

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ
KATEDRA EKOLOGIE

Ekologie a rozsah invaze druhu *Claytonia sibirica* v parcích ČR
DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Jan Pergl, Ph.D.

Diplomant: Bc. Pavlína Truhlářská

Konzultant: Ing. Josef Kutlvašr

2022

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Pavlína Truhlářská

Regionální environmentální správa

Název práce

Ekologie a rozsah invaze druhu *Claytonia sibirica* v parcích ČR

Název anglicky

Ecology and invasion of *Claytonia sibirica* in parks in the Czech Republic

Cíle práce

Claytonia sibirica (batolka ptačincolistá) je druhem, který se ostrůvkovitě vyskytuje zejména v parcích ČR. Batolka velmi invaduje v Průhonickém parku, proto cílem práce bude ověřit známé výskyty batolky i na jiných místech ČR. Průhonický park bude použit pro studium časové invaze vzhledem k faktu, že jsou zde k dispozici lokalizované historické záznamy. Dále bude studována ekologie batolky s důrazem na semennou banku. Výsledky by měly přispět ke zhodnocení invazního potenciálu batolky na území ČR.

Metodika

Provést literární rešerši známých výskytů batolky v ČR. V terénu zmapovat aktuální rozšíření v Průhonickém parku, případně i na dalších místech, kde byla nalezena. Srovnat historické a aktuální rozšíření. Pro studii o ekologii batolky provést sledování dynamiky semenné banky a světelné nároky.

Modelovým územím je především Průhonický park. Plánuje se spolupráce s projektem „Centrum pro krajinu a biodiverzitu – DivLand“ (TAČR) a navázání na výsledky projektu „Biologické ohrožení památek zahradního umění: řasy, sinice a invazní rostliny“ (NAKI, MK ČR).

Doporučený rozsah práce

30

Klíčová slova

batolka, cesty šíření, invaze, nepůvodní druhy

Doporučené zdroje informací

- Holub J. (1975): *Claytonia alsinodes* – nová zplanělá rostlina československé květeny a poznámky k jejímu rodovému zařazení. *Preslia* 47: 317-330.
- Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Havlíčková V. & Záknavský P. (2010): Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. *Preslia* 82: 365–390.
- Uher J. & Lustyk P. (2019): *Claytonia perfoliata* Donn ex Willd. in Lustyk P. & Doležal J. (eds.) *Additamenta ad floram Reipublicae Bohemicae. XVII. Zprávy Čes. Bot. Společ., Praha*, 54: 72–75.
- Vojík M., Sádlo J., Petřík P., Pyšek P., Man M. & Pergl J. (2020): Two faces of a park: the source of invasions and habitats for threatened native plants. *Preslia* 92: 353–373 (doi: 10.23855/preslia.2020.353).

Předběžný termín obhajoby

2021/22 LS – FZP

Vedoucí práce

Ing. Jan Pergl, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Ing. Josef Kutlvašr

Elektronicky schváleno dne 24. 2. 2022

prof. Mgr. Bohumil Mandák, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 25. 2. 2022

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 28. 02. 2022

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma "Ekologie a rozsah invaze druhu *Claytonia sibirica* v parcích ČR" vypracovala samostatně a citovala jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použila a které jsem rovněž uvedla na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze 30. 3. 2022

.....

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu diplomové práce Ing. Janu Perglovi, Ph.D., který mi vždy ochotně pomohl a vše vysvětlil. Dále bych chtěla poděkovat za konzultace a cenné rady Ing. Josefu Kutlvašrovi, za poskytnutí rastrových a vektorových podkladů RNDr. Josefu Brůnovi, Ph.D., za poskytnutí dat k porovnání výsledků Ing. Ivaně Barošové, za cenné rady a poskytnutí publikací RNDr. Tomáši Görnerovi, Ph.D., a za komentáře k mapovým výstupům děkuji Ing. Janu Vrbovi. A ráda bych také poděkovala své rodině, přátelům a kolegům za velkou podporu během celého studia.

Abstrakt

Tato práce se zabývá problematikou rozšíření geograficky nepůvodního neofytu batolky ptačincovité (*Claytonia sibirica* L.) v Průhonickém parku. Z terénního průzkumu vznikla za použití GIS aktuální vrstva abundance, která byla následně porovnána s historickým výskytem. Do výsledků byla zahrnuta data z terénního výzkumu semenné banky a světelné a stanovištní nároky. Jako referenční byla použita data od autorů Tyller (1990) a Moravcová et al. (2010).

Průměrná procentuální abundance batolky je nejvyšší pod smíšenými a roztroušenými porosty dřevin (30 %). Sekání nemá významný vliv na semennou banku. Nejvíce semen z půdních vzorků bylo nalezeno na smíšených a listnatých stanovištích a na mýtinách. Optimální světelné nároky jsou mezi roztroušenými dřevinami s LAI v rozmezí 7–120.

Přes to, že se batolka nekontrolovatelně šíří v zastíněných hájových partiích parku, v rámci České republiky se jedná pouze o lokální invazi. Na dalších studovaných lokalitách se výskyt batolky potvrdil jen o několika jedincích nebo vůbec nebyl pozorován.

Klíčová slova: batolka, cesty šíření, invaze, nepůvodní druhy, semenná banka

Abstract

This thesis focuses on the distribution of geographically non-native neophyte of the Siberian spring beauty (*Claytonia sibirica*) in Průhonický park in Prague. The field survey resulted in a GIS layer of actual abundance which was then compared with the historical records. The results included data from field research of the seed bank and light and habitat requirements. Data by Tyller (1990) and Moravcová et al. (2010) was used as reference.

The average percentage abundance is the highest under scattered and mixed tree species (30 %). Mowing does not have a significant effect on the seed bank. Most seeds from soil samples were found in mixed and deciduous habitats and clearings. Optimal light requirements are among the scattered woody plants with LAI in the range of 7–120.

Despite the Siberian spring beauty spreads uncontrollably in the shaded grove parts of the park, it is only a local invasion within the Czech Republic. In other studied localities, Siberian spring beauty was rare with only a few individuals or was not observed at all.

Keywords: Siberian spring beauty, pathways spreading, invasion, non-native species, seed bank

Obsah

1. Úvod.....	1
2. Cíle práce	2
3. Literární rešerše	3
3.1 Obecný rámec biologických invazí	3
3.2 Vlastnosti nepůvodních druhů a jejich šíření	4
3.3 Invaze v okrasném zahradnictví	6
3.4 Dopady invazních druhů	8
3.5 Prevence a právní úprava invazních druhů.....	9
4. Výzkum.....	11
4.1 Charakteristika studovaného území.....	11
4.2 Morfologie batolky ptačincovité	13
4.3 Rozšíření a stanoviště batolky	14
4.3.1 Rozšíření batolky v Průhonickém parku	15
4.4 Metodika.....	19
4.4.1 Abundance.....	19
4.4.2 Semenná banka.....	20
4.4.3 Světelné nároky	21
4.4.4 Statistická analýza dat	22
4.5 Výsledky.....	23
4.5.1 Abundance.....	23
4.5.2 Semenná banka.....	27
4.5.3 Světelné nároky	28
5. Diskuze	30
6. Závěr	35
7. Přehled literatury a použitých zdrojů.....	36
7.1 Odborné publikace	36
7.2 Legislativní zdroje	44
7.3 Internetové zdroje.....	44
8. Přílohy.....	46

1. Úvod

Parky a zámecké zahrady jsou umělecká díla, která se v minulosti zakládala především pro okrasné účely. V České republice pochází nejvíce úmyslně introdukovaných nepůvodních druhů právě z okrasného zahradnictví. Rozšíření nepůvodních druhů v Evropě uspíšilo na přelomu 18. a 19. století otevření celosvětové obchodní sítě s rostlinami (van Kleunen et al. 2018). Některé druhy však nejsou ideální pro pěstování zejména ve volné krajině, protože mohou volně zplaňovat, šířit se do nových lokalit a mít negativní impakt na místní rostlinné populace (Dehnen-Schmutz et al. 2007).

V úvodní rešeršní části je práce zaměřena na obecnou problematiku invazní biologie a problematiku šíření rostlinných druhů. Dále se tato práce zabývá historickým a aktuálním stavem rozšíření nepůvodního druhu – batolky ptačincovité (*Claytonia sibirica* L.; dále jen batolka), která se vyskytuje na území České republiky primárně ve studované lokalitě Průhonického parku. Batolka je geograficky nepůvodní jednoletá bylina, která byla na území České republiky dovezena pro okrasný účel. V Průhonickém parku unikla ze založených záhonů a začala se šířit napříč parkem (Kubát et al. 2002, Kaplan et al. 2019).

Studovaný druh batolky je neofyt, který se v podmínkách Průhonického parku značně šíří a existuje zde potenciální riziko dalšího šíření mimo park do volné krajiny. Terénní mapování aktuální abundance batolky bylo porovnáno s historickým výskytem a zároveň bylo posouzeno, zda na rozšíření mají vliv stanovištní a světelné nároky. Z nasbíraných vzorků půd byla studována semenná banka, ke které bylo také přihlédnuto při zpracování výsledků. Zda je batolka schopna se z parku rozšířit do okolí závisí na několika faktorech. Možných cest k rozšíření do nového areálu je v parku mnoho, např. lidé chodící mimo pěšiny a cesty, pak také vysoká zvěř, mravenci, kácení a manipulace s kulatinou a sečení bylinného porostu.

V minulosti byla batolka nalezena na několika místech České republiky (Uher et al. 2019) a některé nálezy byly i nyní potvrzeny. V Průhonickém parku, stejně jako v ostatních částech České republiky, se v minulosti batolka vyskytovala pouze v několika málo jedincích a na rozdíl od studované lokality nevytvářela početné populace.

2. Cíle práce

V České republice se nepůvodní batolka vyskytuje ostrůvkovitě zejména v zámeckých parcích. Největší populace je známa z Průhonického parku. Cílem práce je ověřit známé výskyty batolky i v jiných parcích. Průhonický park bude sloužit pro studium časové invaze vzhledem k faktu, že jsou zde k dispozici lokalizované historické záznamy. Dále bude studována ekologie batolky s důrazem na semennou banku a světelné podmínky. Výsledky přispějí ke zhodnocení invazního potenciálu batolky nejen na území České republiky.

3. Literární rešerše

3.1 Obecný rámec biologických invazí

Některé geograficky nepůvodní druhy se dokáží velice dobře přizpůsobit novým podmínkám, rychle rozšiřují svůj nepůvodní areál výskytu a invadují i do přirozených stanovišť (Simberloff 2013). Šíření nepůvodního druhu v novém prostředí pak může mít negativní vlivy (impakt) na původní druhy (Hitchmough 2011). Nicméně některé invazní druhy mají negativní dopady na celé ekosystémy (Simberloff 2013), ekonomiku (Pimentel et al. 2001, Lockwood et al. 2013, Novoa et al. 2021) nebo i lidské zdraví (Schindler et al. 2015).

Nejintenzivnější introdukce začala po objevení Ameriky Evropany, odkud pochází většina evropské invazní vegetace (Simberloff 2013). Od roku 1492 se do Evropy se zámořskými cestami dostalo velké množství především okrasných druhů a zemědělských plodin. Rok 1500 rozděluje nepůvodní rostliny na neofyty (zavlečené po roce 1500) a archeofyty (zavlečené před tímto obdobím). Většina českých archeofytů jsou afrického nebo mediteránního původu. Ty se na naše území dostaly s neolitickými zemědělskými plodinami. Archeofyty jsou především polní plevely v místních podmínkách zdomácnělé, ale nebývají natolik nebezpečné, aby ohrožovaly původní druhy. Neofyty byly na naše území zavlečeny především ze Severní Ameriky nebo střední či východní Asie, dobře se přizpůsobují novým podmínkám a mohou být hrozbou pro původní druhy (Slavíková 1986, Pyšek et al. 2002).

Celkem se na území České republiky vyskytuje 1454 nepůvodních druhů, z toho 350 druhů jsou archeofyty a 1104 druhů jsou neofyty. Celkový počet nepůvodních druhů tvoří 33,1 % rostlinné diverzity v České republice (Pyšek et al. 2012). Na přirozených a polopřirozených stanovištích je menší podíl neofytů než v intravilánu. Jedním z důvodů je, že zastavěným územím prochází velké množství komunikací, a tím se zvyšuje pravděpodobnost k přesunu propagulí (Chytrý et al. 2009).

V 18. a 19. století se začínají objevovat první publikace zaměřené na cizokrajné druhy v Evropě. Mezi první přírodovědce zabývající se těmito novými druhy patří např. Louis Jean Marie Daubenton (18. století) nebo Francis Trevelyan Buckland

(19. století), kteří pozorovali u rostlin a zvířat aklimatizační schopnosti na novém prostředí (Lever 2011). O přítomnosti nepůvodních druhů na novém území píše ve svých dílech Alphonse de Candolle a Charles Darwin (de Candolle 1820, Darwin 1859, Pyšek et Sádlo 2004).

Své poznatky o nepůvodních druzích zveřejňuje ve 20. století zakladatel invazní biologie Charles Elton. Poprvé se o invazích zmiňuje v roce 1933 v časopise „London Times“. V 50. letech 20. století Elton připravil na téma biologických invazí tři rozhlasové pořady v britské televizi BBC, a to pod názvem „Balance and Barrier“. Přelomovou knihu ve spolupráci s londýnským nakladatelstvím „Methuen“ vydává v roce 1958 pod názvem „The Ecology of Invasions by Animals and Plants“ (Elton 1958, Richardson et al. 2011, Pyšek 2018).

