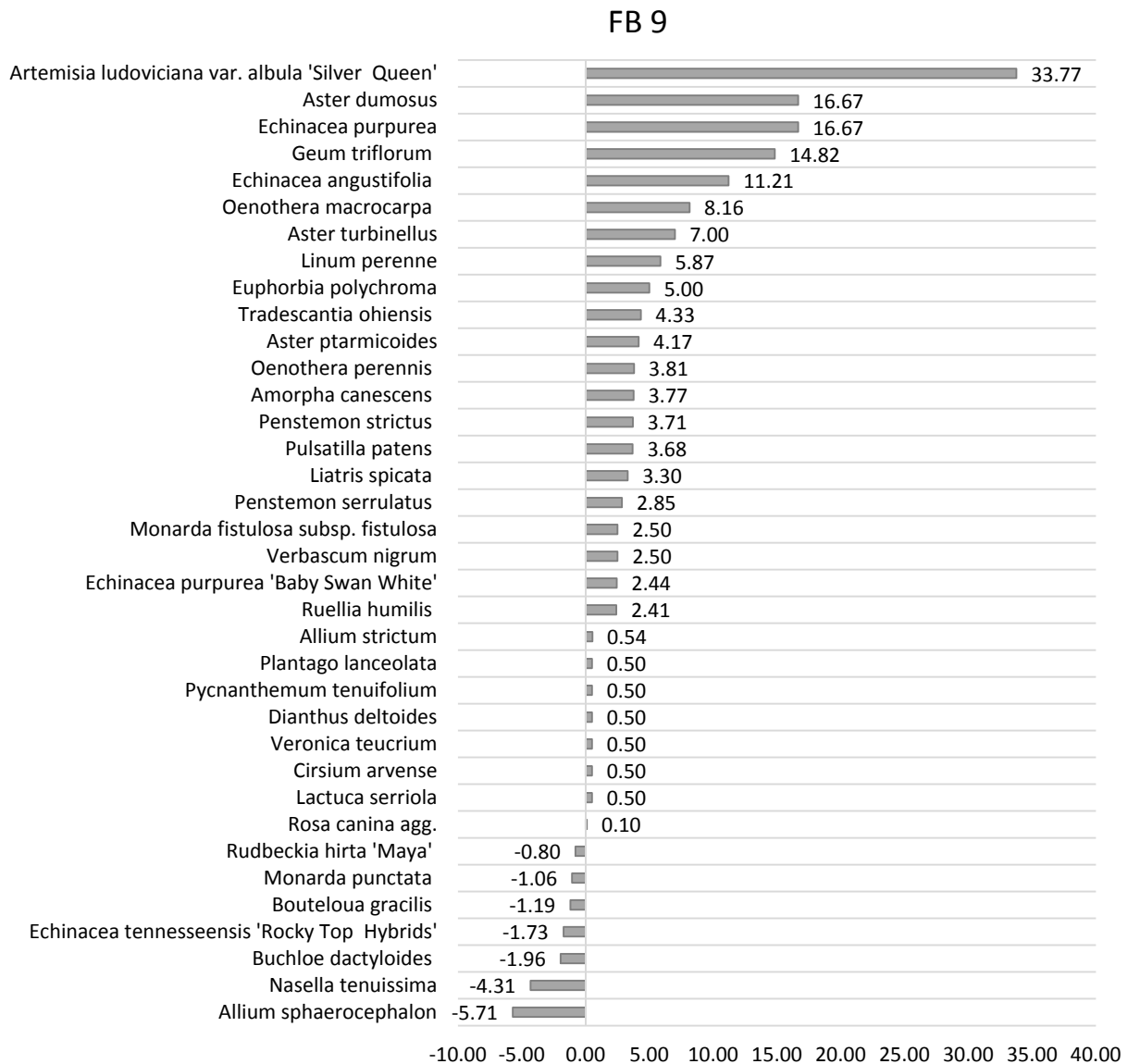


Fig. 24 Graph of changes in flower bed 9. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 10

