

Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí



**Výskyt vybraných invazních druhů rostlin v povodí vodních toků
u severní hranice CHKO Moravský kras**

Veronika Grimová

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

Olomouc 2023

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Miroslava Zeidlera, Ph.D. a s použitím citovaných zdrojů

V Olomouci 9. května 2023

.....

podpis

Grimová, Veronika. 2023. Výskyt vybraných invazních druhů rostlin v povodí vodních toků u severní hranice CHKO Moravský kras [bakalářská práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci. 46 s. 6 příloh. Česky

Abstrakt

Bakalářská práce se věnovala sledování výskytu invazních druhů rostlin v území nad severní hranicí Moravského krasu. Mezi sledované druhy patřil bolševník velkolepý, netýkavka žláznatá, křídlatka japonská, křídlatka sachalinská, křídlatka česká, trnovník akát, zlatobýl kanadský a zlatobýl obrovský. Během srpna 2022 bylo provedeno mapování v terénu, při kterém byl zaznamenán charakter výskytu invazních rostlin, GPS souřadnice a typ stanoviště, na kterém se druhy vyskytovaly. Data byla zpracována v programu ArcMap 10.8 a výsledkem je mapa s rozšířením sledovaných invazních druhů v zájmovém území. Na základě dostupných zdrojů byl porovnán současný a historický výskyt invazních rostlin v zájmovém území a zhodnocen vhodný management. Výsledky byly současně předloženy na Správu CHKO Moravský kras.

Klíčová slova: biotop, invazivnost, management, stanoviště, šíření

Grimová, Veronika. 2023. The occurrence of selected invasive plant species in the basin of watercourses at the northern border of Moravský kras PLA [bachelor's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc. 46 pp. 6 Appendices. Czech.

Abstract

The bachelor thesis was devoted to monitoring the occurrence of invasive plant species in the area above the northern border of the Moravian Karst. Among the species monitored were Giant hogweed, Himalayan balsam, Japanese knotweed, Sakhalin knotweed, Bohemian knotweed, Black Locust, Canadian goldenrod and Giant goldenrod. Field mapping was conducted during August 2022 to record the nature of the invasive plants, GPS coordinates, and the type of habitat in which the species occurred. The data was processed in ArcMap 10.8 and resulted in a map showing the distribution of the invasive species of interest in the study area. Based on available resources, the current and historical occurrence of invasive plants in the area of interest was compared and appropriate management was evaluated. The results were simultaneously submitted to the Administration of the Moravian Karst Protected Landscape Area.

Keywords: biotope, habitat, invasiveness, management, spread

Obsah

Seznam zkratk	vii
Seznam obrázků	viii
Seznam tabulek	ix
Poděkování	x
1 Úvod	1
2 Cíle práce	5
3 Vymezení a přírodní poměry zájmového území	6
3.1 Vymezení území	6
3.2 Charakteristika CHKO Moravský kras	7
3.3 Geomorfologické poměry	7
3.4 Geologické poměry	8
3.5 Klimatické poměry	8
3.6 Hydrologické poměry	9
3.7 Půdní poměry	9
3.8 Vegetace	10
3.9 Vývoj osídlení	13
4 Metody práce	14
4.1 Sběr dat	14
4.2 Zpracování dat	16
5 Výsledky	17
6 Diskuze	23
7 Závěr	34
8 Seznam použitých zdrojů	35
9 Přílohy	42

Seznam zkratk

AOPK ČR Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky

CHKO Chráněná krajinná oblast

NP Národní park

NPP Národní přírodní památka

NPR Národní přírodní rezervace

PP Přírodní památka

PR Přírodní rezervace

Seznam obrázků

Obr. 1 Orientační poloha zájmového území vůči CHKO Moravský kras, zdroj podkladové mapy: https://www.arcgis.com/home/item.html?id=a82a4efb5e644b5281af3c0dc892371b.....	6
Obr. 2 Zastoupení vybraných invazních druhů na určovaných typech stanovišť u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022	19
Obr. 3 Zastoupení invazních druhů rostlin u severní hranice CHKO Moravský kras (2022) a v povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008).....	20
Obr. 4 Zastoupení invazních druhů rostlin dle typu stanoviště u severní hranice CHKO Moravský kras (2022) a v povodí Kněžné (2008)	22
Obr. 5 Počty vytrhaných jedinců netýkavky žláznaté v nivě Punkvy u Jakubova Jezera v CHKO Moravský kras, zdroj dat: Správa CHKO Moravský kras	28

Seznam tabulek

Tab. 1 Kategorie pokryvnosti a početnosti invazní rostliny (procentem je vyjádřena pokryvnost na stanovišti)	15
Tab. 2 Celkový počet výskytů invazních rostlin pro jednotlivé kategorie u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022	17
Tab. 3 Celková délka liniových segmentů a rozloha plošných segmentů u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022	18
Tab. 4 Zastoupení invazních druhů na jednotlivých stanovištích u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022 (C – lesní a polní cesty, F – lesní porosty, I – zahrady, M – louky, R – ruderalní porosty, S – okraje silnic, V – vodní toky).....	18
Tab. 5 Počty bodových výskytů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008).....	21
Tab. 6 Počty výskytů liniových segmentů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008).....	21
Tab. 7 Počty výskytů plošných segmentů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008).....	22

Poděkování

Touto cestou bych ráda poděkovala svému vedoucímu práce RNDr. Miroslavu Zeidlerovi, Ph.D., za cenné rady a připomínky v průběhu konzultací. Dále bych ráda podělovala Mgr. Zdeňkovi Musilovi, botanikovi Správy CHKO Moravský kras, za možnost spolupráce a spoustu zajímavých informací nejen o invazních rostlinách, ať už v Moravském krasu nebo mimo něj. Poděkování patří také Bc. Lukášovi Lebduškovi, za pomoc a ukázkou tvorby map. Tímto děkuji i své rodině za podporu při psaní této práce a během celého studia.

1 Úvod

Invazní druhy představují celosvětovou hrozbu pro biologickou rozmanitost, přírodní ekosystémy i lidský blahobyt (Foxcroft a kol., 2017; Shackleton a kol., 2020). Zapříčiňují vymírání původních druhů, úbytek jejich populací a tím přispívají ke ztrátě biodiverzity (Pyšek a kol., 2004; Hejda a kol., 2009). Jedná se o druhy, které byly lidskou činností přemístěny do nového prostředí, kde přežívají, naturalizují a nekontrolovatelně se šíří na velká území (Richardson a kol., 2000; Shackleton a kol., 2020). Počátky zavlékání druhů na nová území sahají až k období neolitické revoluce (Marková & Hejda, 2011). Nepůvodní druhy rostlin se na nová území mohou dostávat buď úmyslným dovezením za účely okrasnými a potravinářskými nebo neúmyslným zavlečením jako příměs rostlinných produktů (Mlíkovský & Stýblo, 2006). S rozvojem průmyslu, komunikační sítě a urbanizace v druhé polovině 19. století začaly v krajině rozsáhlé změny otevírající cestu pro šíření invazních druhů (Mlíkovský & Stýblo, 2006). Na rozdíl od přirozené migrace organismů se proces invaze liší intenzitou, kdy se za posledních 100-200 let promíchala světová biota do takové míry, jež v přirozených procesech nemá obdoby (Marková & Hejda, 2011). Vlivem rozšiřování nových druhů jsou jednotlivá území sice více druhově bohatá, ale následkem invazí i více vzájemně podobná (Winter a kol., 2009; Marková & Hejda, 2011).

K úspěšnosti invazních druhů na novém území přispívá absence přirozených predátorů a přítomnost narušovaných stanovišť (Pimentel a kol., 2001). Mezi vlastnosti úspěšných invazních rostlin patří plodnost, dobrá klíčivost, snadné šíření, rychlý růst, velká produkce biomasy a schopnost přežití v nepříznivých podmínkách. Druhy úspěšné v invazi jsou schopny postupně ovládnout rostlinná společenstva (Pyšek & Tichý, 2001). Každé společenstvo má jistou míru rezistence vůči invazím, ta však může být překonána introdukcí diaspor nových druhů (Pyšek a kol., 2008), které ve společenstvu mohou způsobit značné škody. Celosvětové škody způsobené invazními druhy se odhadují na 1,4 bilionu USD za rok, což představuje téměř 5 % HDP světové ekonomiky (Pimentel a kol., 2001). Náklady spojené s ekonomickými ztrátami způsobené invazními druhy a se zamezením negativních účinků invazí neustále narůstají (Diagne a kol., 2021).