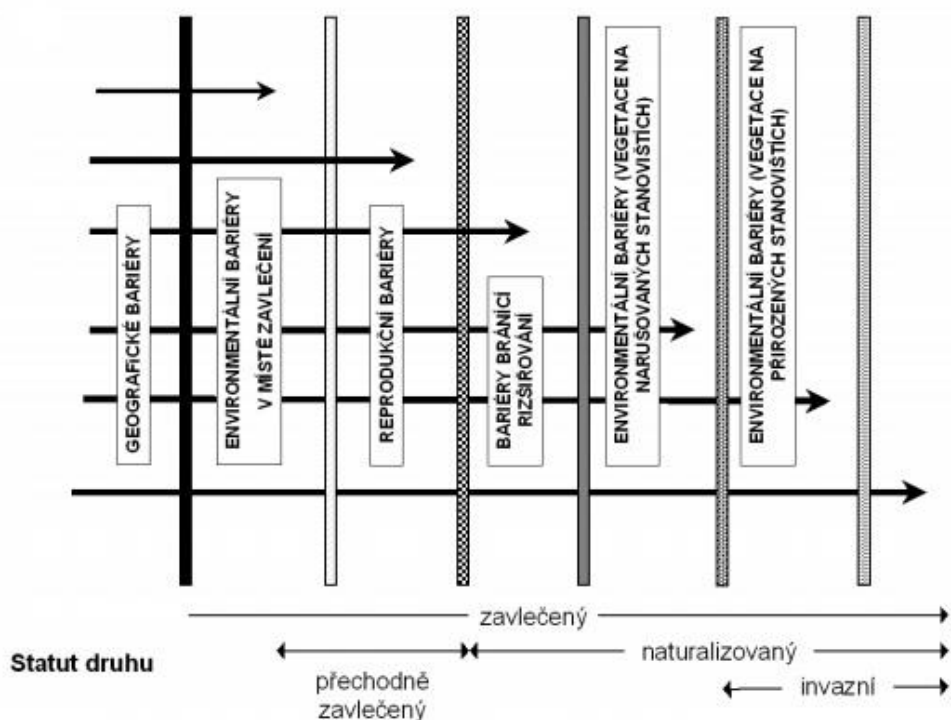
3.2 Vlastnosti nepůvodních druhů a jejich šíření

Ideální vlastnosti invazních druhů jsou rychlé vegetativní a generativní rozmnožování, rychlý růst a schopnost přežít v nepříliš ideálních podmínkách (Holt 2011). U těchto druhů lze také pozorovat dlouhověkost semen, rychlý vývoj ve vegetativní fázi, častou produkci semen s dobrou klíčivostí, samosprašnost ideálně větrem nebo nespecializovanými opylovači, toleranci, přizpůsobení, rozptýlení nebo křehkost (Baker 1965, Holt 2011).

Základem rychlého rozmnožování pro rostlinné druhy je najít ideální podmínky. Najdou-li rostliny vhodné prostředí, které má dostatečné ekologické vlastnosti, mohou se začít vegetativně nebo generativně šířit (Tyller 1990). Každý druh má určité limitující hranice, které určují, v jakých podmínkách dokáže daný druh existovat. Každý organismus má šířku ekologické valence jinou. Jedná se o faktory, které ještě umožňují existenci, rozmnožování a šíření. Takové působení pozitivních faktorů na druh vede k dosažení ekologického optima. Eurytopní rostliny mají širokou ekologickou amplitudu a mají větší potenciál stát se invazními. Pokud se druh dostane za hranice ekologické valence, je vývoj organismu inhibován, případně dochází k úhynu (Begon et al. 1997). K šíření jsou potřeba příznivé abiotické faktory, jedná se o světlo, teplo, vodu, vzduch, živiny a půdní podmínky. Nejdůležitější z těchto faktorů je sluneční záření, protože je ekologicky závislou funkcí v ekosystému. Při dopadu slunečního záření do porostu se u rostlin odehrávají další děje, např. reflexe,

absorpce, transmise, které jsou důležité nejen pro daný druh, ale také pro okolní rostliny, které zachycují světlo skrz odraz (Slavíková 1986).

Ale ne všechny nové druhy najdou v novém prostředí tak dobré podmínky, aby se začaly nekontrolovatelně šířit. Celý proces je časově náročný a druh musí překonat hned několik překážek (viz obr. 1). Bariéry mohou být lokální pro biocenózu nebo širší v rámci ekosystému (Richardson et al. 2000, 2011, Richardson et Pyšek 2006, Blackburn et al. 2011). Také je můžeme dělit např. podle původu na umělé a přírodní. Přírodní typ bariéry je v přírodě odnepaměti a většinou ho tvoří odlišný biotop, který daný druh nedokáže překonat. K typickým příkladům přírodních bariér patří oceány, rozsáhlá pohoří, velká jezera nebo chemicky extrémní substráty. Výrazné bariéry umožnily rozvoj endemické bioty na oceánských ostrovech, chemicky extrémních substrátech či vysoko v horách, a také omezují šíření invazních druhů. Dále lze bariéry dělit podle velikosti nebo výraznosti. Menší nebo spíše užší bariéry dokáže druh překonat lépe než širší bariéry. Některé bariéry mohou být polopropustné a některé nepropustné. Přes nepropustné bariéry lze vytvořit biokoridor pro umožnění rozšíření druhů za bariéru. Vytvoření biokoridoru ale může znamenat vytvoření kanálu i pro nežádoucí druhy, které se v nové lokalitě mohou stát invazními (Heger et Jeschke 2018).



Obr. 1: Statut druhu při překonávání bariér. Aby se druh stal přechodně zavlečený, naturalizovaný nebo invazní musí překonat tyto bariéry (Pyšek et al. 2008).

Dalším faktorem ovlivňujícím šíření může být konkurence. Ta může bránit dalšímu růstu populace druhu na nepůvodním stanovišti (Begon et al. 1997, Herben 1997), neboť mezi druhy může docházet ke konkurenčnímu boji o živiny, vláhu, světlo nebo prostor. Důsledkem konkurenčního boje jsou růstové reakce nebo omezení kvetení, následně může nastat až úhyn celé rostliny nebo potlačení celé populace (Slavíková 1986).

3.3 Invaze v okrasném zahradnictví

Již ve starověku se zakládaly záhony pro pěstování léčivých bylin a na záhonech lidé pěstovali také plody na obživu (Roudná et Hanzelka 2006). V minulosti byly rostliny spíše chápány jako symbol křesťanské víry, až s postupným vývojem se začaly vysazovat cibulnaté a hlíznaté druhy rostlin pro estetický dojem (Baroš et Martinek 2018). V 19. století vzrůstala globalizace a nepůvodní druhy měly díky rozvoji dopravy a obchodu snazší cestu do nových stanovišť. Tento rozvoj odstartoval legální transport nových druhů, a tak i možnosti k okrasnému využití (Dehnen-Schmutz et al. 2007, van Kleunen 2018).

V České republice je více než 53 % introdukce směřována do okrasných areálů (viz tab. 1; Křivánek et al. 2006), v dalších zemích Evropy je to podobné. Např. v Německu je nepůvodních rostlin uniklých z okrasného zahradnictví 50 % (Klotz et al. 2002). Dokonce i v Austrálii je okrasných druhů uniklých ze založených záhonů 65 % veškeré tamní invaze (Groves 1998).

Účel dovozu	Počet druhů	% druhů
Okrasné	511	53,3
Potrava	149	15,5
Léčivé	99	10,3
Krmivo, píče	74	7,7
Krajinářství	44	4,6
Medonosné	37	3,9
Produkce oleje	13	1,4
Produkce dřeva	13	1,4
Barvivo	8	0,8
Textilní vlákna	6	0,6
Zemědělství kromě potravin	5	0,5
Celkem úmyslně dovezených druhů	959	100

Tab. 1: Účel dovozu nepůvodních druhů a jejich počet na území České republiky (Křivánek et al. 2006, upraveno).

Záhony exotických trvalek představují hrozbu pro místní krajinu, protože nekontrolované šíření může mít negativní dopady. V lokálních podmínkách se zakládají především kvůli kombinaci pestrých barev a vůní, které jsou zajímavé nejen pro člověka, ale i pro bezobratlé živočichy. Na území České republiky se v parcích vyskytují i nepůvodní rostliny, které nebyly na místní záhony vysazeny, ale dostaly se do parků a zahrad jinými způsoby (Vojík et al. 2020).

Jedna z nejznámějších uniklých rostlin z okrasného zahradnictví v České republice je geograficky nepůvodní bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*; Pergl 2014, Moravcová et al. 2018). Do českých zahrad byl bolševník vysazen ve 2. polovině 19. století (Pyšek 1991). V místních podmínkách se mu začalo velice dařit a stal se invazním druhem. Bolševník roste do výšky až 5 metrů a díky široké listové růžici se dokáže vyrovnat s bylinnými konkurenty. Zároveň vytváří velké množství semen, které dokáží přežít v půdě i několik let (Moravcová et al. 2018, Görner et al. 2021).

Další uniklou rostlinou z okrasného zahradnictví je jednoletá bylina netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*; Pyšek 2014). Do Evropy byla netýkavka úmyslně

dovezena z Asie především pro estetický dojem a medonosné účely. V České republice jsou první zprávy o jejím pěstování datovány k roku 1846 ze zámecké zahrady Červeného Hrádku u Jirkova. Nyní patří netýkavka mezi nejrozšířenější nepůvodní druhy a je klasifikována jako vysoce invazní po celém světě (Helsen et al. 2019, Čuda et al. 2020, Görner et al. 2021).

Pro okrasné účely byla do Evropy dovezena i křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*). Křídlatka měla hned několik využití nejen ozdobnou funkci v místních parcích, ale vysazovala se také jako potrava pro vysokou zvěř. Křídlatka se velice dobře přizpůsobí náročným podmínkám, nevádí jí ani přítomnost těžkých kovů v půdě. Křídlatka se rozmnožuje především vegetativně pomocí oddenků nebo částí stonku, propagule jsou tak často přemísťovány spolu se zeminou nebo se přichytí na oblečení či na zvířeti a zakoření na nových místech (Mandák et al. 2004).

Okrasných druhů uniklých ze záhonů je velké množství. Mezi velice známé patří také batora chilská (*Gunnera tinctoria*), klejicha hedvábná (*Asclepias syriaca*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) a další.

3.4 Dopady invazních druhů

Nepůvodní druhy mohou díky konkurenčním výhodám nahradit některé původní druhy, vznikají tak nová společenstva, která mohou ovlivnit funkci celých ekosystémů. Častou příčinou nekontrolovatelného šíření bývá absence konkurentů, škůdců či chorob a jiné vazby, které by takovému šíření zabránily (Vila et al. 2011). Neexistuje společné pravidlo působení dopadů, které by platilo pro všechny invazní druhy. Některé druhy však vykazují společné ekologické rysy, které při jejich znalosti mohou sloužit k zabránění dalšího šíření. U jednotlivých druhů se mohou dopady na životní prostředí lišit, protože každý druh může mít jiné stanovištní podmínky (Pyšek et al. 2011).

Mezi největší invazní dopady patří změna biodiverzity původních druhů (Vila et al. 2011), socioekonomické faktory (Pimentel et al. 2001, Lockwood et al. 2013, Novoa et al. 2021) a důsledky na veřejném zdraví (Schindler et al. 2015). Některé rostlinné druhy způsobují změny v koloběhu živin, protože fixují lépe dusík než původní rostliny; příkladem je invazní rostlina *Myrica faya*, která konkuruje v havajských lesích původnímu druhu *Metrosideros polymorpha* (Liao et al. 2008). Invaze se dotýká hned několika oborů (zemědělství, lesnictví, entomologie, zoologie,

botaniky, historie, sociologie a dalších; Lockwood et al. 2013). Pro uchycení cizích nepůvodních druhů je současné zemědělství nebo lesnictví ideální, protože člověk odstranil či zredukoval vegetaci, která by konkurovala novým druhům, a tak zjednodušil těmto druhům cestu. Mnohé invazní druhy způsobily velké ekonomické ztráty právě v těchto odvětvích a negativně ovlivnily ekologickou integritu. Některé introdukované druhy, jako je kukuřice (*Zea mays* L.), pšenice (*Triticum spp.*), rýže (*Oryza sativa* L.) nebo i introdukované plantáže dřevin jsou však prospěšné a poskytují více než 98 % světové zásoby potravin (Pimentel et al. 2001).

Každý invazní druh má za následek jiné změny či dopady, které se navíc mohou měnit v čase. Původně dovezený neškodný okrasný druh, který má ohraničený areál svého působení, se během pár let stane problematickým. Takovouto změnu může odstartovat např. náhlá změna podmínek. Je třeba zmínit, že ne všechny dopady musí být vnímány jako negativní. Každý odborník bude dopady invazních druhů vnímat subjektivně. Na problematiku se jinak bude dívat biolog, zahradník nebo lesník (Pergl 2008).