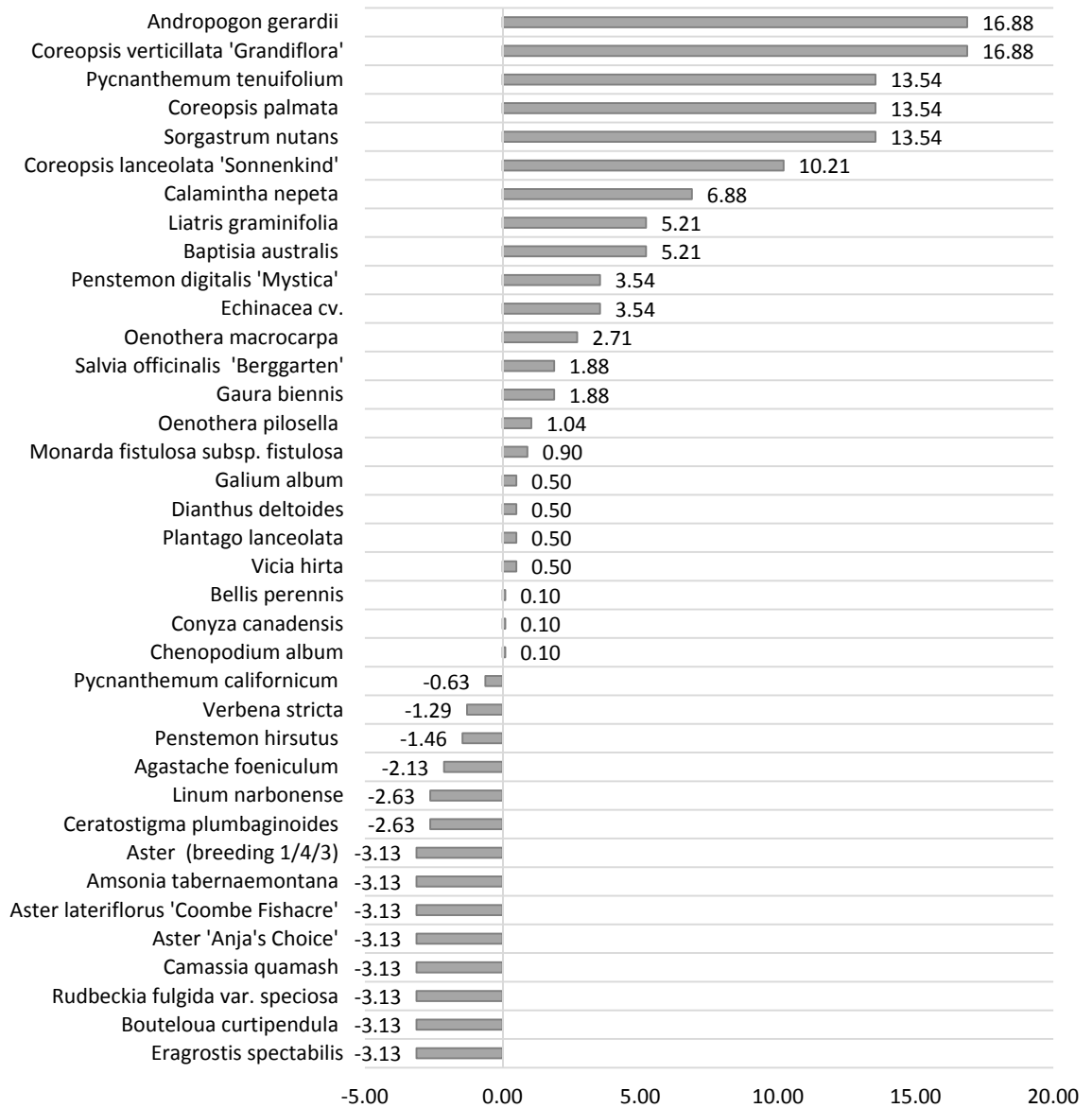


Fig. 25 Graph of changes in flower bed 10. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 11

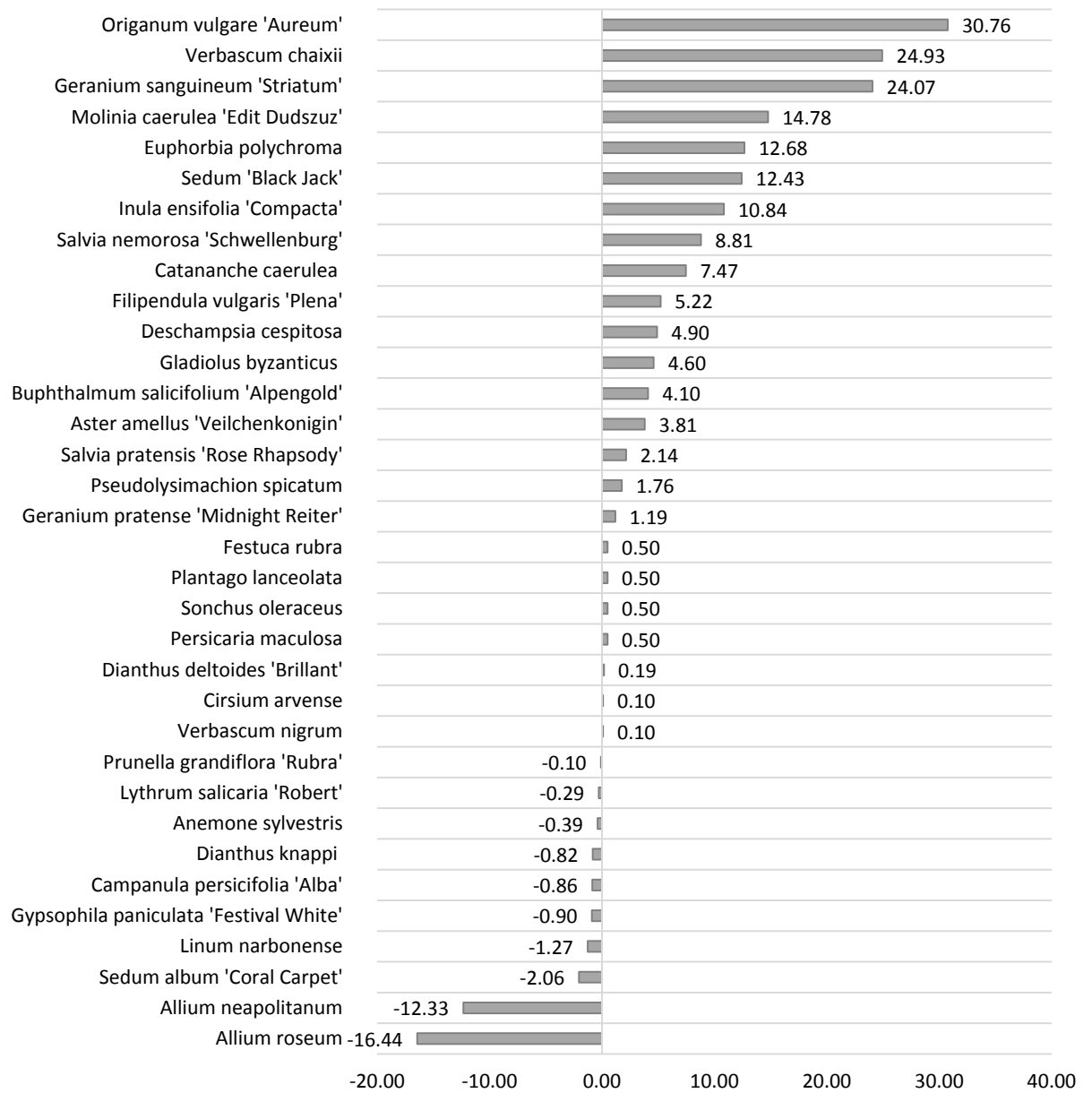


Fig. 26 Graph of changes in flower bed 11. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 12