Tak jako jiné země, i Česká republika se potýká s invazními druhy. Náchylnost České republiky k rostlinným invazím je dána geografickou polohou uprostřed kontinentu,

dlouhotrvajícím vlivem člověka a velkým množstvím vytvořených migračních cest, které otevírají nové možnosti kolonizace (Pyšek a kol., 2012). V současné době je na území České republiky popsáno 3713 druhů a poddruhů rostlin (Kaplan a kol., 2021). Česká krajina je mozaikou různých biotopů a nepůvodní druhy tak mají velkou šanci na uchycení (Pyšek a kol., 2003a). V Katalogu invazních rostlin České republiky je z celkového počtu 1576 nepůvodních druhů rostlin zařazeno 75 druhů jako invazních (Pyšek a kol., 2022). Většina nepůvodních druhů vyskytujících se v naší krajině má původ z jiných oblastí Eurasie (Mlíkovský & Stýblo, 2006).

Vzhledem k zhoršování kvality životního prostředí a rychlým globálním změnám jsou chráněná území klíčová pro zachování biodiverzity a funkcí ekosystému (Conroy a kol., 2011; Shackleton a kol., 2020). Invazní druhy však stále představují velkou hrozbu nejen pro chráněná území po celém světě (Shackleton a kol., 2020). Chráněná území jsou vůči nim náchylná, zejména pokud je v jejich blízkosti či přímo v nich lidské osídlení (Spear a kol., 2013). Invazní druhy mohou do území pronikat také podél koridorů, jako jsou silnice či železniční tratě (Padayachee a kol., 2017). Dalším důležitým faktorem je i přítomnost vodních toků, které významně napomáhají šíření invazních rostlin. (Foxcroft a kol., 2019).

Tento problém se týká také území Moravského krasu, kde nad chráněnou krajinnou oblastí pramení vodní toky a vtékají do území. Vodní toky jsou jedním z klíčových koridorů pro šíření rostlinných diaspor v krajině (Matějček, 2008; Foxcroft a kol., 2019). Hrozí zde riziko splavování diaspor invazních rostlin prostřednictvím vodních toků do CHKO Moravský kras. Již z předchozích let existují z území nad hranicí Moravského krasu záznamy o výskytu bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*), netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*), křídlatky japonské (*Reynoutria japonica*), křídlatky sachalinské (*Reynoutria sachalinensis*), zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*), zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) a trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) (Bušíková & Musil, 2015; Vlčková 2018). Nálezy pochází konkrétně z povodí Bělčicky, Bílé vody, Molenburského, Holštejnského a Marianínského potoka. Všechny nalezené druhy jsou zařazeny v Katalogu nepůvodních rostlin České republiky (Pyšek a kol., 2012) a zároveň v Černém seznamu invazních druhů České republiky (Pergl a kol., 2016b).

Bolševník velkolepý je jedním z nevýznamnějších invazních druhů České republiky i celé Evropy (Pergl a kol., 2008) a má vysoký environmentální i socioekonomický dopad (Pergl a kol., 2016b). Velkou produkcí biomasy, s tím spojenou schopností zástinu okolní vegetace a vysokou regenerační schopností má vysoký invazní potenciál (Pyšek, 2001a). V celé České republice je distribuovaný v širokém spektru biotopů a vykazuje vysoké tempo růstu populace (Pergl a kol., 2016b). Diverzita lokalit s invazí bolševníku je při porovnání se srovnatelnými neinvadovanými plochami výrazně nižší (Hejda a kol., 2009). Neméně závažným problémem je také obsah furanokumarinů, které při kontaktu s lidskou pokožkou za působení ultrafialového záření mohou způsobovat velice bolestivé a pomalu hojící se popáleniny (Pyšek, 2001a; Pergl & Perglová, 2022). Na nebezpečnost druhu upozorňují i doporučené managementové zásahy, při nichž je doporučeno úplné vymýcení (Pyšek, 2001a; Pergl a kol., 2016b).

Zbývající invazní druhy nalezené v území mají široké spektrum dopadu na životní prostředí a jsou vysoce závislé na šíření antropogenní činností (Pergl a kol., 2016b). Dopad na druhovou diverzitu společenstva při invazi netýkavkou žláznatou nemusí být významný (Hejda a kol., 2009), avšak při kolonizaci vodních toků dochází v důsledku malého kořenového systému ke snížení stabilizace půdy (Nentwig, 2014), což přispívá k vyššímu riziku eroze (Tanner & Gange, 2020). Dalším negativním vlivem kolonizace území netýkavkou je vysoká produkce nektaru, která má nepříznivý vliv na zdatnost domácích druhů a může vést ke snížení jejich plodnosti (Chittka & Schürkens, 2001). Riziko invaze netýkavky žláznaté spočívá ve velké konkurenceschopnosti (Mlíkovský & Stýblo, 2006), stejně tak jako u křídlatek (Pyšek & Mandák, 2001).

Křídlatky jsou schopny v původních společenstvech, zejména kolem vodních toků, zcela nahradit původní vegetaci (Pyšek & Mandák, 2001). Jejich husté porosty zabraňují opylování domácích druhů rostlin (Horáčková, 2018) a prokazatelně snižují druhovou diverzitu (Bímová a kol., 2004). Staré listy a lodyhy se kvůli obsahu vysoké koncentrace fenolických látek a ligninu rozkládají pomalu (Horáčková, 2018), tím vytváří silnou vrstvu opadu znemožňující přežití semenáčků domácích druhů (Nentwig, 2014). U křídlatky sachalinské byl dokonce zjištěn i negativní vliv na měkkýše, kdy se v porostech snižují počty druhů i jedinců (Horáčková, 2018).

Vytlačování původních druhů rostlin, snižování biodiverzity a homogenizaci krajiny způsobují také zlatobýly (Jakobs a kol., 2004; Gala-Czekaj a kol., 2021). Jejich vysoká

plodnost a snadné šíření nažek (Dong a kol., 2006; Szymura & Szymura, 2015) větrem, mravenci či v srsti zvířat zajišťuje rychlou a úspěšnou kolonizaci nových stanovišť (Pyšek, 2001b). Zlatobýly mají dobrou schopnost aklimatizace na nové stanovištní podmínky, čímž představují hrozbu pro různé typy stanovišť (Pal a kol., 2015). Uvolňováním fenolkarboxylové kyseliny z listového opadu inhibují klíčení okolních rostlin (Tichý, 2001; Mlíkovský & Stýblo, 2006).

Trnovník akát má celou řadu užitečných vlastností, avšak z důvodu nepůvodnosti v mnoha evropských ekosystémech ohrožuje společenstva původních druhů (Kuneš & Baláš, 2020). Z listového opadu se uvolňují fenolkarboxylové kyseliny, které inhibují klíčení okolních rostlin (Tichý, 2001; Mlíkovský & Stýblo, 2006). Na stanovištích kolonizovaných akátem dochází k zastínění, silné eutrofizaci a změně druhové skladby. Postupně dochází k ústupu stepních, lesostepních i lučních druhů (Vítková a kol., 2017).

Všechny invazní druhy, které byly na tomto území v minulosti zaznamenány, jsou problematické. Mohou měnit druhovou skladbu a představují riziko pro původní společenstva druhů. Preventivní opatření s cílem zabránit proniknutí invazních druhů do chráněných území je jednodušší a účinnější než snaha o vyřešení problému, pokud dojde k rozšíření druhů do chráněných území (Marková & Hejda, 2011; Shackleton a kol., 2020).

Údaje o výskytu invazních druhů rostlin jsou známy především přímo z území CHKO Moravský kras. Invadovanost území obklopující hranice této chráněné oblasti není tak dobře známa, jako v jiných CHKO v České republice, ke kterým se řadí například Orlické hory (Šilarová, 2009; Smolová a kol., 2010). Pro zjištění aktuálního výskytu invazních rostlin u Moravského krasu byla využita metodika pro mapování z Orlických hor (Gerža, 2002; Šilarová, 2009; Smolová a kol., 2010), která je jednoduchá, kdykoliv zopakovatelná a použitelná pro jakékoliv území. Informace o rozsahu poškození zájmového území nejsou dostatečné, přičemž jsou zásadní pro ochranu a monitoring vývoje vegetačních změn v CHKO Moravský kras.