3.5 Prevence a právní úprava invazních druhů

Aby nedocházelo ke katastrofickým dopadům, je potřeba invazní druhy regulovat a zajistit prevenci před jejich dalším rozšířením. Invazní problematika je řešena na národní i mezinárodní úrovni. Nejdůležitějším právním mezinárodním podkladem regulace invazních druhů je Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Toto nařízení obsahuje pravidla pro prevenci a minimalizaci zavlékání invazních druhů, dále také zákazy a omezení využívání invazních nepůvodních druhů, režim výjimek a eradikaci při včasné zjištění. V roce 2016 byl publikován tzv. „unijní seznam“, který byl součástí prováděcího nařízení Komise (EU) 2016/1141. V letech 2017 a 2019 byl seznam rozšířen o dalších 29 druhů. Nyní (2021) je na unijním seznamu zařazeno 66 druhů (23 druhů rostlin suchozemských, 13 druhů rostlin vodních a 30 druhů živočichů; Görner et al. 2021). Na unijní seznam se dostanou pouze druhy, které jsou geograficky nepůvodní pro celou Unii. Některé nepůvodní druhy rozšířené v České republice proto nemohou být na tomto seznamu uvedeny. Dle tohoto nařízení však může každý členský stát přijmout národní seznam. V České republice byly vytvořeny seznamy druhů, které mají dopad na životní

prostředí, ale tyto seznamy nejsou zatím právně závazné. Jedná se o černý seznam (druhy s prokazatelným dopadem na životní prostředí), šedý seznam (druhy s limitovaným dopadem na životní prostředí) a seznam druhů vyžadující pozornost (druhy, které se ještě nevyskytují na území České republiky, ale v okolních státech mají negativní dopady na životní prostředí). Tyto seznamy obsahují celkem 150 druhů rostlin (78 druhů na černém seznamu, 47 druhů na šedém seznamu a 25 na seznamu druhů vyžadujících pozornost; Pergl et al. 2016).

V České republice je invazní problematika zakotvena v zákoně č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny (dále jen ZOPK). Od 1. 1. 2022 došlo k novelizaci ZOPK, kde je hlavním předmětem adaptace nařízení EU upravující problematiku nepůvodních druhů. Novela zákona doplňuje Úvodní ustanovení § 2 písm. l) a m) ZOPK o prevenci a regulaci zavlékání nebo vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů a doplňuje § 3 odst. 1 písm. c). Dále jsou v Hlavě první dílí novelizace (zejména § 5 ZOPK obecná ochrana a § 7 ZOPK ochrana dřevin). Novelizace také obsahuje nové doplnění v Hlavě druhé upravující používání cizích a místně se nevyskytujících druhů v akvakultuře a ochrana přírody a krajiny před invazními nepůvodními druhy. ZOPK rozšiřují další právní předpisy, např. zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, zákon č. 289/1995 Sb., lesní zákon, zákon č. 254/2001 Sb., vodní zákon, zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči a další. Úřední a dovozní kontroly zajišťují kontrolní státní orgány: Česká inspekce životního prostředí, Celní správa, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský a další. Při zjištění přestupku rozšiřování invazních druhů atp. jsou stanoveny sankce dle stávajícího zákona (tj. do 100 000 Kč u fyzických osob; do 2 000 000 Kč u právnických osob).

4. Výzkum

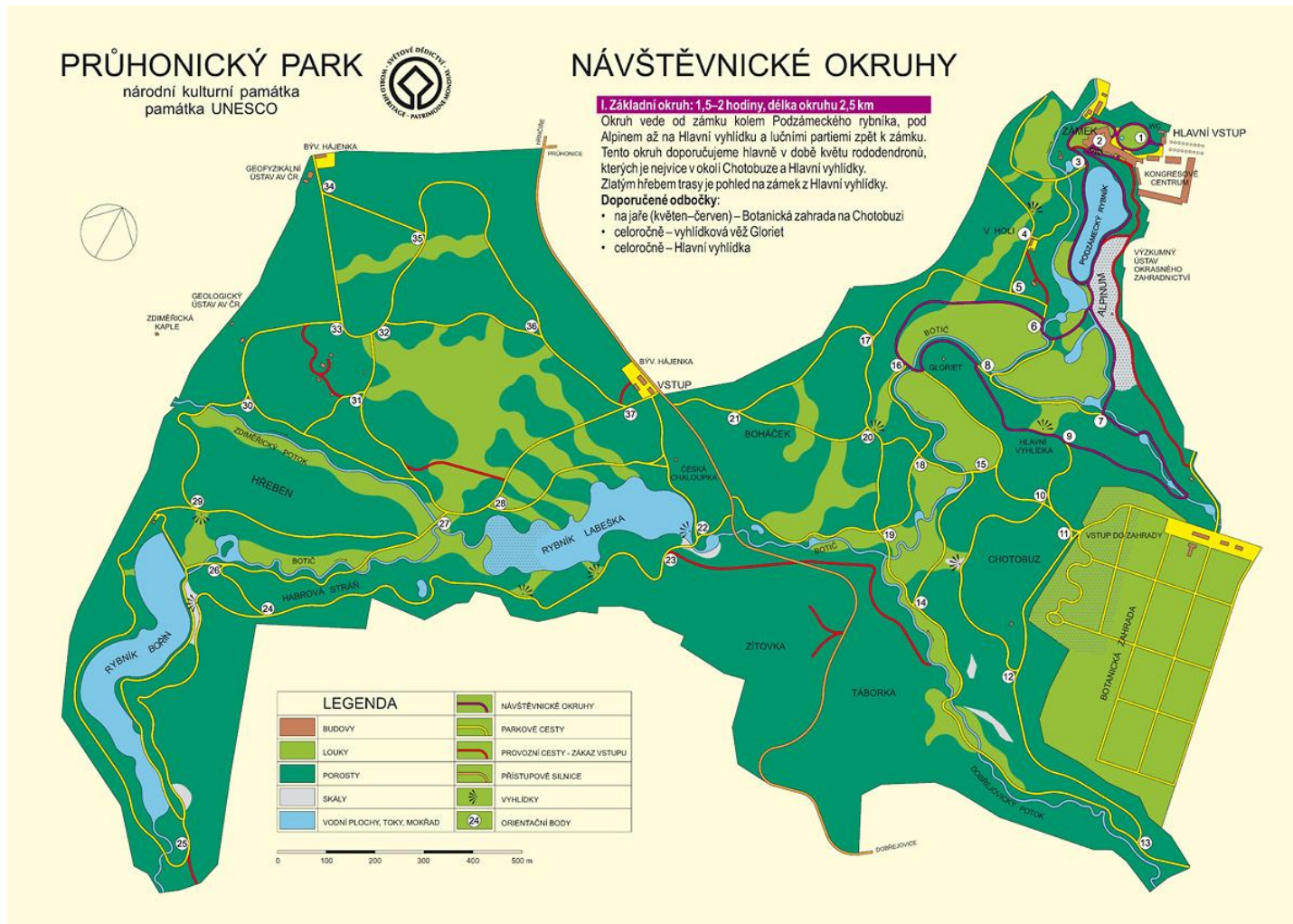
4.1 Charakteristika studovaného území

Průhonický park se nachází v okrese Praha-západ ve Středočeském kraji, zhruba 15 km jihovýchodně od centra Prahy. Průhonický park byl založen v roce 1885, založil jej hrabě Arnošt Emanuel Silva-Tarouca. Předlohou mu byl park v Čechách pod Kosířem a také park knížete Pückler-Muskau na Nise v Horní Lužici (Křesadlová et al. 2017).

V Průhonickém parku byly využity zalesněné části, které vytvořily původní kostru pro nové výsadby. Celá dřevinná složka parku byla původně zachována a jen doplněna výsadbou nových původních i introdukovaných dřevin. Dřeviny tak tvoří pohledovou kulisu. Na základě estetického vnímání se tvořily skupinové dílce dřevin, aby vytvořily odstupňované popředí s kulisami a pozadím, které umožňuje zvýraznit hlavní dominantu celého parku, a to zámek. V parku jsou zachovány přírodní tvary s výjimkou geometricky upravené části Velkého nádvoří (Tyller 1990).

Porosty dřevin jsou doplněny o plochy luční, vodní a skalnaté svahy tak, aby byly vytvořeny průhledy. V parku se vyskytují tři rybníky (Podzámecký, Labeška a Bořín) spojené třemi potoky (Dobřejovický potok, Jesenický potok a Botič). Osou celého území je hlavní tok Botič, na níž se vyskytují jezy, přepady a slepá ramena. Úpravy na vodním toku vedly ke zvýšení vzdušné vlhkosti, což ovlivnilo pěstování mnoha rostlinných druhů.

V parku se nyní vyskytuje cca 1606 druhů dřevin (1264 listnatých, 342 jehličnatých), 227 druhů trvalek a výjimečná je sbírka 8000 ks rododendronů. Průhonický park je Národní kulturní památkou a památkou UNESCO (Botanický ústav AV ČR ©2016).



Obr. 2: Mapa Průhonického parku (Botanický ústav AV ČR ©2021).

4.2 Morfologie batolky ptačincovité

Batolka patří v taxonomické klasifikaci mezi zdrojovkovité rostliny (celá biologická klasifikace je znázorněna v tab. 2). Batolka je zhruba 5–40 cm vysoká jednoletá bylina. Z jedné rostliny vyrůstá několik lodyh, které jsou převážně vzpřímené, jen výjimečně poléhavé. Listy v přízemní růžici jsou zhruba 6 cm dlouhé a řapíkaté. Řapíky jsou 5–15 cm dlouhé a podstatně delší než čepele (Kubát et al. 2002, Kaplan et al. 2019). Tvar listu je eliptický, vejčitý až kopinatý. Pod květenstvím vyrůstají 2 menší límečkovité listeny a velké listeny na bázi květenství, které vzájemně nesrůstají. Tvar kořenů je vretenovitý a často dochází k tvorbě krátkých vytrvávajících výhonů (Holub 1975).

Batolka kvete od června do července v barvách bílé až růžové se žlutou skvrnou u báze a s tmavšími žilkami vedoucími od středu (Holub 1975). Květ o průměrné velikosti 10–20 mm je aktinomorfni, pětičetný a vyrůstá na dlouhé stopce. Koruna je kolovitě srostlá. Uprostřed květu se nachází 3–5 tyčinek na bázi nitěk s nektárii a 3 čnělky. Plodem je tobolka obsahující 1–3 semena, která jsou tmavě hnědá až černá, zhruba 1–2 mm velká (Hejný et al. 1990).

Říše	<i>Plantae</i> – rostliny
Oddělení	<i>Magnoliophyta</i> – rostliny krytosemenné
Třída	<i>Rosopsida</i> – vyšší dvouděložné rostliny
Řád	<i>Caryophyllales</i> – hvozdíkotvaré
Čeleď	<i>Montiaceae</i> – zdrojovkovité
Rod	<i>Claytonia</i> – batolka
Druh	<i>Claytonia sibirica</i> – batolka ptačincovitá

Tab. 2: Biologická klasifikace druhu (Kaplan et al. 2019).



Obr. 3: Kvetoucí batolka v Průhonickém parku (2021).

4.3 Rozšíření a stanoviště batolky

Rostliny rodu *Claytonia* pocházejí původně ze Střední Ameriky a západní části Severní Ameriky. Rod zahrnuje zhruba 30 druhů, které se postupným šířením dostaly do Evropy, východní Asie a na Nový Zéland, a to převážně kvůli okrasnému pěstování a postupnému zplaňování (Goliášová et Michalková 2012).

„*Siberian spring beauty*“ nebo také „*candy-flower*“, tak je nazývána batolka ptačincovitá na západě Ameriky. Zde je rozšířena podél pobřeží Tichého oceánu zhruba od 37° SŠ v Santa Cruz Mountains v Kalifornii, přes Aljašku (60° SŠ) až k Sibiři (Miller et al. 1984, viz obr. 4). Batolka se vyskytuje i na ostrovech a souostrovích (např. souostroví královny Charlotty, Komandorské ostrovy, Aleuty a Vancouver). Tento druh se vyskytuje převážně ve výškách do 1600 m n. m., kdežto příbuzné druhy se mohou vyskytovat i ve vyšších polohách (Holub 1975).

Batolka v Evropě zplaňovala již na počátku 20. století. Výskyty zplanělé batolky byly v minulosti zaznamenány v evropských státech: Holandsko (Kloos 1950), Anglie (Lewis et Suda 1968), Slovensko (Prančl 2011) a Norsko (Austad et Hauge 2019). V Norsku je považována za vysoce ekologicky rizikový nepůvodní druh (Austad et Hauge 2019). V Evropě je batolka považována za zdomácnělý neofyt. Další potvrzené výskyty jsou zobrazeny na obr. 4.

V České republice se vyskytují dva druhy tohoto rodu: batolka ptačincovitá (*Claytonia sibirica*) a batolka prorostlá (*Claytonia perfoliata*). Batolka prorostlá v místních podmínkách jen vzácně zplaňuje, oproti tomu studovaný druh batolka

ptačincovitá má v České republice potvrzené zplaněné nálezy v Průhonickém parku, v Lovčicích u Plánice nebo v Domanicích u Strakonice (Kaplan et al. 2019).

Batolka je stínobytná rostlina (sciofyt), která se vyskytuje převážně na zastíněných vlhčích místech, např. lesy, mýtiny, okraje luk, křoviny, prameniště a břehy vodních toků a ploch (Goliášová et Michalková 2012). Původní areál je vázaný na blízkost oceánu, proto je batolka nejvíce úspěšná v oceánském typu klimatu nebo jemu podobnému (Holub 1975).