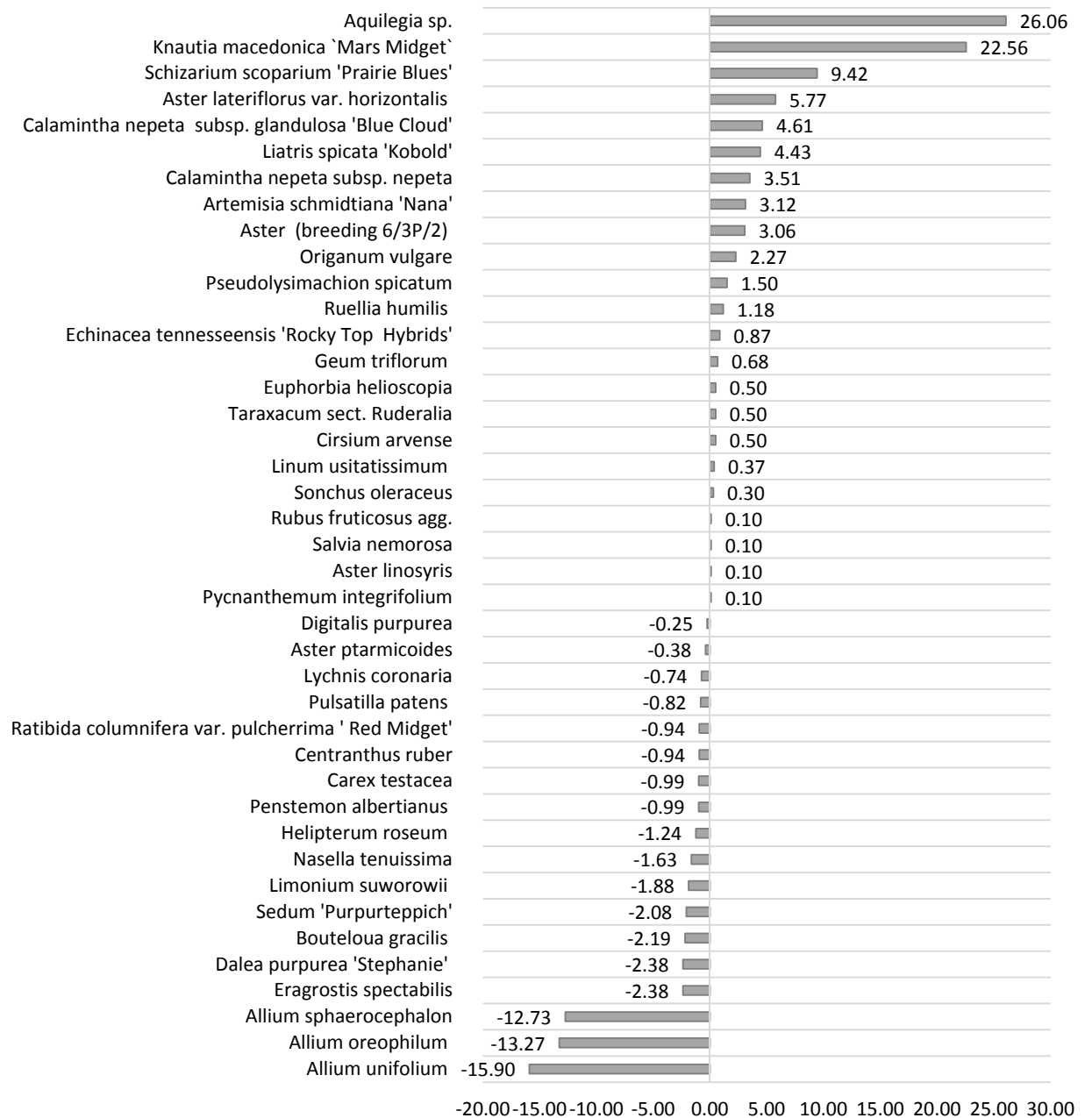


Fig. 27 Graph of changes in flower bed 12. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