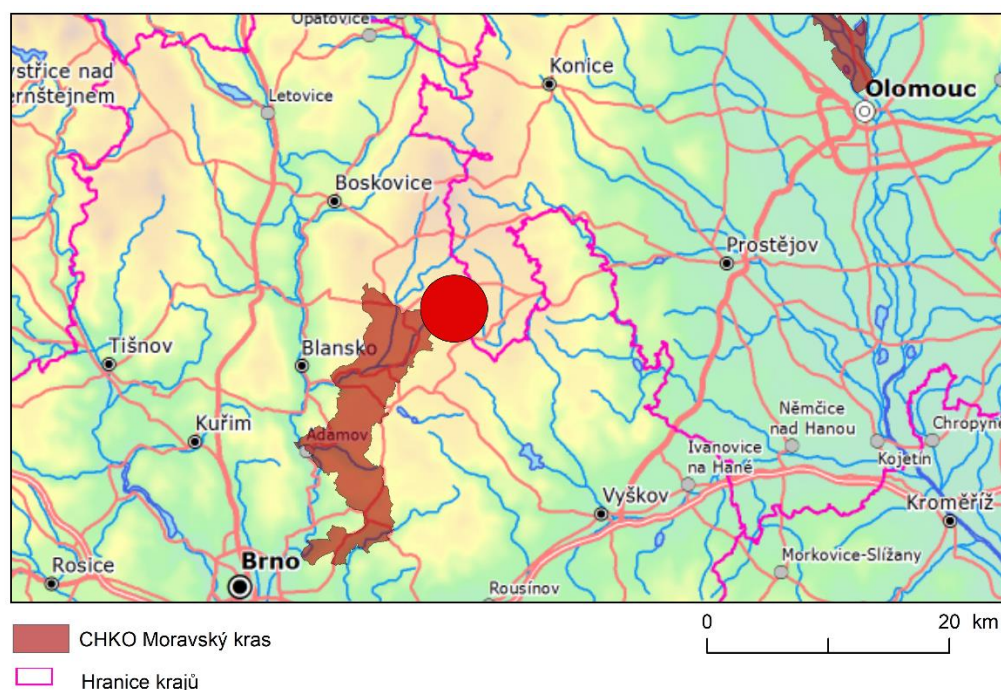
2 Cíle práce

Cílem bakalářské práce je zjistit a zdokumentovat aktuální výskyt bolševníku velkolepého, křídlatky české, křídlatky japonské, křídlatky sachalinské, netýkavky žláznaté, trnovníku akátu, zlatobýlu kanadského a zlatobýlu obrovského v povodí vodních toků u severní hranice CHKO Moravský kras. Zároveň zaznamenat jejich rozšíření a zjistit stanovištní vazbu. V neposlední řadě v zájmovém území navrhnout vhodné managementové postupy.

3 Vymezení a přírodní poměry zájmového území

3.1 Vymezení území

Zájmové území se nachází v Jihomoravském kraji a na východním okraji zasahuje do kraje Olomouckého. Zaujímá plochu 35 km² a prochází okresem Blansko a Prostějov (obr. 1). Území leží u severní hranice chráněné krajinné oblasti Moravský kras (dále jen CHKO Moravský kras) a táhne se severovýchodně směrem k obci Vysočany (příloha 1). Zájmové území bylo vymezeno pomocí rozvodnice protékajících potoků. Západní a severní část území odděluje rozvodnice Holštejnského potoka a Běličky, východní část území ohraničuje rozvodnice Molenburského potoka a Bílé vody a na jihu je území vymezeno rozvodnicí Marianínského potoka. Zájmové území prochází katastrálními územími obcí Holštejn, Rozstání pod Kojálem, Housko, Molenburk, Niva a Lipovec u Blanska. (Národní geoportál INSPIRE). Výchozím bodem pro začátek mapování výskytu invazních druhů je Nová Rasovna v obci Holštejn, kde se potok Bílá voda propadá do jeskynního systému. Sledované území končí Panským rybníkem v Rozstání pod Kojálem. Na okraji zájmového území, ale stále ještě v CHKO Moravský kras, se nachází PR Bílá voda, kterou současně překrývá EVL Moravský Kras. Mimo území CHKO je vyhlášena PP Černá skála, jenž je zvláště cenným biotopem pro obojživelníky (Ústřední seznam ochrany přírody).



Obr. 1 Orientační poloha zájmového území vůči CHKO Moravský kras, zdroj podkladové mapy: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=a82a4efb5e644b5281af3c0dc892371b>

3.2 Charakteristika CHKO Moravský kras

Většina zájmového území se nachází mimo CHKO a zasahuje do ní pouze okrajově na jihozápadním cípu. Moravský kras je nejstarší vyhlášenou chráněnou krajinnou oblastí na Moravě. Byla vyhlášena byla v roce 1956, avšak z důvodu úpravy hranic a zonace znovu přehlášena v roce 2019 a zaujímá plochu 96,8 km² (AOPK ČR, 2023).

Moravský kras je vyvinut v 3-6 km širokém a 25 km dlouhém pruhu devonských vápenců, který se táhne od obcí Líšeň a Maloměřice u Brna na sever ke Sloupu. Cennost území se odráží ve vysokém počtu nejpřísněji chráněných lokalit (Mackovčín a kol., 2007). Je zde vyhlášeno 19 maloplošných zvláště chráněných území – 4 NPR, 2 NPP, 12 PR a 1PP (AOPK ČR, 2023).

Z hlediska vegetace je Moravský kras pestré území, což je dáno kombinací několika faktorů, ke kterým patří geologický podklad, členitý povrch, mikroklimatické podmínky a poloha na rozhraní hercynské a panonské oblasti nedaleko Karpat. Typickým tvarem georeliéfu pro Moravský kras jsou zarovnané povrchy neboli plošiny. Nejrozsáhlejší a nejlépe zachovaný úsek se nachází severně od Lažáneckého žlebu. Vyskytují se zde krasové jevy povrchové i podzemní (Mackovčín a kol., 2007). Lesnatost činí kolem 60 % rozlohy CHKO. Lesy ve střední a jižní části a na obtížně přístupných svazích na severu zachovaly téměř přirozenou druhovou skladbu (Štefka, 2011).

3.3 Geomorfologické poměry

Z hlediska geomorfologického členění zájmové území patří do provincie Česká vysočina, subprovincie Česko-moravská soustava, oblasti Brněnská vrchovina a k celku Dražanská vrchovina. Území se nachází na dvou podcelcích – Moravský kras s rozlohou 91,40 km² a okrskem Suchdolské plošiny zasahuje do jihovýchodní části zájmového území u obce Holštejn. Druhým podcelkem je Konická vrchovina s rozlohou 817,37 km², do níž náleží celkem 9 okrsků (Mackovčín a kol., 2007). Většina území se nachází v okrsku Protivanovská planina, okraj jižní části území směrem na Lipovec leží na okrsku Kojálská planina a jihozápadní okraj území na okrsku Ludíkovská plošina. Nadmořská výška v zájmovém území se pohybuje v rozmezí 500-600 m n. m., nejvyšším bodem je bezejmenný vrchol s výškou 628 m (Národní geoportál INSPIRE).

Zmíněné okrsky se od sebe odlišují v několika ohledech. Suchdolská plošina je popsána jako mělká sníženina s krasovým povrchem, vzniklá na devonských vápencích a z velké

části pokrytá spraší. Charakteristický je výskyt žlebů, které jsou zčásti vyplněny neogenními usazeninami, závrťů, slepých a poloslepých údolí s ponory a také četné jeskyně. Typická je zde inverze vegetačních stupňů. Zbylé tři okrsky jsou ploché vrchoviny složené ze spodnokarbonských drob a břidlic, na Kojálské plošině se vyskytují navíc ještě slepence. Na Protivanovské planině přes jihozápad prochází pruh devonských vápenců, na Ludíkovské planině pruh devonských vápenců prochází přes západ. Zlomy Valchovského prolomu ovlivnily Protivanovskou plošinu na jihozápadě a Ludíkovskou plošinu na severozápadě. Ludíkovská plošina je převážně zalesněná s rovnoměrně rozmístěnými smrkovými porosty s borovicí a jedlí, Protivanovská planina je zalesněná převážně smrkovými porosty se zbytky bučin (Mackovčín a kol., 2007).