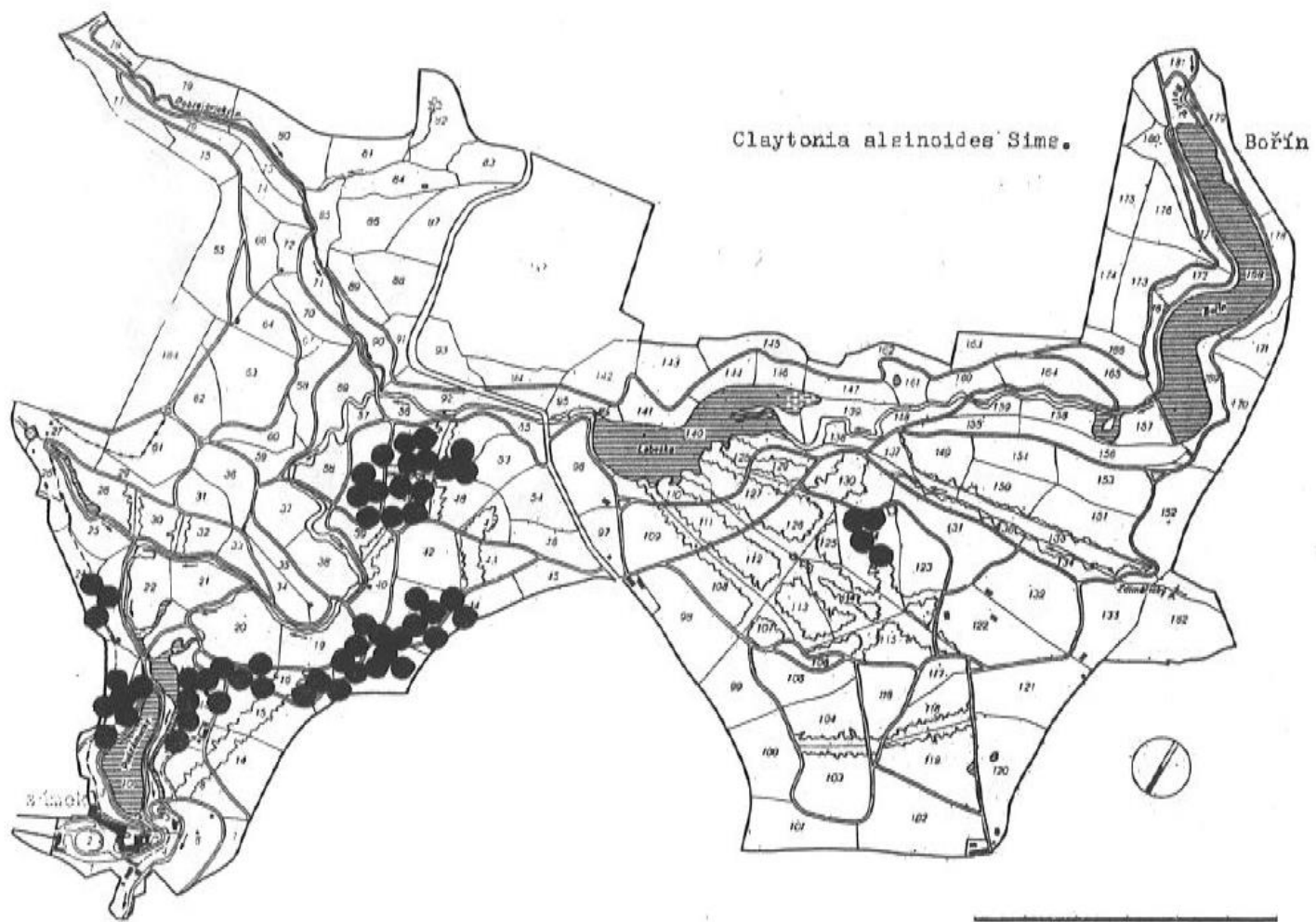
Obr. 4: Aktuální mapa rozšíření batolky ve světě. Výskyt je v mapě označen barevnou škálou barev. Tmavými oranžovými až červenými body je vyznačena hustá síť potvrzených nálezů. Naopak světle žlutá bodová vrstva značí ojedinělé výskyty (Pl@ntnet ©2022).

4.3.1 Rozšíření batolky v Průhonickém parku

Po roce 1936 se v alpinu začalo s inventarizací trvalek a bylinné patro bylo od tohoto roku pravidelně sledováno. Do té doby nebyl o bylinném patru zachován žádný záznam. Od roku 1955 pak probíhala v alpinu introdukce rostlin, především jako ukázka geograficky nepůvodních druhů. V 60. letech se začaly všechny byliny opět systematizovat a vytvořil se seznam vyskytovaných druhů. Již v těchto letech bylo známo, že se v parku vyskytuje 150 druhů bylin, které se samy rozmnožují. Během let se mnohé byliny aklimatizovaly a rozšířily se ze záhonů do volné krajiny. Problematice uniklých cizích druhů v Průhonících se v minulosti věnoval Tyller (1990) – Průhonický park nebo Knotková a Baroš (2009) – Dendrologická zahrada v Průhonících.

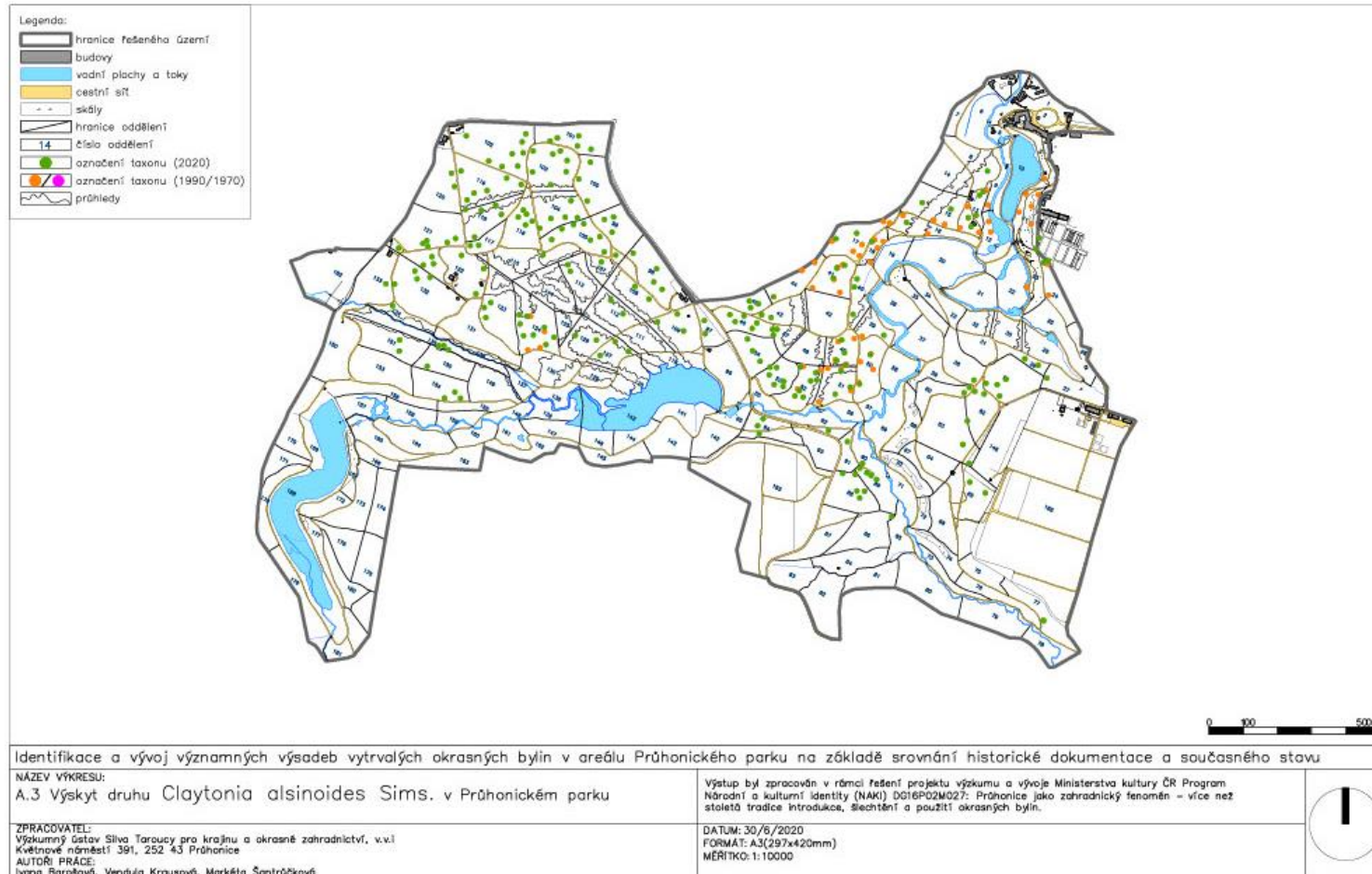
Batolka byla původně pěstována v alpinu Průhonického parku. Do parku se nejspíše dostala výsadbou nepůvodních druhů, která probíhala mezi lety 1954–1957. Od roku 1960 se začala objevovat ve vlhkých a zastíněných prostorech mimo alpinum. Vrcholem jejího rozšíření byly roky 1978–1980, následovala stagnace (Tyller 1990; viz obr. 5).

O zplanění batolky v Průhonickém parku píše také např. Husák (1977), po dalších 11 letech nálezy potvrzuje i Lhotská (1988). Již v roce 1990 ve své práci Tyller (1990) nedoporučuje batolku k dalšímu rozšíření. Zplanění batolky se také věnují Barošová et al. (2020). Textová studie těchto autorů vychází především z historických záznamů z Matriky rostlin a z Katalogu rostlin Československé dendrologické společnosti v Průhonicích z roku 1927 a zároveň výstup obsahuje specializovanou mapu aktuálního (2020) rozšíření batolky v parku (viz obr. 6).



Obr. 5: Výskyt batolky v Průhonickém parku z roku 1990 (Tyller 1990).

A. Specializovaná mapa s odborným obsahem



Obr. 6: Potvrzený výskyt batolky v Průhonickém parku (Barošová et al. 2020).

4.4 Metodika

Sběr dat pro výzkum ekologie batolky v Průhonickém parku proběhl v letech 2020–2021. Výzkum byl založený na terénním mapování aktuálního rozšíření batolky, dále zpracování historických a aktuálních dat a porovnání výsledků. V rámci časové osy byly srovnány historické a aktuální záznamy výskytu. Zároveň byly zkoumány světelné nároky a z nasbíraných vzorků půd byla zaznamenána semenná banka. Terénní průzkum byl proveden i na dalších místech České republiky, kde byl v minulosti výskyt batolky potvrzen. K porovnání ekologických vlastností batolky (tvar semen, hydrochorie, zoochorie, anemochorie, klíčivost a rychlost růstu sazenic) byla použita data od Moravcové et al. (2010).

4.4.1 Abundance

Terénní mapování abundance batolky v Průhonickém parku bylo uskutečněno ve vegetačních obdobích 2020–2021. Mapování výskytu batolky bylo zaznamenáno pomocí GPS lokátoru v aplikaci ArcGis Collector (viz obr. 7). Výskyt batolky byl zaznamenáván pomocí polygonů a pro každý polygon byla zaznamenána abundance (v procentech), druh stanoviště (smíšený, listnatý, jehličnatý, mýtina, louka, křoviny) a případně i další poznámky či zajímavosti k místu, které by s rozšířením batolky mohly souviset, např. těžba dřeva nebo sekání bylinného porostu. Polygony byly mapovány tak, aby jeden polygon obsahoval vždy jen jeden typ stanoviště a abudanci. Při terénním průzkumu bylo každý den zaznamenáno, jaké bylo počasí a bližší charakteristika místa výskytů, např. upřesněná poloha mapování, popis fotografie a přiřazení fotografie k místu výskytu, dále byla zaznamenána velikost rostliny a barva květů. V některých částech parku byla zaznamenána interakce s jiným invazním druhem *Impatiens parviflora*, která se napříč parkem vyskytuje na stinných místech a batolce konkuruje. Od června bylo započato v parku sekání travin, především podél cest a na loukách. Jestliže v některých částech parku byla batolka kosena spolu s travinami před zmapováním, hodnocení abundance se dokončilo o rok později. Sekaná místa byla nafocena a zároveň zaznamenána do mapy. Editace získaných dat a příprava map byla provedena v software ArcGIS verze 10.8.1 od společnosti ESRI. V průběhu terénního mapování byla zkoumána i další místa původního výskytu batolky napříč Českou republikou. Tato místa byla nafocena a okomentována.



Obr. 7: Mapování batolky v Průhonickém parku. Do tabletu byla zapsána procentuální abundance a typ stanoviště.

Terénní průzkum na ostatních potvrzených stanovištích probíhal ve vegetačním období v roce 2021. Dojelo se na vytipovaná místa dle poskytnutých informací o místě výskytu a případný nález byl zdokumentován. Na základě dříve potvrzených nálezů byla ověřena místa Průhonice-Hole, Olomouc, Lednice na Moravě, Praha-Horní Počernice, Praha-Chodov, Klecany (Uher et Lustyk 2019).

4.4.2 Semenná banka

Půdní vzorky pro semennou banku byly odebrány v prosinci 2020, v září 2021 a v prosinci 2021 za pomoci půdní sondy. Vzorky byly odebírány z hloubky cca 5–10 cm. Místa odběrů byla vybrána podle typu stanoviště (listnatý porost, jehličnatý porost, smíšený porost, mýtina a kontrola měření), a také podle sečení bylinného patra napříč parkem. Zároveň se vytvořila síť hustých a řídkých porostů batolky a semena byla odečítána v těchto dvou skupinách. V každém místě bylo odebráno 5 vzorků, které byly následně zprůměrovány. Celkem bylo odebráno 250 vzorků z 50 stanovišť.

Pro zpracování statistické analýzy byla použita pouze data z roku 2020. Vzhledem k netypickému průběhu počasí v roce 2021, nebyla data z tohoto roku

do analýzy zahrnuta. Batolka přes zimu vyklíčila a v půdních vzorcích nebylo dostatek semen pro zpracování výsledků.



Obr. 8: Vzorkovací tyč. Foceno v prosinci 2021. Batolka je v těchto místech vyklíčena.