FB 13

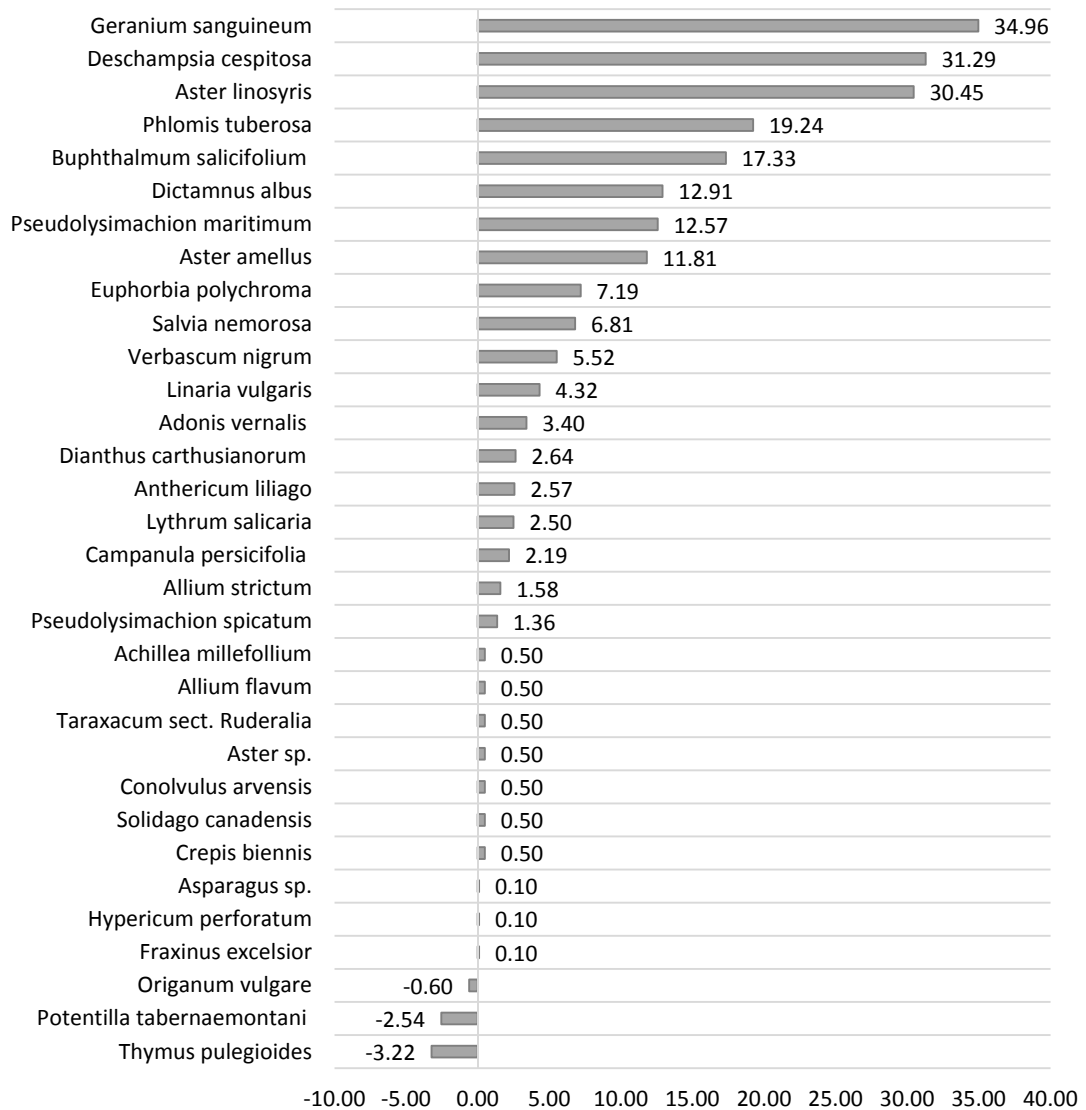


Fig. 28 Graph of changes in flower bed 13. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

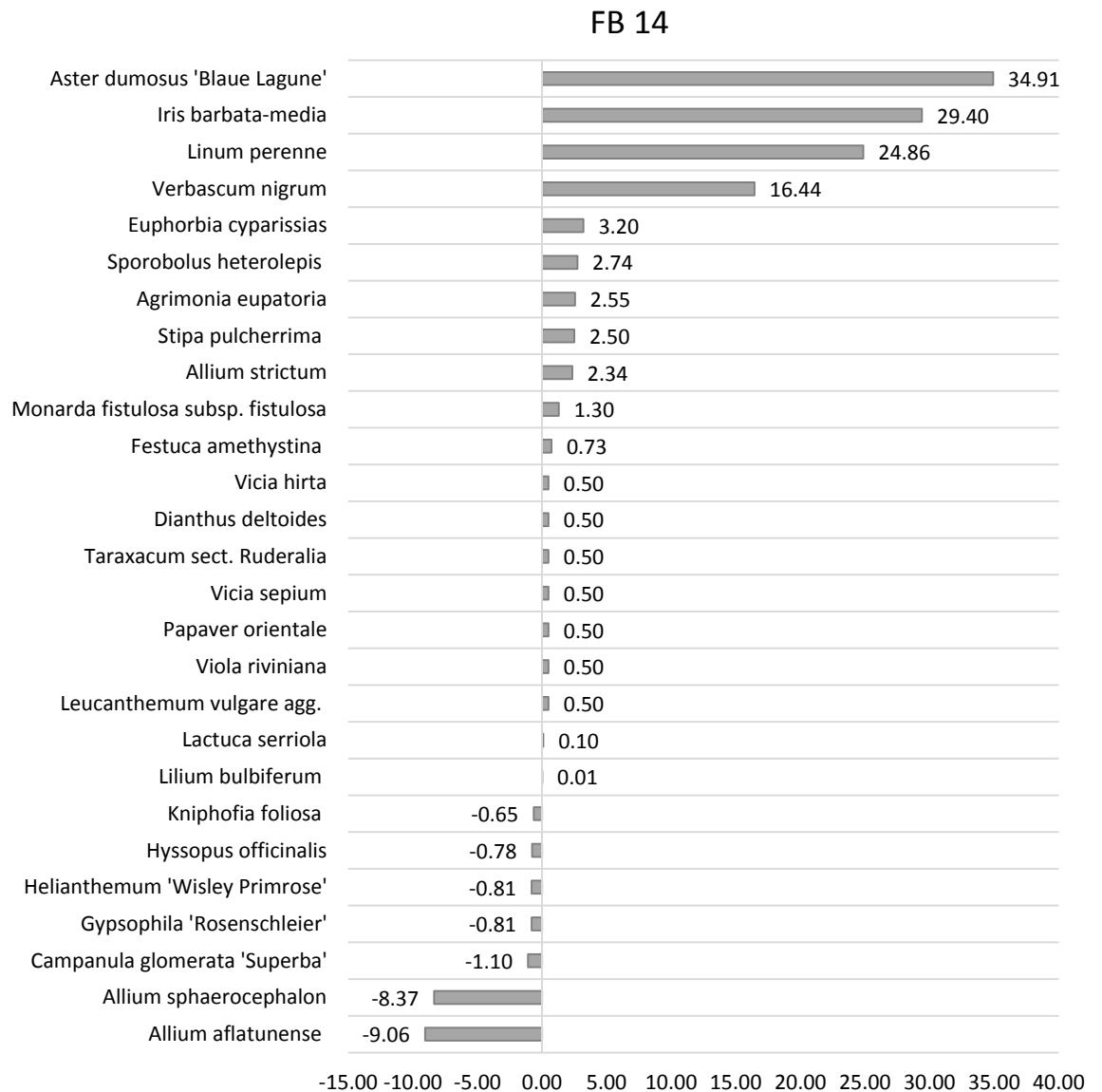


Fig. 29 Graph of changes in flower bed 14. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