3.4 Geologické poměry

Starý základ území Drahanské vrchoviny tvoří rozsáhlý masiv brněnské vyvěřeliny. Na brněnskou vyvěřelinu při devonské záplavě mořem sedimentovaly bazální klastické horniny drahanské facie, které na území téměř nikde nevystupují na povrch. Po nich následují žlutohnědé jílovité až vápenité břidlice, v jejichž nadloží se nachází vápence. Vrstevní sled devonu je zakončen břidlicemi s radiolariovými lydity. Na západě Drahanské vrchoviny se v podloží nachází komplex vrstev kulmské facie. V nadloží spodního oddílu drahanského kulmu se nachází mocný komplex drob, jež je na jihu ukončen několika příčnými zlomy, které u Sloupu a Holštejna tvoří severní omezení vápencové oblasti moravského krasu (Kettner, 1966). V blízkosti sledovaných vodních toků se nachází nivní sedimenty s pískem a štěrkem (Česká geologická služba, 2019).

3.5 Klimatické poměry

Zájmové území náleží do dvou klimatických regionů. Většina území patří do mírně teplé oblasti MT3, v severní části území s pramenem Běličky a pravostranným přítokem Molenburského potoka přechází do chladné oblasti CH7 (Quitt, 1971).

Mírně teplá oblast TM3 se vyznačuje krátkým, mírným až mírně chladným, suchým až mírně suchým letem. Zima je normálně dlouhá, mírná až mírně chladná a doba trvání sněhové příkrývky je normální až krátká. Podzim i jaro jsou mírné. Počet letních dní je 20-30, dní s teplotou alespoň 10 °C je 120-140, mrazových dní 130-160, ledových dní 40-50. Průměrná teplota v lednu je -3 až -4 °C, v dubnu 6-7 °C, v červenci 16-17 °C,

v říjnu 6-7°C. Srážkový úhrn ve vegetačním období činí 350-450 mm a v zimním období 250-300 mm. Počet dní se sněhovou pokrývkou je 60-100 (Quitt, 1971).

V chladné oblasti CH7 je léto velmi krátké až krátké, mírně chladné až vlhké. Zima je dlouhá, mírná, mírně vlhká s dlouhou sněhovou pokrývkou. Jaro je chladné, podzim mírný. Počet letních dní činí 10-30, dní s teplotou alespoň 10 °C je 120-140, mrazových dní 140-160 a ledových dní 50-60. Průměrná teplota v lednu je -3 až -4 °C, v dubnu 4-6 °C, v červenci 15-16 °C a v říjnu 6-7°C. Srážkový úhrn ve vegetačním období dosahuje 500-600 mm a v zimním období 350-400 mm. Sněhová pokrývka se drží 100-120 dní (Quitt, 1971).

3.6 Hydrologické poměry

Zájmová oblast náleží k povodí Moravy a k úmoří Černého moře (Povodí Moravy, 2023). Území je odvodňováno potokem Bílá voda, který pramení 2,5 km jihozápadně od Protivanova v nadmořské výšce 638 m (Kestřánek a kol., 1984). Do něj se postupně vlévá Molenburský potok, Bělíčka, Holštejnský potok a Marianínský potok (Národní geoportál INSPIRE). Bílá voda protéká až k propadání Nová Rasovna, kde se ztrácí do jeskynního systému a je zároveň zdrojnicí krasové říčky Punkvy (Skořepa, 2008). Punkva se u Blanska stává levostranným přítokem Svitavy, Svitava ústí zleva do Svratky u Brna a Svratka do ústí do Dyje (Kestřánek a kol., 1984).

3.7 Půdní poměry

Pro nižší plošiny a horní části okrajových svahů Drahanského bioregionu je typický výskyt oglejených kambizemí (Culek a kol., 2013), jejichž výskyt v zájmovém území převažuje. Dále jsou zde zastoupeny kambizemě mesobazické a dystrikové (Česká geologická služba, 2019). V blízkosti vodních toků se v zájmovém území vyskytují gleje, jejichž typickým centrem rozšíření jsou pahorkatiny a vrchoviny (Tomášek, 1995). Méně jsou zastoupeny jsou modální a kambické pseudogleje (Česká geologická služba, 2019), které mají značně nepříznivé fyzikální vlastnosti z důvodu výrazného oglejení. Ostrůvkovitě se zde nachází půdní typ ranker, na kterém se často vzhledem vysokému obsahu hrubého skeletu nacházejí lesní stanoviště. V západní části území, na místě překryvu s CHKO Moravský kras, se nacházejí omezené plochy rendzin, mělkých kamenitých půd s těžším zrnitostním složením a středním až vyšším obsahem humusu střední kvality (Tomášek, 1995).

3.8 Vegetace

Fytogeograficky zájmové území spadá do oblasti mezofytika, obvodu Českomoravského mezofytika a okrsku Dražanská plošina (Šafář, 2003).

Nejbližší okolí vodních toků je často zalesněné. Z hlediska lesních biotopů jsou řídky zastoupeny mokřadní olšiny, hercynské dubohabřiny a květnaté a acidofilní bučiny. Mokřadní olšiny se vyskytují roztroušeně téměř po celém území České republiky mimo suché nížiny a vyšší horské oblasti. Stromové patro je tvořeno světlými porosty olše lepkavé (*Alnus glutinosa*), s místy vtroušenou břízou pýřitou (*Betula pubescens*). V keřovém patře je častý výskyt krušiny olšové (*Frangula alnus*), ostružiníku maliníku (*Rubus idaeus*), vrby ušaté (*Salix aurita*) či jeřábu ptačího (*Sorbus aucuparia*), v chladnějších polohách se může vyskytovat jedle bělokora (*Abies alba*). Na mezofilních až eutrofních půdách převažuje ostřice ostrá (*Carex acutiformis*) nebo ostřice pobřežní (*Carex riparia*), zatímco na oligotrofních půdách se jedná o acidofilní druhy, například třtina šedavá (*Calamagrostis canescens*), ostřice prodloužená (*Carex elongata*), smlďník bahenní (*Peucedanum palustre*) nebo mochna bahenní (*Potentilla palustris*). Voda v tomto biotopu většinu roku stagnuje v úrovni půdního povrchu a půda jsou nedostatečně provzdušněné. Ohrožení biotopu spočívá v odvodňování a následné výsadbě smrku ztepilého (Chytrý a kol., 2010).

Hercynské dubohabřiny s převahou habru obecného (*Carpinus betulus*), dubu letního (*Quercus robur*), dubu zimního (*Quercus petraea*) a příměsí lípy srdčité (*Tilia cordata*) jsou nejčastějším typem vegetace od Znojemska přes Dražanskou vrchovinu až po podhůří Rychlebských hor. Jedná se o biotopy s na živiny bohatými a hlubokými půdami. V keřovém patře jsou přítomni jedinci stromového patra a bylinné patro je tvořeno mezofilními lesními druhy. Spontánní sukcese a převody na jehličnaté monokultury jsou jedny z příčin ohrožení biotopu (Chytrý a kol., 2010).

Výskyt květnatých bučin je typický na různých druzích hornin a kambizemních půdách. Rozšířeny jsou převážně v podhorských a horských oblastech na celém území republiky. Jedná se o listnaté lesy s převládajícím bukem lesním (*Fagus sylvatica*), který je často doprovázen příměsí listnáčů, kterými jsou javor mléč (*Acer platanoides*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), habr obecný, jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), dub zimní a letní, lípa srdčítá či jilm horský (*Ulmus glabr*). Pokryvnost bylinného patra většinou nepřesahuje 30 %, ale na vlhčích stanovištích může být vyšší. Ohrožení

biotopu spočívá v přezvěření a převáděním na jehličnaté monokultury, stejně tak jako u acidofilních bučin (Chytrý a kol., 2010).

Acidofilní bučiny se vyskytují na minerálně chudých půdách s kyselými silikátovými horninami v podloží. Jedná se o běžný typ lesa podhorských a horských poloh Českého masivu (Chytrý a kol., 2010).