Obr. 9: Vzorek semenné banky v půdní sondě z prosince 2021. Batolka byla již vyklíčena a stanovištích se vyskytovaly semenáčky. V půdě bylo zaznamenáno v hustém porostu několik málo nevyklíčených semen.

4.4.3 Světelné nároky

Světelné nároky byly měřeny 24. 9. 2021 za polojasného počasí. Prostřednictvím přístroje Delta T SunScan (Mišurec et al. 2019) byl zaznamenán index listové plochy (LAI). Přístroj zaznamenává fotosynteticky aktivní záření (FAR) a dokáže zpracovat

informace o možném přírůstku biomasy. Sonda analyzátoru obsahuje 64 FAR senzorů v tyči, která je dlouhá 1 metr. Při každém měření se naskenuje všech 64 senzorů a průměrný výsledek se objeví na displeji PDA (= osobní digitální asistent).

Měření bylo rozděleno na několik skupin: jehličnan hustý nadrost, jehličnan řídký nadrost, listnáč hustý nadrost, listnáč řídký nadrost, listnáč solitér, smíšený hustý nadrost, smíšený řídký nadrost, louka, mýtina, tmavé místo a kontrola. Každá skupina byla měřena na pěti různých stanovištích a každé stanoviště bylo měřeno vždy pětkrát. Na každém typu stanoviště proběhlo také kalibrační měření mimo porost.



Obr. 10: Senzor SunScan pro měření slunečního záření (Delta T Devices ©2022).

4.4.4 Statistická analýza dat

Pro analýzu vztahů mezi proměnnými byl použit zobecněný lineární model (GLM) s Poissonovým rozdělením. Jako závislá proměnná do modelu vstupoval počet semen zaznamenaných v prosinci roku 2020, jako nezávislá byla použita kategoriální proměnná stanoviště o pěti úrovních (listnatý porost, jehličnatý porost, smíšený porost, mýtina a kontrola) a kategoriální proměnná hospodaření o čtyřech úrovních (sekaný porost, nesekaný porost, mýtina a kontrola). Pro úpravu modelu byla použita metoda „backward selection“ založená na zjednodušování plného modelu včetně interakcí. Jednotlivé komponenty modelu byly odstraňovány podle pravidel parsimonie. Dílčí modely byly porovnány pomocí chí-kvadrát testu. V celé práci byly jako signifikantní

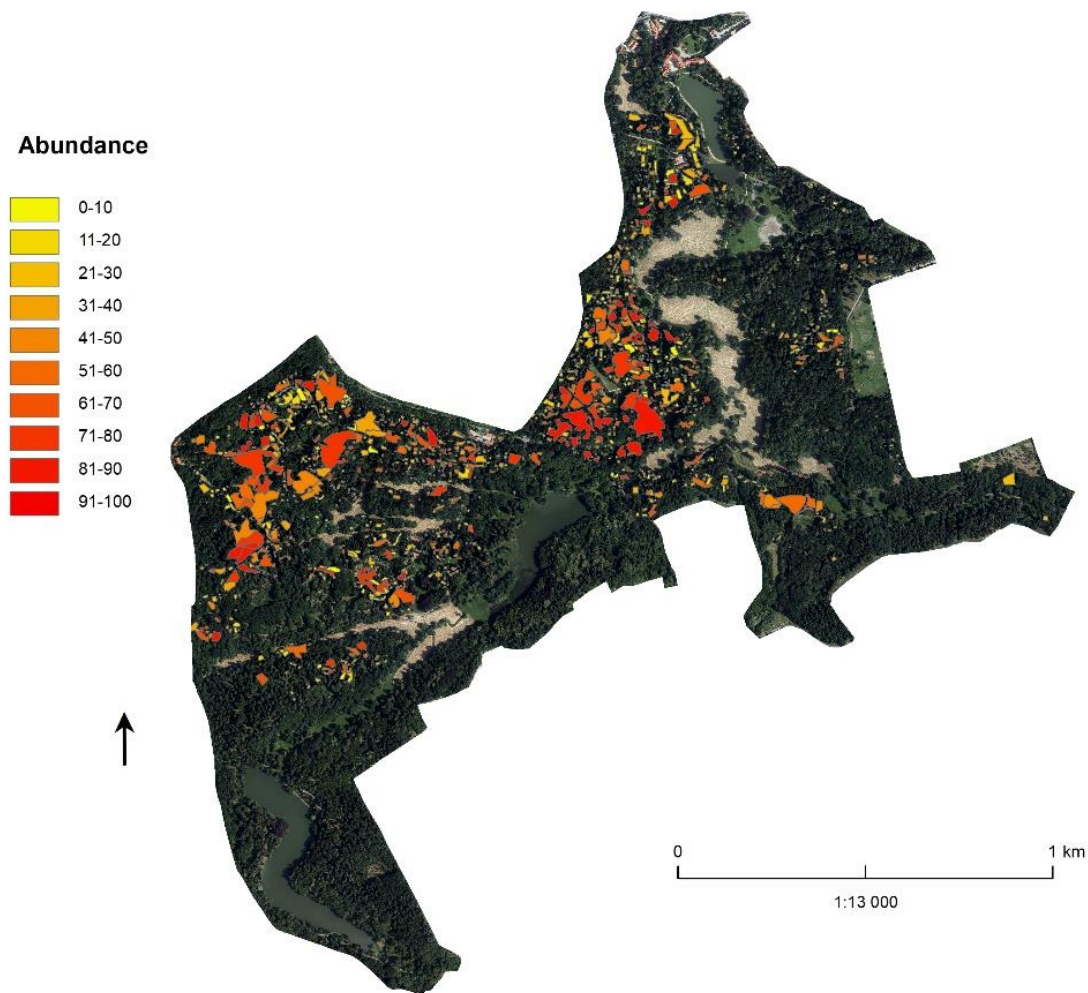
brány hodnoty na hladině významnosti alfa $<0,05$. Analýza byla provedena v programu R (R Development Core Team 2022; verze 3.6.2).

Každá skupina měření světelných podmínek byla zprůměrována. Některá data musela být zařazena zvlášť, aby nezkreslovala ostatní výsledky, protože ve chvíli měření došlo buď k náhlé změně počasí, nebo se jednalo o kontrolní měření mimo ucelený porost. Ve výsledných hodnotách je zaznamenán Pearsonův korelační koeficient (r), který udává sílu lineární závislosti mezi měřenými hodnotami (Mišurec et al. 2019).

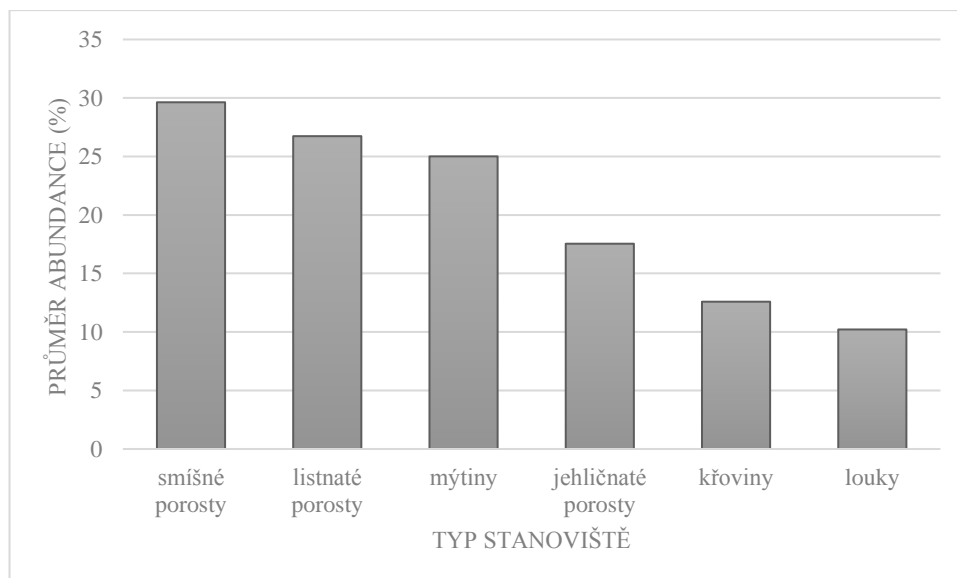
4.5 Výsledky

4.5.1 Abundance

V Průhonickém parku byla zmapována aktuální abundance batolky, která unikla ze založených záhonů. Aktuální stav abundance je znázorněn na obr. 11. Mapování v Průhonickém parku potvrdilo, že se batolka vyskytuje především v severozápadní části parku na tmavším vlhkých místech, pod vzrostlými dřevinami. Průměrná procentuální abundance (viz obr. 12) je nejvyšší mezi smíšenými roztroušenými dřevinami (29,6 %), dále pak v listnatých porostech (26,7 %) a na mýtinách (25 %; oplocené i neoplocené). Následují jehličnaté porosty (17,5 %) a některé nálezy byly také potvrzeny v křovinách (12,6 %) a na lučních biotopech (10,2 %).

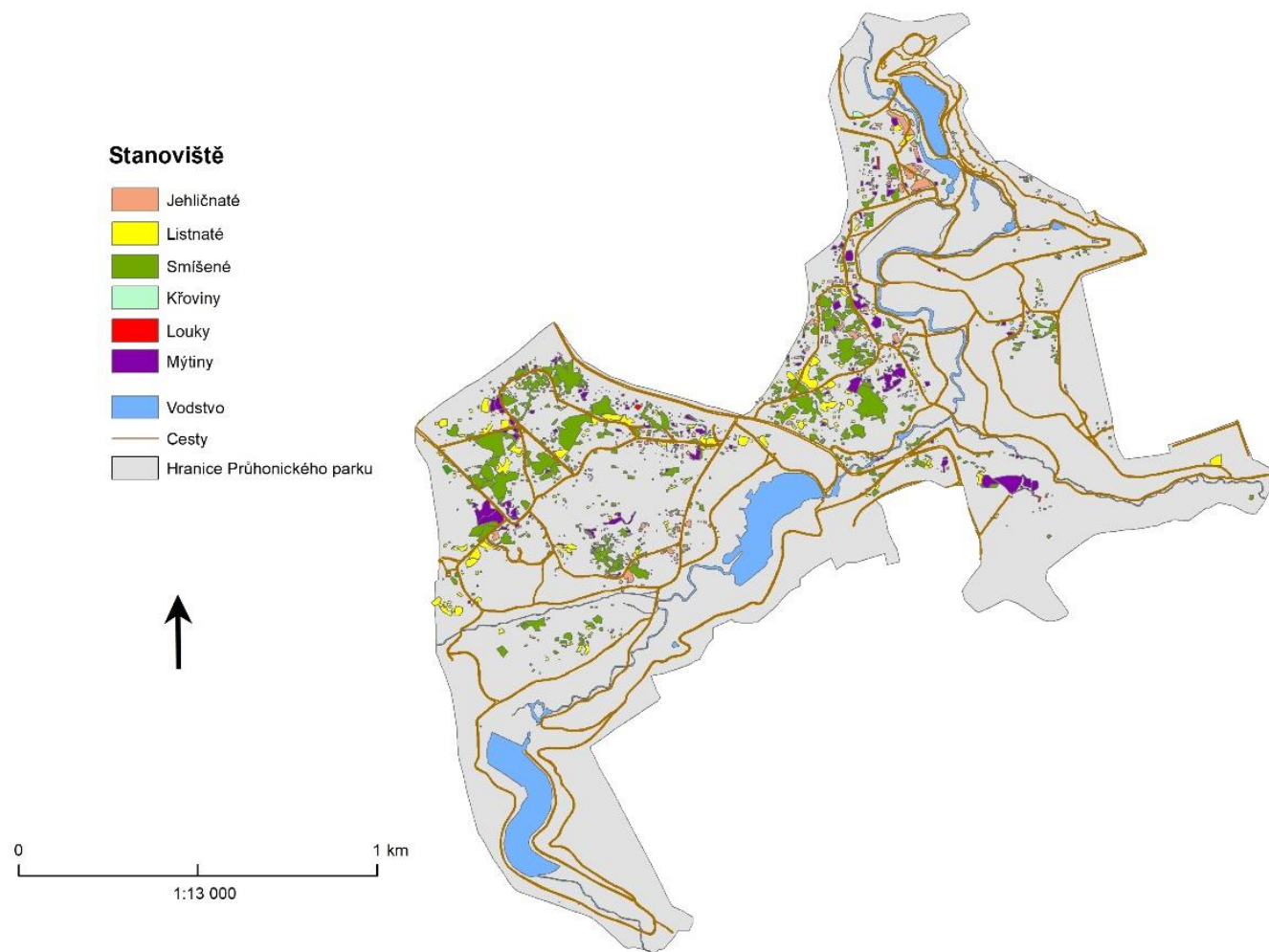


Obr. 11: Aktuální abundance (%) batolky v Průhonickém parku (podkladová data pro mapu: ©ČÚZK).



Obr. 12: Průměr abundance (%) v jednotlivých typech stanovišť. Nejvyšší abundance je na smíšených stanovištích, souvislost to může mít i s faktem, že smíšených porostů se v parku vyskytuje nejvíce.

Nejvyšší početnost batolky v rámci stanovišť (viz obr. 13) byla zaznamenána pod smíšenými dřevinami (556 záznamů). Dále následují početné porosty v listnatých stanovištích (402 záznamů), na mýtinách (348 záznamů) a jehličnatých stanovištích (325 záznamů). Na některých místech byla nalezena i v křovinách (41 záznamů), zejména pod rododendrony, které se vyskytují v alpinu u zámku (zde byla původně batolka vysazena). Při velké abundanci ve stromové části se batolka dostala i do míst lučních stanovišť (15 záznamů), ovšem abundance je na těchto místech téměř zanedbatelná. Výskyt batolky byl také potvrzen na okraji cest nebo přímo na nich (3 záznamy), ale často se zde vyskytovali konkurenti, kteří batolku zastínili a potlačili tak růst.