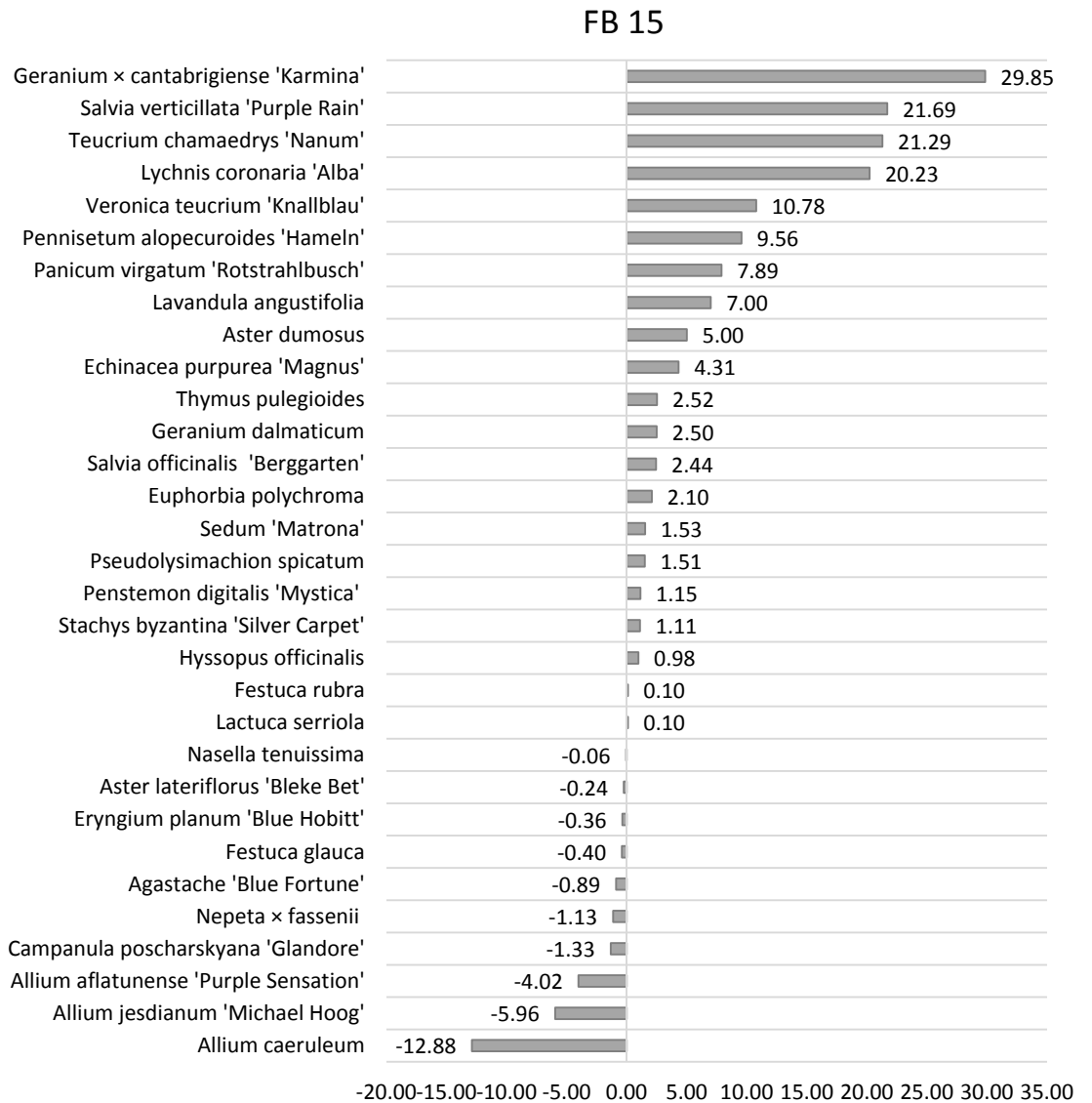


Fig. 30 Graph of changes in flower bed 15. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