Z lesních biotopů se v zájmovém území nejčteněji vyskytují údolní jasanovo-olšové luhy s dominantní olší lepkavou nebo jasanem ztepilým, případně s příměsí dalších listnatých dřevin. V keřovém patře převažují zmlazené dřeviny, bývá husté a druhově bohaté. Pro bylinné patro je typická převaha vlhkomilných lesních druhů, například čarovník pařížský (*Circaea lutetiana*), kostřava obrovská (*Festuca gigantea*), čistec lesní (*Stachys sylvatica*) a ptačinec hajní (*Stellaria nemorum*). Výskyt biotopu je častý v nivách potoků a středních tocích řek. Ohrožení spočívá převážně v změnách vodního režimu krajiny (Chytrý a kol., 2010). Na údolní jasanovo-olšové luhy v zájmovém území místy navazují mezofilní ovsíkové louky (Chytrý a kol., 2010).

Mezofilní ovsíkové louky s dominantním ovsíkem vyvýšeným se roztroušeně vyskytují po celém území České republiky. Mezi další vyskytující se trávy patří srha laločnatá (*Dactylis glomerata*), medyněk vlnatý (*Holcus lanatus*) a lipnice luční (*Poa pratensis*). Hojně jsou také širokolisté byliny, například zvonek rozkladitý (*Campanula patula*), škarďa dvouletá (*Crepis biennis*), mrkev obecná (*Daucus carota*) a jetel luční (*Trifolium pratense*). Jsou to louky s typickým výskytem v blízkosti sídel, svazích a na vyšších stupních aluviálních teras. Pokryvnost porostu bývá 60-100 %. Ohrožení biotopu spočívá v opuštění pozemků, přehnojení nebo v ruderalizaci (Chytrý a kol., 2010).

Z kategorie luk a pastvin se v zájmovém území dále nacházejí vlhké pcháčové louky, vlhká tužebníková lada a intenzivně obhospodařované louky. Pro vlhké pcháčové louky je typický hustý zápoj s dominantní psineček psí (*Agrostis canina*), ostřice štíhlá (*Carex acuta*), ostřice ostrá, ostřice trsnatá (*Carex cespitosa*), kostřava luční (*Festuca pratensis*), sítina rozkladitá (*Juncus effusus*), lipnice bahenní (*Poa palustris*), lipnice luční a skřípina lesní (*Scirpus sylvaticus*). Druhové složení se odvíjí od nadmořské výšky, dostupnosti živin, vlhkosti a pravidelnosti sečení. Typický výskyt těchto luk je na podmáčených glejových půdách v údolích potoků a menších řek. Hladina podzemní vody je neustále vysoká. Ohrožující činností je i v případě těchto luk odvodnění (Chytrý a kol., 2010).

Výskyt vlhké tužebníkové lady je typický pro místa, kde dochází k útlumu hospodářství. Jedná se často o monodominantní porosty tužebníku jilmového pravého (*Pilipendula ulmaria*), ve kterých se vyskytují další byliny, například krabilice chlupatá (*Chaerophyllum hirsutum*), kakost bahenní (*Geranium palustre*) a vrbina obecná (*Lysimachia vulgaris*). Tyto louky se vyskytují podél potoků a menších řek na vlhkých glejových půdách, které jsou dobře zásobeny živinami. Rozšířeny jsou po celém území České republiky s výjimkou nejsušších a nejteplejších oblastí. Ohrožení spočívá v regulacích vodních toků a odvodňování luk (Chytrý a kol., 2010).

Z dalších, avšak málo zastoupených biotopů se v zájmovém území vyskytují xerofilní křoviny, vegetace vysokých ostřic, štěrbínová vegetace silikátových skal a drolin a širokolisté suché trávníky, porosty bez význačného výskytu vstavačovitých a bez jalovce obecného (*Juniperus communis*) (Chytrý a kol., 2010).

Za potenciální přirozenou vegetaci je na většině zájmového území považována strdivková bučina (*Melico-Fagetum*), která východním směrem přechází do bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*). Strdivková bučina je tvořena stromovým a bylinným patrem, ostatní vegetační patra prakticky chybějí. Ve stromovém patře dominuje buk lesní, s nižší pokryvností se vyskytuje javor klen, habr obecný, řidčeji jedle bělokorá a jilm drsný. Bylinné patro tvoří zejména druhy řádu *Fagetalia*. Na mírně zvlhnutých plošinách Dražanské vrchoviny strdivková bučina tvořila místy pravděpodobně klimaxovou vegetaci na vyzrálých půdách. Tyto lesy poskytují řadu mimoprodukčních funkcí, zejména vodohospodářskou na výše položených rozvodích. Přirozené porosty se zachovaly pouze ojediněle, jelikož z důvodu snadné dostupnosti byly převedeny na kultury jehličnatých dřevin (Neuhäuslová a kol., 1998).

Pro bikové bučiny je typická jednoduchá vertikální struktura, tvořená pouze stromovým a bylinným patrem, tak jako v případě strdivkové bučiny. Stromové patro bývá často tvořeno pouze bukem, jako příměs se v nižších polohách může vyskytovat dub zimní, dub letní, případně lípa srdčitá. Dominanty bylinného patra závisí na půdních podmínkách a nadmořské výšce, střídá se bika bělavá (*Luzula luzuloides*), metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*), v nižším zastoupení třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrthillus*) a lipnice hajní (*Poa nemoralis*). Mechové patro bývá potlačeno bohatým, těžce rozložitelným opadem bukového listí a keřové patro vzniká jen zmlazením buku. Biková bučina se zachovala v menších,

izolovaných, přirozených až polopřirozených porostech. Mimo produkce dřeva má tato jednotka význam v zachytávání a neutralizaci oxidů síry, ve vodním hospodářství či ochraně půdy před erozí (Neuhäuslová a kol., 1998).

3.9 Vývoj osídlení

Úmyslné či neúmyslné zavlékání nepůvodních druhů do nového prostředí je spojené s činností člověka, která sahá do dávné minulosti. Dražanská vrchovina byla lokálně osídlena již v pravěku a souvisle při okrajích v raném středověku. Až v průběhu 14. a 15. století, v období pozdní středověké kolonizace, byla většina plochy osídlena a zároveň odlesňována. Po třicetileté válce zde řada vsí zanikla a některé z nich byly založeny až v průběhu 18. století. Ačkoliv je území antropogenně mírně ovlivněno, zachovalo si vysokou lesnatost. Na obvodových svazích bioregionu se dochovaly rozsáhlé lesy s často přirozenou dřevinnou skladbou, především bučiny a dubohabřiny. Zarovnané povrchy ve vyšších polohách jsou zemědělsky obhospodařované (Culek a kol., 2013).

4 Metody práce

4.1 Sběr dat

Mapování invazních druhů bylo provedeno v průběhu srpna 2022 v povodí vodních toků Bělička, Bílá voda, Molenburský potok, Holštejnský potok a Marianínský potok, včetně jejich přítoků. Při terénní práci jsem věnovala hlavní pozornost vzdálenosti přibližně 10 m od břehu vodního toku. Tuto vzdálenost invazní rostliny často využívají jako koridor pro šíření na další stanoviště (Kalníková, 2009). Zaznamenány byly také druhy, které se vyskytovaly na ruderalizovaných plochách v blízkosti vodních toků, v zástavbě, na zahrádkách a holinách po kůrovcové kalamitě v blízkosti vodních toků, odkud by se mohly potenciálně šířit do okolí.

Mezi sledované druhy patřily:

- bolševník velkolepý
- křídlatka česká
- křídlatka japonská
- křídlatka sachalinská
- netýkavka žláznatá
- trnovník akát
- zlatobýl kanadský
- zlatobýl obrovský

Při mapování jsem každou lokalitu (označení místa výskytu invazního druhu) zařadila do jedné z kategorií výskytu:

Bodový výskyt (B) – plocha menší než 100 m²

Liniový výskyt (L) – linie užší než 10 m a delší než 10 m

Plošný výskyt (P) – plocha větší než 100 m²

U každého nálezu jsem udělala záznam do tabulky, která obsahovala datum, číslo lokality, druh, výskyt, početnost/pokryvnost, popis stanoviště, typ stanoviště, případně délku nebo rozlohu invadované plochy. Dále byla u každé lokality pořízena fotodokumentace a zaznamenány souřadnice GPS. U bodového výskytu jedna souřadnice, u liniového a plošného začátek a konec segmentu/plochy.