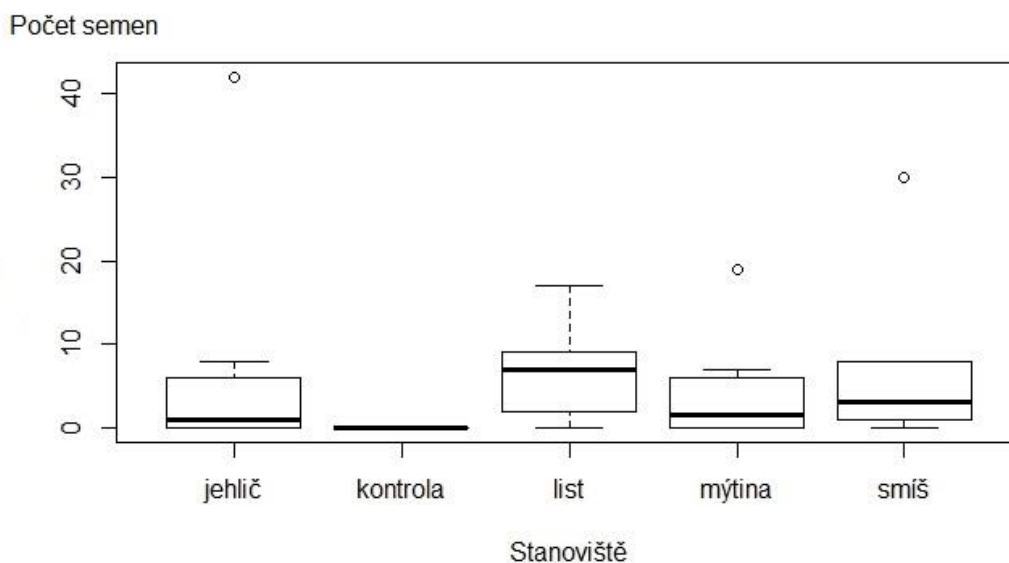


Obr. 13: Stanovištní nároky batolky v Průhonickém parku (podkladová data pro mapu: ©ČÚZK).

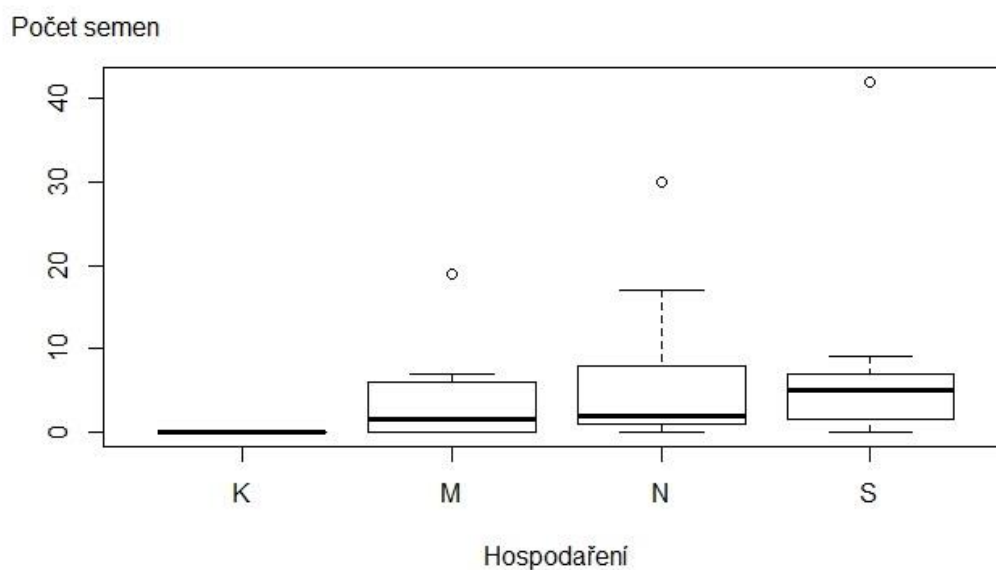
4.5.2 Semenná banka

V semenné bance je typ stanoviště komplementární s hospodařením. S interakcí tedy nelze počítat. Byla testována hypotéza, zda počet semen závisí na hospodaření a stanovišti. Výsledné hodnoty testované statistiky jsou stanoviště ($\chi^2_{45} = 341,61$; $p = <0,01$) a hospodaření ($\chi^2_{44} = 341,26$; $p = 0,6125$). Výsledky mohou být ovlivněny odlehlými hodnotami, které se u stanoviště i u hospodaření vyskytují (viz obr. 14 a obr. 15).

V hustých porostech byl výsledný průměrný počet semen 10 ks na půdní vzorek (ze 75 vzorků; max. počet semen ve vzorku: 77 ks). Na stanovištích s nízkou abundancí batolky byly ve vzorcích průměrně 2 ks na vzorek (ze 75 vzorků; max. počet semen ve vzorku: 19 ks). Na mýtině byly zaznamenány průměrně na vzorek celkem 4 ks semen (z 50 vzorků; max. počet semen ve vzorku: 32 ks). V kontrolních odběrech nebyla nalezena žádná semena (z odebraných 50 vzorků).



Obr. 14: Semenná banka v podrostu dřevin, na mýtině a v kontrolních měření. Semenná banka v závislosti na typu stanoviště je vyobrazena boxplotem, který znázorňuje mezikvartilové rozpětí s mediánem (fousy značí max. a min. hodnoty v daném stanovišti a body znázorňují odlehlé hodnoty). Výsledky jsou pro dřevinné stanoviště téměř srovnatelné. Na ose „stanoviště“ jsou jednotlivé typy stanovišť: jehlič – jehličnatý porost, kontrola – kontrolní měření, list – listnatý porost, smíš – smíšený porost a mýtina. U kontroly není žádná variabilita. Maximální rozsah je v listnatém stanovišti.



Obr. 15: Semenná banka v závislosti na typu hospodaření je vyobrazena boxplotem, který znázorňuje mezikvartilové rozpětí s mediánem (fousy značí max. a min. hodnoty v daném typu hospodaření a body znázorňují odlehle hodnoty). Hospodaření bylo rozděleno do skupin: K – kontrola, M – mýtina, N – nesekaný porost, S – sekaný porost. Medián je zde nejvyšší u sekaných porostů a největší rozsah je u nesekaných porostů. Hospodaření s bylinným porostem nemá významný vliv na semennou banku.

4.5.3 Světelné nároky

Optimální index listové plochy (LAI) pro růst batolky je v rozmezí 7–120. Největší porosty byly nalezeny v místech, kde je roztroušené světlo nebo v okolí pařezů. Nevyhovuje jí přímé sluneční záření, ale ani velmi tmavá místa, kam dopadne jen minimum světla (např. tyčovina; viz tab. 3). V tabulce chybí "Jehličnan solitér", protože v Průhonickém parku se pod solitérními jehličnany batolka nevyskytuje. "Tmavé místo" bylo měřeno pro kontrolu, zde batolka neroste.

Nadrost	LAI	Pearsonův kolerační koeficient (r)
Jehličnan hustý nadrost	30,84	0,044
Jehličnan řídký nadrost	53,00	0,060
Listnáč hustý nadrost	8,34	0,058
Listnáč řídký nadrost	38,06	0,046
Listnáč solitér	7,80	0,103
Smíšený hustý nadrost	21,18	0,077
Smíšený řídký nadrost	41,51	0,046
Louka	290,56	0,058
Mýtina	115,76	0,025
Tmavé místo	5,10	0,050
Kontrola	168,34	0,070

Tab. 3: Světelné podmínky v podrostu. Sloupec "LAI" je index listové plochy. "Kontroly" jsou měřené na cestě nebo nedaleko hustého/řídkého nadrostu.

5. Diskuze

Batolka se vyskytuje především ve vlhkých a zastíněných hájových partiích v severozápadní části Průhonického parku. Původně byla od roku 1960 pěstována v alpinu, odkud unikla a postupem času se dostala do dalších míst. Nyní je konkurentem našich původních bylin (např. sasanky hajní – *Anemone nemorosa* L.), neboť obě rostliny mají podobné nároky na stanoviště (Tyller 1990, Barošová et al. 2020).

K velké introdukci v těchto částech parku mohlo přispět umělecké uspořádání a řešení výsadby exotických druhů. Batolce mohou vyhovovat i početné sortimenty cizích druhů a kultivarů, které se v parku nacházejí. Batolka má v parku více rostlinných konkurentů, např. jednoletou bylinu netýkavku malokvětou (*Impatiens parviflora*), která je v parku hojně zastoupena a dosahuje zralosti v létě mezi červnem a srpnem. V tuto vegetační dobu je batolka převážně již v květu, a i přes velké zastínění netýkavkou dokázala batolka vytvořit novou populaci na další sezónu.

V parku se ve 20. století vysadilo mnoho nepůvodních rostlinných druhů. Stejně jako batolka se v parku z původní výsadby rozšířila také invazní rostlina kolotočnický ozdobný (*Telekia speciosa*; Schreb.). Z historických 136 lokalit se kolotočnický rozšířil během 50 let na dalších 381 nových lokalit napříč parkem (Pergl et al. 2020). Mezi další uniklé druhy z původních výsadeb patří např. (*Lysichiton americanus* Hultén et H. St. John) – ač tento druh unikl z výsadeb a patří v Evropě mezi invazní, v parku však invazi nevykazuje. Z výsadeb také unikly invazní rostliny křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*), obě jsou nyní pod důkladným dohledem (Barošová et al. 2020).

V jižní části parku se batolka nerozšiřuje tak rychle. Tato část parku je rozdělena vodními toky a vodními plochami. Je možné, že tuto geografickou překážku měla batolka problémy překonat, ale při mapování v roce 2020 se malé výskyty již na jižní straně bariéry potvrdily. Je tedy možné, že se časem rozšíří napříč celým parkem. Dle předchozích výzkumů Moravcové et al. (2010) mají semena dle velikosti a hmotnosti ideální podmínky pro šíření vodními toky s pozitivní korelací na šíření pomocí zvířat (viz tab. 4). Právě zoochorie je v Průhonickém parku jedním z nejvýznamnějších způsobů šíření. Přenos semen zajišťují nejen savci a ptáci, ale také mravenci. Batolka je totiž myrmekochorní rostlinou (Goliášová et Michalková 2012).

Při mapování aktuální abundance v Průhonickém parku bylo zpozorováno v okolí výskytů batolky velké množství velkých mravenišť vyskytujících se právě mezi roztroušenými dřevinami. Lze konstatovat, že mravenci mají také svůj podíl na rozšíření batolky. Na semenech se vyskytují strofioly, proto je myrmekochorie u batolky pravděpodobná (Holub 1975). Na severní části parku je vystavěná cca 2 metry vysoká zeď, která brání dalšímu šíření. Za zdí nebyl potvrzen žádný nález, ovšem na severovýchodní straně je park ohraničený pletivem, skrz které se batolka dostala do tamních zahrad a rozrůstá se i tam.

Druh	<i>Claytonia sibirica</i>
Čeleď	<i>Portulacaceae</i>
Životní forma	Jednoletá
Invazní	Ne
Propagule	Semena
Počet studovaných lokalit	1
Počet propagulí na rostlinu/výhon	86
Průměrný počet propagulí na m ² v maximálně hustém porostu	10617
Počet měření (délka, šířka, tvar semen)	100
Délka semen (mm)	1.58±0.14
Šířka semen (mm)	1.29±0.13
Poměr délka/šířka semen	1.24±0.13
Počet měření (hmotnost 25 ks semen)	4
Hmotnost (g)	0.0204±0.0012
Počet měření (hydrochorie)	4
Hydrochorie (100 ks/hod.)	50.0±20.0
Počet měření (epizoochorie)	4
Epizoochorie (%)	48.0 (44–56)
Počet měření (anemochorie)	50
Anemochorie (m/s)	2.383±0.107
Počet měření (klíčivost)	4
Klíčivost (%)	94.0 (92–96)
Relativní rychlost růstu semenáčků (g/g ⁻¹ /den ⁻¹ , Ø ±95 %)	0.1262±0.135
Počet měření (rychlosti růstu sazenic)	3

Rychlost růstu semenáčků do jara (%)	48.0 (28–64)
Rychlost růstu semenáčků do podzimu (%)	86.3 (71–100)

Tab. 4: Reprodukční charakteristika batolky (Moravcová et al. 2010, upraveno)

Některé studie prokazují, že soustředění dříví z lesů poskytuje další možnou cestu šíření. Propagule se zachytí na kulatinách nebo ve štěpce, přesunou se na nové stanoviště a šíří se do okolí. Přesun kulatin může být na vzdálenosti několika kilometrů, než se dostanou k pile, kde je kulatina zpracovaná. Kulatiny mohou být přesunuty vícekrát na různá místa a na každém místě mohou rostliny zanechávat propagule s možností dalšího šíření (Jehlík et al. 1998). V Průhonickém parku se dřevo těží a soustřeďuje na několik míst. Jedno z hlavních shromaždišť dřeva je uprostřed louky Zítovka, kde ale nebyl potvrzen výskyt batolky, jejích semen ani jejích částí. V místech kácení stromů těžkou technikou byla batolka zničena, ovšem po cestách byly patrné nálezy, které potvrzují, že na těžké technice se propagule mohou uchytit a přenést. Uher et Lustyk (2019) zmiňují, že právě do míst Praha-Horní Počernice, Praha-Chodov a Klecany se batolka dostala právě se zavezenými dřevinami, ale výskyty batolky nebyly ani na jednom ze zmíněných míst aktuálně potvrzeny.