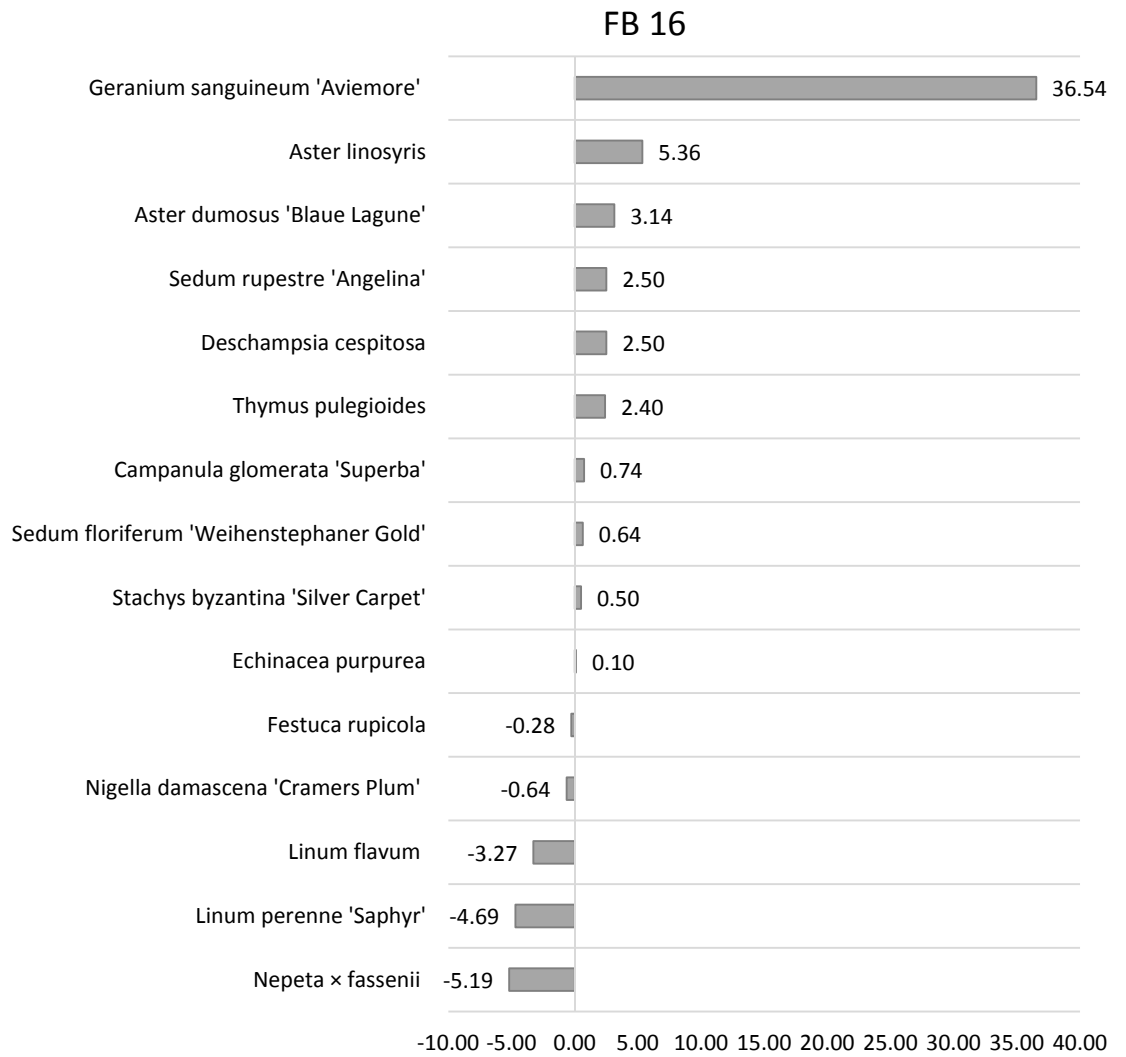


Fig. 31 Graph of changes in flower bed 16. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

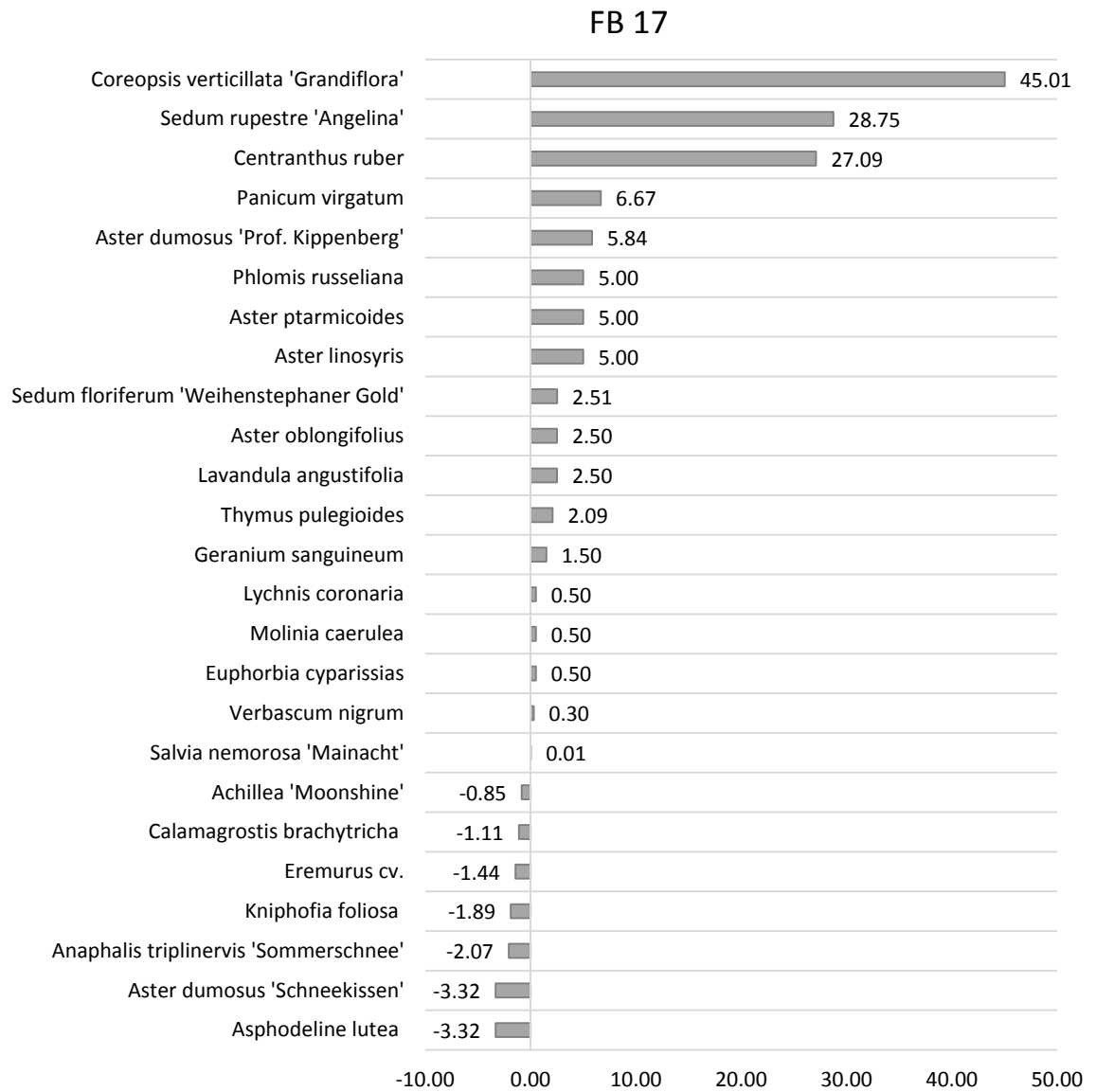


Fig. 32 Graph of changes in flower bed 17. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