U každé z kategorií výskytu jsem rozlišovala čtyři kategorie početnosti/pokryvnosti. U bodového výskytu se jednalo o kategorie: jedna rostlina, několik rostlin (méně než 10), desítky rostlin, stovky rostlin. U liniového a plošného výskytu se jednalo o kategorie: rostliny ojedinělé, roztroušené, subdominantní, dominantní (tab.1) (Gerža, 2002; Šilarová, 2009; Smolová a kol., 2010).

Stanoviště jsem popisovala slovně a pro jednodušší pozdější zpracování klasifikovala do několika typů (Šilarová, 2009; Smolová a kol., 2010):

- a) lesní porosty – F
- b) lesní a polní cesty (nezpevněné cesty, pěšiny a jejich nejbližší okolí) – C
- c) louky (sečené louky, pastviny, sjezdovky) – M
- d) zahrady (plochy v těsné blízkosti sídel a rekreačních objektů) – I
- e) ruderální porosty (dlouhodobě nesečené, neudržované louky, opuštěné zemědělské areály, zbořeniště, výsypky zeminy) – R
- f) okraje silnic (přikopy, porosty v těsné blízkosti silnic) – S
- g) vodní toky (břežky potoků a řek, doprovodné lužní porosty a nejbližší okolí) – V

Tab. 1 Kategorie pokryvnosti a početnosti invazní rostliny (procentem je vyjádřena pokryvnost na stanovišti)

Kategorie	Výskyt bodový	Výskyt liniový	Výskyt plošný
1	Jedna rostlina	Ojedinělé rostliny (5 < %)	Ojedinělé rostliny (5 < %)
2	Několik rostlin (méně než 10)	Roztroušené rostliny (5-25 %)	Roztroušené rostliny (5-25 %)
3	Desítky rostlin	Subdominantní rostliny (25-50 %)	Subdominantní rostliny (25-50 %)
4	Stovky rostlin	Dominantní rostliny (50-100 %)	Dominantní rostliny (50-100 %)

4.2 Zpracování dat

Ze získaných souřadnic jsem v programu ArcMap 10.8 do mapového podkladu zakreslila výskyt invazních druhů rostlin pro každou kategorii výskytu a přidala atributovou tabulku s číslem lokality. Pro výpočet délky liniových segmentů a rozlohy plochy polygonů jsem použila funkci Calculate Geometry. Mapové výstupy z programu ArcMap 10.8 tvoří mapa celého území s vyznačením výskytu invazních rostlin (příloha 3). Tabulky a grafy byly vytvořeny v programu Excel. Získané výsledky ze severní hranice CHKO Moravský kras jsem porovnála s výsledky Šilarové (2009), která sledovala výskyt invazních druhů rostlin v povodí Kněžné (CHKO Orlické hory).

5 Výsledky

Při terénní práci jsem zaznamenala celkem 131 lokalit s výskytem sledovaných rostlinných invazních druhů. Z 8 sledovaných druhů se v území vyskytovaly všechny a území tak lze označit za invadované. V největší míře byla v zájmovém území nalezena netýkavka žláznatá a bolševník velkolepý, naopak nejméně se zde vyskytovala křídlatka česká a zlatobýl obrovský (tab. 2).

Tab. 2 Celkový počet výskytů invazních rostlin pro jednotlivé kategorie u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022

Druh	Bodový výskyt	Liniový výskyt	Plošný výskyt	Celkem nálezů
bolševník velkolepý	30	2	0	32
křídlatka česká	3	0	0	3
křídlatka japonská	10	0	0	10
křídlatka sachalinská	4	3	0	7
netýkavka žláznatá	41	8	4	53
trnovník akát	3	2	1	6
zlatobýl kanadský	17	0	0	17
zlatobýl obrovský	2	1	0	3
Celkem	110	16	5	131

Z hlediska liniových segmentů největší délku obsadila netýkavka žláznatá, která se vyskytovala na úseku delším než 350 m. V kratší délce byly nalézány liniové segmenty u trnovníku akátu, bolševníku velkolepého, křídlatky sachalinské a zlatobýlu obrovského. Takové segmenty naopak netvořil zlatobýl kanadský, křídlatka česká ani křídlatka japonská. Plošné segmenty byly zaznamenány pouze u dvou druhů, a to netýkavky žláznaté a trnovníku akátu. Rozlohou dominuje opět netýkavka žláznatá, jež se nacházela na celkové ploše větší než 2000 m². Součet ploch zasažených trnovníkem akátem činí přes 1350 m² (tab. 3).

Tab. 3 Celková délka liniových segmentů a rozloha plošných segmentů u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022

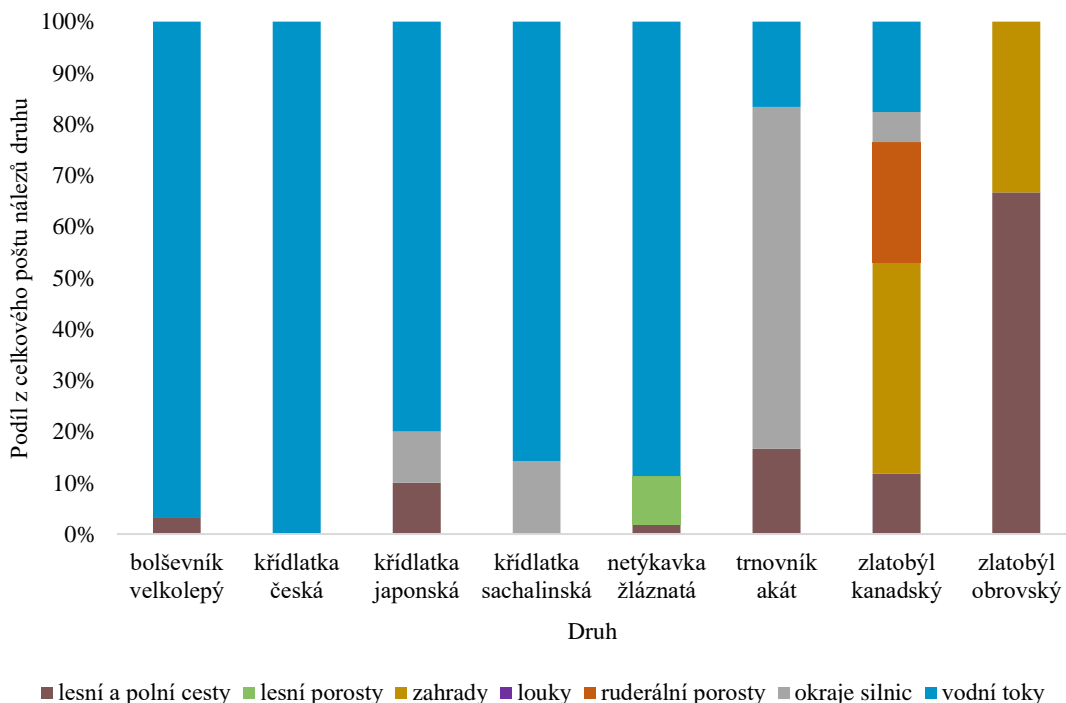
Druh	Délka liniových segmentů (m)	Rozloha plošných segmentů (m ²)
Bolševník velkolepý	93	0
Křídlatka česká	0	0
Křídlatka japonská	0	0
Křídlatka sachalinská	49	0
Netýkavka žláznatá	371	2036
Trnovník akát	163	1356
Zlatobýl kanadský	0	0
Zlatobýl obrovský	25	0
Celkem	701	3392

Nejvíce nálezů z celkového počtu se nacházelo kolem vodních toků a v jejich nejbližším okolí (75,6 %). Podstatně menší množství invazních rostlin se nacházelo v zahradách (6,1 %) a kolem lesních a polních cest (6,1 %). Nižší výskyt byl kolem silnic (5,3 %) nálezů a nejméně v ruderalních porostech (3,1 %). Na loukách jsem nezaznamenala žádný ze sledovaných invazních druhů (Tab. 4).