Batolka se na území České republiky vyskytuje i mimo studovaný areál. Na základě dříve potvrzených nálezů byla ověřena místa: Průhonice-Hole, Olomouc, Lednice na Moravě, Praha-Horní Počernice, Praha-Chodov, Klecany (Uher et Lustyk 2019). V roce 2021 byl potvrzen výskyt v místech Lednice na Moravě – areál Zahradnické fakulty Mendelovy univerzity v Brně (několik jedinců při severozápadně situované podpěrné zídce starého skleníku, cca 210 m západně od železniční stanice), v Olomouci u železničního domku 10 m východně od železničního přejezdu, Průhonice-Hole mimo Průhonický park (velké populační rozšíření do okolích zahrad), naopak výskyt se nepotvrdil v místech Praha-Horní Počernice, Praha-Chodov a Klecany. Zplanělá batolka se vyskytuje i v okolních státech Evropy. Aktuální zplanělé rozšíření je známo např. v Norsku především v obci Sejle, kde vykázala lokální invazní šíření ze zahradní výsadby a z výsadby rostlin kolem silnic (Austad et Hauge 2019).

Sběr semenné banky byl naplánovaný na srpen a prosinec v letech 2020–2021. První odběr proběhl v předvánočním čase v roce 2020. Půda nebyla zmrzlá a semen pro zahájení tohoto výzkumu bylo v půdních vzorcích dostatek. Při sběru půdních

vzorků v srpnu v roce 2021 byla batolka stále v květu a semen v půdních vzorcích bylo při hustém bylinném pokrytí jen pár. Pro porovnání výsledků bylo důležité pokus se semennou bankou opakovat, avšak v prosinci 2021 byla batolka na většině míst vyklíčená a někde již byla pokrytá sněhem. Data z roku 2021 nebyla do výzkumu zahrnuta, neboť by byl takový výsledek zkreslený. Batolka je jednoletá bylina a má tedy krátký životní cyklus, který je výsledkem rychle probíhajících vývojových stádií a růstových fází. Je možné, že během vegetační sezóny v roce 2021 vzniklo více generací a tím se zapříčinilo i rychlejší šíření. Během roku za příznivého počasí jednoletka vyklíčila na zimu a přečkala zimu jako semenáček (Slavíková 1986).

Při sběru a zpracování výsledků ze semenné banky bylo přihlédnuto k hospodaření, zda sečení bylinného porostu či degradovaná půda od techniky ovlivňují množství semen nebo šíření batolky v parku. Batolka během roku v posekaných porostech vytvořila nové stonky, které znovu plodily. Průhonický park je velice návštěvnicky vytížený. Jsou zde doporučeny tři pěší okruhy, po kterých lidé mohou park navštěvovat. Skrz park vedou i další vyšlapané pěšiny, kterými si lidé zkracují trasu a roznášejí nevědomě na oblečení semena po parku.

Batolka je v parku úspěšná, protože se zde vyskytují roztroušené dřeviny, které zajišťují vhodné světelné podmínky. Batolka byla potvrzena i v místech přímého slunečního záření na mýtinách, ale abundance závisela na stáří kácených dřevin. Ve starších oplocenkách byla batolka potvrzena jen v několika málo jedincích, oproti tomu na kácených mýtinách, které byly pokácené tentýž rok, byla batolka rozšířena i na 90 % území bez viditelného poškození. Po vykácení se mýtina oplotí a zasadí se nové dřeviny. V tyčovině se výskyt batolky také potvrdil, ale jednalo se spíše o osamocené jedince, který nemá šanci na další rozšíření. Podle výzkumů Eickmeiera a Schusslera (1993) batolka při nedostatku světla snížila vývoj biomasy, zvýšila koncentraci živin v tkáních, snížila specifickou hmotnost listů a aktivitu RUBISCA ve srovnání s nezastíněnými kontrolami. Eickmeier a Schussler (1993) zkoumali také vliv hnojení na rostlinu. Při tomto výzkumu batolka zvýšila nadzemní nereproduktivní biomasu, zvýšila koncentraci živin N a P a zvýšila index šířky/délky listů ve srovnání s kontrolami.

Ke zplanění a rozšíření mohly přispět klimatické změny, ke kterým v poslední době dochází. V souvislosti s vysazením nepůvodního druhu se druh velice dobře aklimatizoval novým podmínkám a do budoucna s dalšími klimatickými změnami

by mohlo dojít k širší invazi (Haeuser et al. 2018). Pokud by došlo na invazní šíření do širšího okolí, mohly by nastat negativní dopady pro původní stanoviště, např. změna koloběhu fosforu a dusíku v půdě (Eickmeier et Schussler 1993), změna biodiverzity původních druhů (Vila et al. 2011) nebo mohou při aklimatizaci batolky nastat ekonomické ztráty na zemědělských či lesnických výnosech (Pimentel et al. 2001).

6. Závěr

Tato práce a její výsledky shrnují rozšíření geograficky nepůvodní květeny batolky a její potřebné světelné a stanovištní nároky. V minulosti se rozšířením batolky zabývali odborníci jako Husák (1977), Lhotská (1988), Tyller (1990), Uher et Lustyk (2019) a Barošová (2020). Data zmiňovaných odborníků byla použita jako referenční pro srovnání s aktuálními výsledky terénního mapování.

Batolka má v Průhonickém parku ideální stanovištní podmínky, které jí zajišťují snadné cesty šíření napříč celým parkem. Nejhojnější zastoupení vykazuje v podrostu roztroušených dřevin v severozápadní části parku, kde byla původně vysazena a odkud se rozšířila do dalších míst. Tato zjištění byla potvrzena terénním průzkumem s důrazem na semennou banku.

Možných cest k rozšíření je v parku několik. Základním činitelem rozšíření jsou dobré ekologické vlastnosti batolky (rychlost klíčení semen, rychlost růstu semenáčků a počet semen vytvořených na jedné rostlině), dále také k rozšíření přispívají lidé a typ parkového hospodaření. V parku se pravidelně kácejí dřeviny a přes vegetační období se kosí bylinné patro. Při převozu jsou společně s kulatinami a odpadem z kosení travin přenášeny i propagule, které se podél cest nebo přímo na pěšinách roztrousí a následně vysemení. Ale výsledná mapování nepotvrdila žádné jedince na skládkách dřeva nebo v jejich blízkosti. Propagule také mohou přenášet lidé chodící mimo vyznačené trasy. Batolka se úspěšně rozmnožuje semeny i za pomoci zvířat, je tedy možné, že v parku nejspíš k rozšíření batolky zvěř také přispívá.

Abundance batolky se stále v parku zvětšuje a další vývoj extenze v dané lokalitě je potřebný i nadále sledovat. V dalším výzkumu lze navázat na dosavadní zjištění a pozorovat, zda batolka má vliv na okolí či zda nevykazuje negativní dopady na místní vegetaci. I přes to, že se v České republice jedná o lokální invazi, do budoucna by svou dominancí mohla být pro zdejší krajinu ohrožujícím druhem s negativními dopady.

7. Přehled literatury a použitých zdrojů

7.1 Odborné publikace

Austad I., Hauge L. (2019): Sibirportulakk, kjempespringfrø og noen andre fremmede landskaps- og hageplanter i kystkommunen Selje, Sogn og Fjordane. *Blyttia* 77. 49–60.

Baker H. G. (1965): Characteristics and mode of origin of weeds. In: Baker H. G., Stebbins G. L. (eds.): *The genetics of colonizing species*. Academic Press, New York. 147–172.

Baroš A., Martinek J. (2018): *Smíšené trvalkové výsadby*. Profí Press s.r.o., Praha. 256 s.

Barošová I., Kausová V., Šantrůčková M. (2020): Identifikace a vývoj významných výsadeb vytrvalých okrasných bylin v areálu Průhonického parku na základě srovnání historické dokumentace a současného stavu. *Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví, v. v. i., Průhonice*. 33 s.

Begon M., Harper J. L., Townsend C. R. (1997): *Ekologie: jedinci, populace, společenstva*. Vydavatelství Univerzity Palackého v Olomouci, Olomouc. 949 s.

Blackburn M. T., Pyšek P., Bacher S., Carlton T. J., Duncan P. R., Jarošík V., Wilson R. U. J., Richardson M. D. (2011): A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26. 333–339. (online) [cit. 2022.01.10], dostupné z <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023>>.

Čuda J., Skálová H., Pyšek P. (2020): Spread of *Impatiens glandulifera* from riparian habitats to forests and its associated impacts: insights from a new invasion. *Weed Research* 60/1. 8–15. (online) [cit. 2022.03.11], dostupné z <<https://doi.org/10.1111/wre.12400>>.

Darwin Ch. (1859): *On the origin of species by means of natural selection, or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray, London.

491 s. (online) [cit. 2022.01.03], dostupné z <<http://darwin-online.org.uk/content/frameset?itemID=F373&viewtype=text&pageseq=1>>.

de Candolle A. P. (1820): Essai élémentaire de géographie botanique. éditeur non identifié. Paris. 70 s.

Dehnen-Schmutz K., Touza J., Perrings Ch., Williamson M. (2007): The Horticultural Trade and Ornamental Plant Invasions in Britain. *Society for Conservation Biology* 21. 224–231. (online) [cit. 2022.01.12], dostupné z <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2006.00538.x>>.

Eickmeier W. G., Schussler E. E. (1993): Responses of the spring ephemeral *Claytonia virginica* L. to light and nutrient manipulations and implications for the " vernal-dam" hypothesis. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*. 157–165. (online) [cit. 2022.01.03], dostupné z <<https://www.jstor.org/stable/2996945>>.

Elton Ch. S. (1958): The ecology of invasions by animals and plants. Methuen & Co, London. 196 s.

Goliášová K., Michalková E. (2012): Flóra Slovenska VI/3. Vydavateľstvo Slovenskej akadémie vied, Bratislava. 712 s.

Görner T., Šíma J., Pergl J. (2021): Invazní nepůvodní druhy s významným dopadem na Evropskou unii. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha. 300 s.

Groves R. H. (1998): Recent incursions of weeds to Australia. *CRC for Weed Management Systems Technical Series* 3. 1–74.

Haeuser E., Block S., Dawson W., Thuiller W., Dullinger S., Bossdorf O., Carboni M., Conti L., Moser D., Winter M., Klöner G., Weigelt P., Münkemüller T., Parepa M., Talluto M. V. (2018): European ornamental garden flora as an invasion debt under climate change. *Journal of Applied Ecology* 55. 2386–2395. (online) [cit. 2022.02.01], dostupné z <<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13197>>.

- Heger T., Jeschke J. M. (2018): Invasion biology: hypotheses and evidence. CAB International, Boston. 188 s. (online) [cit. 2022.01.03], dostupné z <https://www.cabi.org/cabebooks/ebook/20183119356>.
- Hejný S., Slavík B., Bělohávková R., Čvančara A., Dostálek J. ml., Dvořák F., Dvořáková M., Hrouda L., Husák Š., Chmelař J., Chrtek J., Chrtková A., Kirschner J., Koblížek J., Kovanda M., Křísa B., Kříž Z., Kubát K., Schwarzová T., Skalický V., Slavík B., Smejkal M., Sutorý K., Šourková M., Tomšovic P., Zelený V. (1990): Květena České republiky. Academia, Praha. 540 s.
- Helsen K., Hagenblad J., Acharya K. P., Brunet J., Cousin S. A. O., Decocq G., De Frenne P., Kimberley A., Kolb A., Michaelis J., Plue J., Verheyen K., Speed J. D. M., Graae B. J. (2019): No genetic erosion after five generations for *Impatiens glandulifera* populations across the invaded range in Europe. *BMC Genetics* 19. 20 (online) [cit. 2022.02.01], dostupné z <https://doi.org/10.1186/s12863-019-0721-4>.
- Herben T. (1997): Jakou roli hraje rostlinné společenstvo v úspěšnosti invaze cizího rostlinného druhu? *Zprávy České Botanické Společnosti* 32, Praha. 7–12.
- Hitchmough J. (2011): Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. Issue 4. 380–382. (online) [cit. 2022.01.09], dostupné z <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.017>.
- Holt J. S. (2011): Weeds. In: Simberloff D., Rejmánek M. (eds.): *Encyclopedia of biological invasion*. University of California Press, Los Angeles. 692–698.
- Holub J. (1975): *Claytonia alsinoides* – nová zplanělá rostlina československé květeny a poznámky k jejímu rodovému zařazení. *Preslia* 47, Praha. 317–330. (online) [cit. 2021.12.27], dostupné z http://www.preslia.cz/archive/Preslia_47_1975_317-330.pdf.
- Husák Š. (1977): *Claytonia perfoliata*. *Živa* 25, Praha. 159.
- Chytrý M., Pyšek P. (2009): Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa* 1/2009, Praha. 11–14. (online) [cit. 2022.01.03], dostupné z <https://www.ziva.cz/2009/1/11-14>.

2022.01.11], dostupné z <<http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/kam-se-siri-zavlecene-rostliny-1-rozdily-v-invadov.pdf>>.