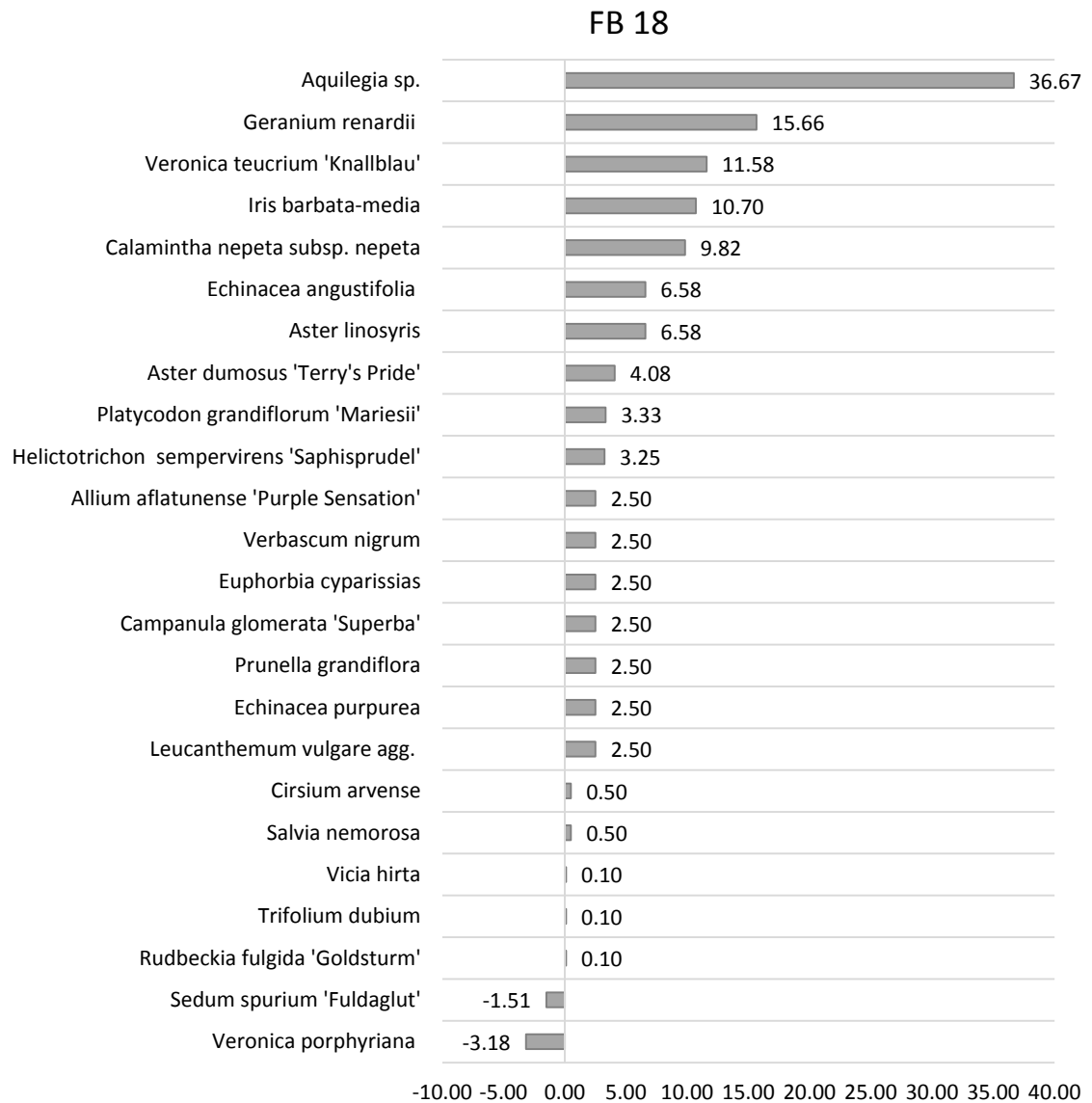


Fig. 33 Graph of changes in flower bed 18. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