Tab. 4 Zastoupení invazních druhů na jednotlivých stanovištích u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022 (C – lesní a polní cesty, F – lesní porosty, I – zahrady, M – louky, R – ruderalní porosty, S – okraje silnic, V – vodní toky)

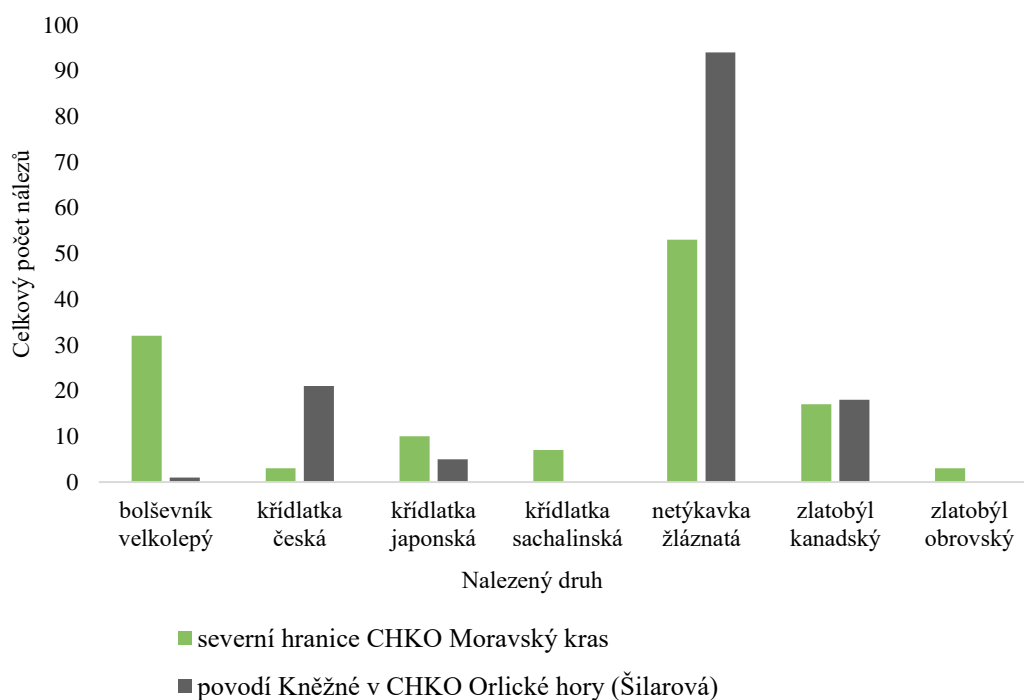
Druh	C	F	I	M	R	S	V
bolševník velkolepý	1	0	0	0	0	0	31
křídlatka česká	0	0	0	0	0	0	3
křídlatka japonská	1	0	0	0	0	1	8
křídlatka sachalinská	0	0	0	0	0	1	6
netýkavka žláznatá	1	5	0	0	0	0	47
trnovník akát	1	0	0	0	0	4	1
zlatobýl kanadský	2	0	7	0	4	1	3
zlatobýl obrovský	2	0	1	0	0	0	0
Celkem	8	5	8	0	4	7	99

Bolševník velkolepý se z hlediska určovaných typů stanovišť vyskytoval převážně kolem vodních toků, pouze jeden nález byl zaznamenán v okolí lesních a polních cest (obr. 2). Všechny nálezy křídlatky české se oproti dalším druhům křídlatek vyskytovaly výhradně kolem vodních toků. Křídlatka sachalinská byla mimo vodní toky, kde se vyskytovala nejvíce, nalezena také na okrajích silnic. Křídlatka japonská opět nejčastěji obsadila stanoviště kolem vodních toků, avšak výskyt byl v menší míře zaznamenán i na okrajích silnic a v okolí lesních a polních cest. Netýkavka žláznatá převažovala u vodních toků, v menší míře byla nalezena v lesních porostech, kde se vyskytovala pouze na zalesněných holinách a jeden nález byl zaznamenán na lesních a polních cestách. Trnovník akát obsadil nejvíce okraje silnic, v menší míře byl nalezen u vodních toků a lesních a polních cest. Zlatobýl kanadský byl nalezen na nejvíce typech stanovišť ze sledovaných druhů, v největší míře obsadil zahrady a ruderalní porosty, nalezen byl také u vodních toků a lesních a polních cest, ojediněle i na okrajích silnic. Zlatobýl obrovský se jako jediný ze sledovaných druhů nevyskytoval u vodních toků, byl nalezen na lesních a polních cestách a v zahradách.



Obr. 2 Zastoupení vybraných invazních druhů na určovaných typech stanovišť u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022

Výsledky ze severní hranice CHKO Moravský kras jsem porovnávala s výsledky Šilarové (2009), která sledovala výskyt invazních druhů rostlin v povodí Kněžné (CHKO Orlické hory). Při porovnání je patrné, že povodí Kněžné je více invadované, avšak v obou oblastech byla převažujícím druhem netýkavka žláznatá (obr. 2). V povodí Kněžné nebyla nalezena křídlatka sachalinská ani zlatobýl obrovský, avšak křídlatka česká se zde vyskytovala častěji. Naopak u severní hranice CHKO Moravský kras bylo zaznamenáno podstatně více nálezů bolševníku velkolepého. Počet bodových výskytů je vyšší u severní hranice CHKO Moravský kras, zatímco v povodí Kněžné bylo více výskytů liniových a plošných (tab. 5, tab. 6, tab. 7). V obou porovnávaných oblastech byly invazní druhy distribuovány nejvíce kolem vodních toků, v povodí Kněžné byl zaznamenán vyšší výskyt i na jiných sledovaných stanovištích (obr. 3).



Obr. 3 Zastoupení invazních druhů rostlin u severní hranice CHKO Moravský kras (2022) a v povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008)

Tab. 5 Počty bodových výskytů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008)

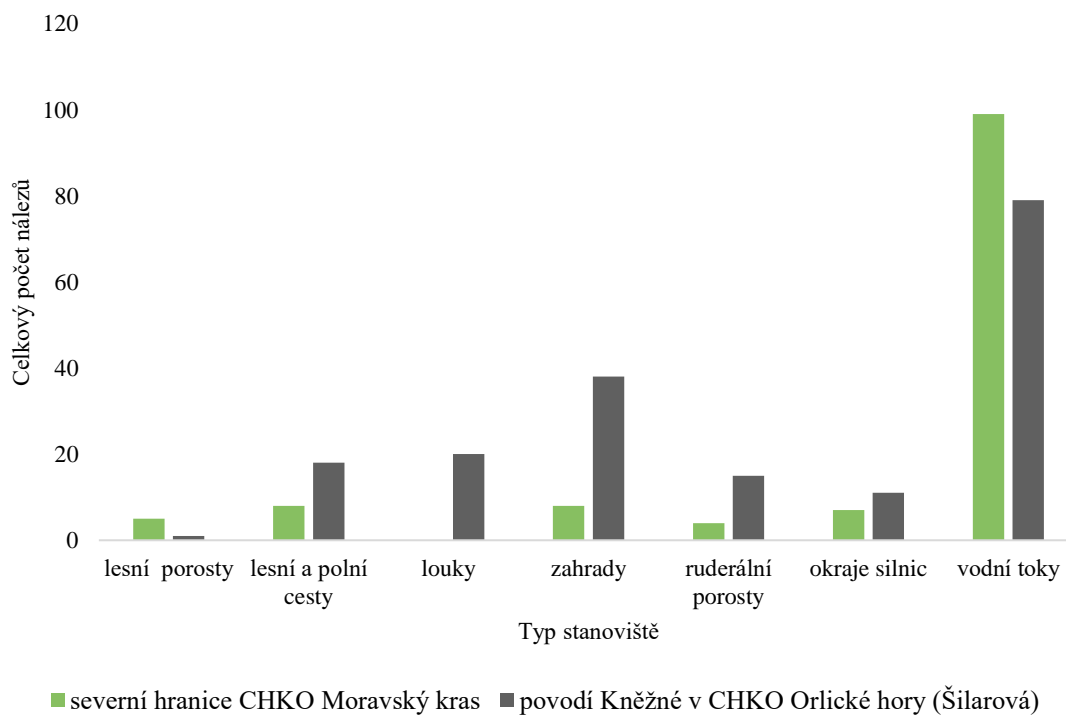
Druh	severní hranice CHKO Moravský kras	povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (Šilarová)
bolševník velkolepý	30	1
kolotočník ozdobný	-	19
křídlatka česká	3	7
křídlatka japonská	10	1
křídlatka sachalinská	4	0
netýkavka žláznatá	41	24
slunečnice topinambur	-	0
trnovník akát	3	-
třapatka sp.	-	6
vlčí bob mnoholistý	-	4
zlatobýl kanadský	17	16
zlatobýl obrovský	2	0
Celkem	110	78