- Jehlík V., Hejný S., Kropáč Z., Lhotská M., Kopecký K., Slavík B., Svobodová Z. (1998): Cizí expanzivní plevele České republiky a Slovenské republiky. Academia, Praha. 506 s.
- Kaplan Z., Danihelka J., Chrtek J., Kirschner J., Kubát K., Štech M., Štěpánek J. (2019): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha. 1168 s.
- Kloos A. W. J. (1950): Aanwinsten van de Nederlandse flora in 1945, 1946 en 1947. Nederl. Kruidk. Arch., Amsterdam 57. 199–243.
- Klotz S., Kühn I., Durka W. (2002): Bioflor – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38.1–334.
- Knotková I., Baroš A. (2009): Zplanění vybraných taxonů trvalek v porostním okraji dřevin. Acta Pruhoniciana 93. 89–95.
- Křesadlová L., Zatloukal O., Podrazil J. (2017): Průhonický park. Botanický ústav AV ČR, v. v. i. Průhonice. 118 s.
- Křivánek M., Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. (2006): Cormophyta – vyšší rostliny. In: Mlíkovský J., Stýblo P. (eds.): Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha. 28–33. (online) [cit. 2021.11.24], dostupné z <<http://invaznidruhy.nature.cz/res/archive/154/020207.pdf?seek=1394010420>>
- Kubát K., Hrouda L., Chrtek J., Kaplan Z., Kirschner J., Štěpánek J. (2002): Klíč ke květeně České republiky. Academia, Praha. 927 s.
- Lever Ch. (2011): Acclimatization societies, In: Simberloff D., Rejmánek M. (eds.): Encyclopedia of biological invasion. University of California Press, Los Angeles. 1–4.
- Lewis W., Suda Y. (1968): Karyotypes in relation to classification and phylogeny in Claytonia. Annals Missouri Bot. Garden, St. Louis 55. 64–67. (online) [cit. 2022.02.05], dostupné z <<https://www.jstor.org/stable/2394823>>.

- Lhotská M. (1988): Příspěvek k rozšíření synantropních druhů v Průhonickém parku a v Průhonicích. *Bohemia Centralis* 17, Praha. 21–27.
- Liao Ch., Peng R., Luo Y., Zhou X., Wu X., Fang Ch., Chen J., Li B. (2008): Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. *New Phytologist Foundation* 177/3. 706–714. (online) [cit. 2022.02.05], dostupné z <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02290.x>.
- Lockwood J. L., Hoopes M. F., Marchetti M. P. (2013): *Invasion Ecology*. Wiley-Blackwell, Chichester. 444 s.
- Mandák B., Pyšek P., Bímová K. (2004): History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. *Preslia* 76. 15–64.
- Miller J. M., Chambers K. L., Fellows Ch. E. (1984): Cytogeographic Patterns and Relationships in the *Claytonia sibirica* Complex (Portulacaceae). *Systematic Botany* 9/3. 266–271. (online) [cit. 2021.12.05], dostupné z <https://www.jstor.org/stable/2418606>.
- Mišurec J., Tomíček J., Lukeš P., Klem K. (2019): Kvantitativní odhad vybraných biofyzikálních parametrů porostů zemědělských plodin na podkladě družicových dat Sentinel-2 a jeho využití pro tvorbu aplikačních map precizního zemědělství. *Gisat s.r.o., Praha*. 39 s. (online) [cit. 2022.01.04], dostupné z http://www.gisat.cz/images/upload/8fe71_certifikovana-metodika-kvantitativniho-odhadu-biofyzikalnich-parametru.pdf.
- Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Havlíčková V., Zákavský P. (2010): Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. *Preslia* 82. 365–390. (online) [cit. 2022.02.28], dostupné z <https://web.natur.cuni.cz/ekologie/jarosik/cze/pdf/D77.pdf>.
- Moravcová L., Pyšek P., Krinke L., Müllerová J., Perglová I., Pergl J. (2018): Long-term survival in soil of seed of the invasive herbaceous plant *Heracleum*

- mantegazzianum*. *Preslia* 90. 225–234. (online) [cit. 2022.03.11], dostupné z <https://doi.org/10.23855/preslia.2018.225>.
- Novoa A., Moodley D., Catford J. A., Golivets M., Bufford J., Essl F., Lenzner B., Pattison Z., Pyšek P. (2021): Global costs of plant invasions must not be underestimated. *NeoBiota* 69. 75–78. (online) [cit. 2022.03.14], dostupné z <https://doi.org/10.3897/neobiota.69.74121>.
- Pergl J. (2008): Co víme o vlivu zavlečených rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 43, Praha. 183–192.
- Pergl J. (2014): Horští obři ze zahrad/bolševník velkolepý. In: Nentwig W. (ed.): *Nevítaní vetřelci*. Academia, Praha. 39–46.
- Pergl J., Petřík P., Fleischhans R., Adámek M., Brůna J. (2020): *Telekia speciosa* (Schreb.) Baumg. in human made environment: spread and persistence, two sides of the same coin. *BioInvasions Record* 9/1. 17–28. (online) [cit. 2022.03.19], dostupné z <https://doi.org/10.3391/bir.2020.9.1.03>.
- 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. (online) [cit. 2022.01.04], dostupné z <https://doi.org/10.3897/neobiota.28.4824>.
- Pimentel D., McNair S., Janečka J., Wightman J., Simmonds C. (2001): Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84. 1–20.
- Pyšek P. (1991): *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia geobotanica et phytotaxonomica* 26/4. 439–454.
- Pyšek P. (2014): Tajemství nápadné rostliny/ netýkavka žláznatá. In: Nentwig W. (ed.): *Nevítaní vetřelci*. Academia, Praha. 47–54.

- Pyšek P. (2018): Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* 5/2018. 210–213. (online) [cit. 2021.10.24], dostupné z <http://ziva.avcr.cz/2018-5/historie-definice-hypotezy-a-budoucnost-biologickych-invazi.html>.
- Pyšek P., Chytrý M., Prach K. (2008): Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České Botanické Společnosti* 43, Praha. 3–15. (online) [cit. 2021.10.26], dostupné z https://www.sci.muni.cz/botany/chytry/Pysek_et al2008a_Zpr-CBS-Mater_12-let-vyzkumu-invazi.pdf.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtek Jr J., 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: checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia* 84. 155–255.
- Pyšek P., Jarošík V., Hulme P. E., Pergl J., Hejda M., Schaffner U., Vilà M. (2011): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18/5. 1725–1737. (online) [cit. 2022. 01. 18], dostupné z <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>.
- Pyšek P., Sádlo J., Mandák B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74, Praha. 97–186. (online) [cit. 2022.01.15], dostupné z <http://www.preslia.cz/P022CPys.pdf>.
- Pyšek P., Sádlo J. (2004): Zavlečené rostliny. *Vesmír* 83. (online) [cit. 2021.11.03], dostupné z <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2004/cislo-1/zavlecene-rostliny.html>.
- Richardson D. M., Pyšek P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30. 409–431. (online) [cit. 2022.01.25], dostupné z <http://www.indiaenvironmentportal.org.in/files/Plant.pdf>.

- Richardson D. M., Pyšek P., Carlton J. T. (2011): A compendium of essential concepts and terminology in biological invasions. In: Richardson D. M. (ed.): Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton. Blackwell Publishing, Oxford. 409–420. (online) [cit. 2022.01.25], dostupné z http://www.ibot.cas.cz/personal/pysek/pdf/Richardson_Pysek_Carlton-Concepts_In_Elton_book_Wiley2011.pdf.
- Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distribution* 6. 93–107. (online) [cit. 2022.01.23], dostupné z <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
- Roudná M., Hanzelka P. (2006): Botanické zahrady České republiky. Historie význam a přínos k plnění mezinárodních závazků. Ministerstvo životního prostředí, Praha. 64 s.
- Schindler S., Staska B., Adam M., Rabitsch W., Essl F. (2015). Alien species and public health impacts in Europe: a literature review. *NeoBiota* 27. 1–23. (online) [cit. 2022.03.11], dostupné z <https://doi.org/10.3897/neobiota.27.5007>.
- Simberloff D. (2013): *Invasive species*. Oxford University Press, New York. 329 s.
- Slavíková J. (1986): *Ekologie rostlin*. Státní pedagogické nakladatelství, n.p., Praha. 368 s.
- Tyller Z. (1990): Bylinné patro v Průhonickém parku. *Acta Průhoniciana* 58. 121–160.
- Uher J., Lustyk P. (2019): *Claytonia perfoliata* Donn ex Willd. *Zprávy České Botanické Společnosti* 54, Praha. 72–75.
- van Kleunen M., Essl F., Pergl J., Brundu G., Carboni M., Dullinger S., Early R., González-Moreno P., Groom Q., Hulme P. E., Kueffer C., Kühn I., Máguas C., Maurel N., Novoa A., Parepa M., Pyšek P., Seebens H., Tanner R., Touza J., Verbrugge L., Weber E., Dawson W., Kreft H., Weigelt P., Winter M., Klöner G., Talluto M. V. & Dehnen-Schmutz K. (2018): The changing role of

ornamental horticulture in plant invasions. *Biological Reviews* 93. 1421–1437. (online) [cit. 2022.03.11], dostupné z [https://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/van%20Kleunen%20et%20al-
Changing%20role%20of%20horticulture%20in%20invasions_BiolRev2018.pdf](https://www.ibot.cas.cz/invasions/pdf/van%20Kleunen%20et%20al-Changing%20role%20of%20horticulture%20in%20invasions_BiolRev2018.pdf).

Vila M., Espinar J. L., Hejda M., Hulme P. E., Jarošík V., Maron J.L., Pergl J., Schaffner U., YanSun, Pyšek P. (2011): Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14. 702–708. (online) [cit. 2022.01.18], dostupné z <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x>.

Vojík M., Sádlo J., Petřík P., Pyšek P., Man M., Pergl J. (2020): Two faces of parks: sources of invasion and habitat for threatened native plants. *Preslia* 92, Praha. 353–373.

7.2 Legislativní zdroje

Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014, o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů, v platném znění.

Prováděcí nařízení Komise (EU) 2016/1141, v platném znění.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

Zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti, v platném znění.

Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích, v platném znění.

Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách, v platném znění.

Zákon č. 326/2004 Sb. o rostlinolékařské péči, v platném znění.

7.3 Internetové zdroje

Botanický ústav AV ČR, v. v. i. (©2016): Historie Průhonického parku a zámku. (online) [cit. 2021.12.27], dostupné z <http://www.pruhonicypark.cz/cs/park/>.

- Botanický ústav AV ČR, v. v. i. (©2021): Návštěvnícké okruhy. (online) [cit. 2022.03.19], dostupné z <<http://www.pruhonickypark.cz/wp-content/uploads/2016/05/okruh1.pdf>>.
- Český úřad zeměměřický a katastrální (©2021): Prohlížečské služby. (online) [cit. 2022.03.14], dostupné z <[https://geoportal.cuzk.cz/\(S\(yibjq2lao2430jdxubssq1m\)\)/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311](https://geoportal.cuzk.cz/(S(yibjq2lao2430jdxubssq1m))/Default.aspx?mode=TextMeta&side=wms.verejne&text=WMS.verejne.uvod&head_tab=sekce-03-gp&menu=311)>.
- Delta T Devices (©2022): SS1 SunScan Canopy Analysis System. (online) [cit. 2022.01.04], dostupné z <<https://delta-t.co.uk/product/sunscan/>>.
- Pl@ntnet (©2022): *Claytonia sibirica* L. (online) [cit. 2022.01.01], dostupné z <<https://identify.plantnet.org/cs/the-plant-list/species/Claytonia%20sibirica%20L./data>>.
- Prančl J. (2011): *Claytonia sibirica* L. – batolka ptačincovitá / klajtónia kuričkovitá. (online) [cit. 2021.12.27], dostupné z <<https://botany.cz/cs/claytonia-alsinoides/>>.
- R Development Core Team (2022): A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. (online) [cit. 2022.03.20], dostupné z <<http://www.r-project.org/index.html>>.

8. Přílohy

Příloha 1: Park a zámek v Průhonicích

Příloha 2: Výskyt batolky v Průhonickém parku (červen 2020)

Příloha 3: Květ batolky v bílé barvě

Příloha 4: Květ batolky v růžové barvě

Příloha 8: Osamocený trs batolky v jehličnatém stanovišti.

Příloha 9: Výskyt batolky v zastínění jehličnatých dřevin s návazností na listnaté dřeviny

Příloha 10: Batolka mezi pokácenými staršími kulatinami

Příloha 11: Abundance batolky na mýtině

Příloha 12: Průhonice-Hájovna, výskyt u cesty

Příloha 13: Batolka v podrostu buku

Příloha 14: Luční stanoviště

Příloha 15: Mýtina

Příloha 16: Rozdílné světelné podmínky

Příloha 17: Bývalá cesta, která sloužila pro transport dřevin

Příloha 18: Pokácená mýtina s nehroubím

Příloha 19: Křoviny

Příloha 20: Husté porosty batolky na čerstvě pokácené mýtině s částečným zastíněním

Příloha 21: Batolka v jedné z oplocenek. Výskyt batolky s částečným zastíněním.

Příloha 22: Výskyt batolky u cesty s lavicí

Příloha 23: Slunečná mýtina

Příloha 24: Největší mýtina v Průhonickém parku

Příloha 25: Posekaný odpad z kosení travin

Příloha 26: Ostrůvky kolem stromů, které zůstávají po kosení bylinného porostu

Příloha 27: Přejechod mezi sekaným (levá část obrázku) a nesekaným porostem (pravá část obrázku)

Příloha 28: Nové stonky na posekané rostlině

Příloha 29: Nová populace po posekání

Příloha 30: Obnovený porost batolky po posekání v podrostu listnatých dřevin

Příloha 31: Semena batolky

Příloha 32: Vyklíčená batolky při sběru semen v prosinci 2021