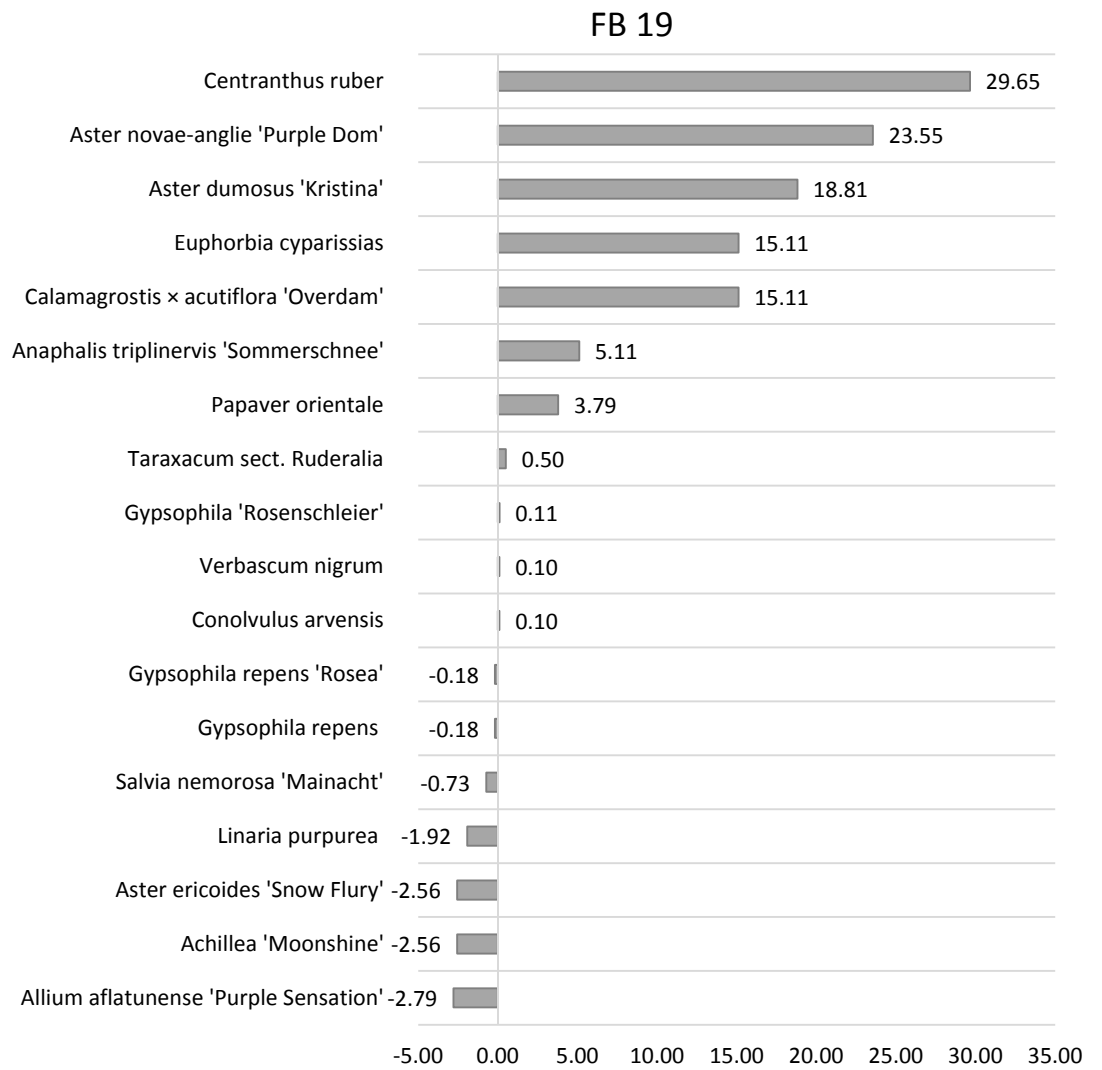


Fig. 34 Graph of changes in flower bed 19. Zero value denotes the situation where the planted abundance is equal to the recent abundance. Thus, taxa have not increased or decreased their abundance.

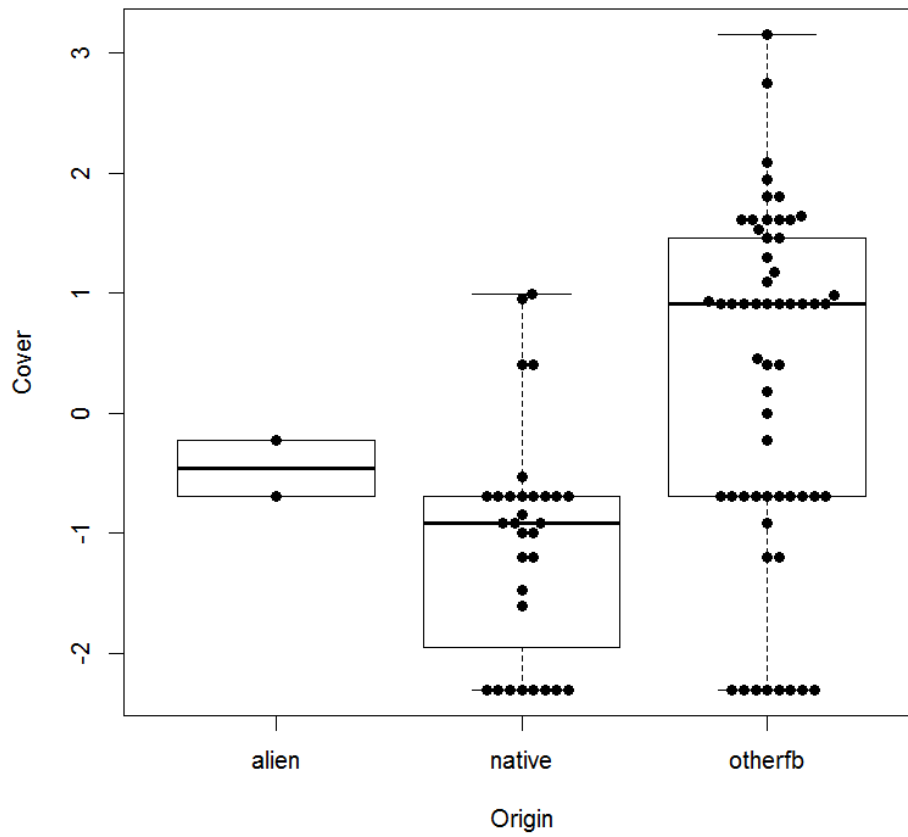


Fig. 35 Boxplot of the cover of all taxa which were not planted to the individual beds (colonizers) or taxa with the spontaneous occurrence. Spontaneous native taxa had not as high cover as other colonizers. Established invasive species are represented only two individuals.