Tab. 6 Počty výskytů liniových segmentů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008)

Druh	severní hranice CHKO Moravský kras	povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (Šilarová)
bolševník velkolepý	2	0
kolotočník ozdobný	-	3
křídlatka česká	0	6
křídlatka japonská	0	2
křídlatka sachalinská	3	0
netýkavka žláznatá	8	26
slunečnice topinambur	-	0
trnovník akát	2	-
třapatka sp.	-	0
vlčí bob mnoholistý	-	0
zlatobýl kanadský	0	0
zlatobýl obrovský	1	0
Celkem	16	37

Tab. 7 Počty výskytů plošných segmentů invazních druhů pro severní hranici CHKO Moravský kras (2022) a povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (2008)

Druh	severní hranice CHKO Moravský kras	povodí Kněžné v CHKO Orlické hory (Šilarová)
bolševník velkolepý	0	0
kolotočník ozdobný	-	6
křídlatka česká	0	8
křídlatka japonská	0	2
křídlatka sachalinská	0	0
netýkavka žláznatá	4	44
slunečnice topinambur	-	0
trnovník akát	1	-
třapatka sp.	-	0
vlčí bob mnoholistý	-	5
zlatobýl kanadský	0	2
zlatobýl obrovský	0	0
Celkem	5	67



Obr. 4 Zastoupení invazních druhů rostlin dle typu stanoviště u severní hranice CHKO Moravský kras (2022) a v povodí Kněžné (2008)

6 Diskuze

U severní hranice CHKO Moravský kras jsem sledovala výskyt 8 druhů vybraných invazních rostlin. Ve 131 zaznamenaných výskytech měla největší zastoupení netýkavka žláznatá, druhým nejčastěji vyskytujícím se druhem byl bolševník velkolepý. V množství nálezů následuje zlatobýl kanadský a křídlatka japonská. Do 10 záznamů se vyskytovala křídlatka sachalinská, trnovník akát, zlatobýl obrovský a křídlatka česká. Z pohledu preference stanovišť nejvíce druhů obsadilo břehy vodních toků a jejich nejbližší okolí, žádný ze sledovaných druhů se nevyskytoval na loukách. Ze získaných výsledků vyplývá, že vodní toky jsou významným migračním koridorem, kterým mohou do CHKO Moravský kras migrovat nepůvodní druhy.

V zájmovém území v minulosti již proběhlo mapování okolo vodních toků na hranici Chráněné krajinné oblasti Moravský kras v roce 2015 (Bušíková & Musil, 2015). Sledovány byly druhy netýkavka žláznatá, bolševník velkolepý, křídlatka sachalinská, křídlatka japonská, zlatobýl obrovský, zlatobýl kanadský a trnovník akát. Mapování bylo provedeno metodou, ve které byl výskyt invazních druhů rostlin zaznamenáván pouze bodově a zvolená metodika nebyla dále podrobněji popsána. Bušíková & Musil (2015) mapovali pouze vybrané úseky vodních toků, které ne vždy dosahovaly až k prameni. Kvantitativní porovnání získaných výsledků se zmiňovanou prací není možné z důvodu použití rozdílné metodiky, avšak z dostupných mapových podkladů autorů jsem provedla vizuální porovnání rozsahu výskytu s mnou získanými daty z roku 2022.

Při porovnání mapy s výskytem invazních druhů v roce 2022 (příloha 3) a v roce 2015 (příloha 4) je patrné, že u některých druhů došlo ke změnám v distribuci. V případě netýkavky žláznaté bylo rozšíření téměř shodné, v porovnávaných obdobích byl největší výskyt zaznamenán především v okolí vodního toku Bělíčka. Na její přítomnost v této oblasti poukazuje ve své práci i Vlčková (2008). Nové lokality jsem našla na holinách u Holštejnského potoka (příloha 2), odkud dosud není žádný záznam o výskytu. Důvodem pro výskyt by mohla být celoplošná příprava půdy, která se v současné době provádí při holosečném způsobu hospodaření v lesích (Čížek a kol., 2007) v souvislosti s kůrovcovou kalamitou. Stanoviště je během přípravy výrazně narušeno a vlivem rychlého rozkladu rostlinných zbytků dochází k obohacování půdy o základní živiny (Hobbs & Huenneke, 1992; Čížek a kol., 2007), což jsou vhodné podmínky pro

uchycení invazních druhů. Jelikož byl výskyt netýkavky zaznamenán na holinách, které se nacházely v blízkosti vodního toku (vzdálenosti 12 m, 15 m a 75 m), je zde riziko splavování semen či fragmentů rostlin vodním tokem směrem k Moravskému krasu.

Nálezy bolševníku velkolepého se při porovnání s Bušíkovou & Musilem (2015) shodují, navíc jsem zjistila jeho výskyt na části horního toku Bělčičky a Molenburského potoka, kde Bušíková & Musil (2015) mapování neprováděli. Výskyt bolševníku na několika oddělených lokalitách u potoka Bělčička až po rybník Polačka ve Vysočanech a podél Molenburského potoka popisuje také Vlčková (2018). Další nově objevená lokalita s bolševníkem se nacházela ve spodní části Molenburského potoka. Vzhledem k tomu, že se bolševník rozmnožuje a šíří převážně semeny, která mají výbornou schopnost šířit se vodou a větrem (Pyšek, 2001a; Pergl a kol., 2016a), je možným vysvětlením výskytu splavení z horní části toku, kde se vyskytují početné populace. Výskyt bolševníku byl v minulosti zaznamenán v části zájmového území, která je již v CHKO Moravský kras, konkrétně v PR Bílá voda (osobní sdělení, Zdeněk Musil, 2023). Na této lokalitě se však při průzkumu v roce 2022 již nevyskytoval z důvodu cílené likvidace.

Výskyt křídlatky japonské jsem nepotvrdila v obci Holštejn, kde Bušíková & Musil (2015) její výskyt zaznamenali. Podle jejich popisu se jednalo výskyt na zahradách, je tedy možné, že se vlastníci pozemků porosty křídlatky odstranili buď z vlastního rozhodnutí nebo ve spolupráci s orgánem ochrany přírody. Nové lokality křídlatky japonské jsem našla u obce Vysočany a v okolí obce Rozstání u vodního toku Bílá voda, tyto úseky však v minulosti Bušíkovou & Musilem (2015) mapovány nebyly. Výskyt křídlatky sachalinské u rybníku Polačka ve Vysočanech je shodný, dále jsem ji zaznamenala v obci Rozstání, odkud opět nejsou údaje z předchozího mapování. Zdá se, že u rybníku se dále nerozšiřuje, což by mohlo být způsobeno menší schopností regenerace z lodyhy i oddenků (Bímová a kol., 2003). Křídlatka česká v minulosti nebyla v zájmovém území sledována, jedná se tak zřejmě o první zaznamenaný výskyt. Přítomnost tohoto druhu v zájmovém území je alarmující, neboť vykazuje vyšší konkurenceschopnost, regenerační schopnosti a šíří se až dvakrát rychleji než rodičovské druhy (Bímová a kol., 2003), kterými jsou křídlatka japonská a křídlatka sachalinská (Bímová a kol., 2004). Jelikož nad lokalitami výskytu křídlatky české roste křídlatka japonská společně s křídlatkou sachalinskou, připadá v úvahu, že by mohlo dojít ke křížení právě v této oblasti. To by bylo možné za předpokladu, kdy by se zde

rostla samičí rostlina křídlatky japonské a fertilní rostlina křídlatky sachalinské (Bímová a kol., 2004).

V případě zlatobýlů Bušíková & Musil (2015) nerozlišovali jednotlivé druhy, avšak výskyt v obci Holštejn je téměř shodný a v blízkosti Vysočan jsem zaznamenala méně lokalit výskytu. Úbytek lokalit by mohl být způsoben odstraněním zlatobýlů z vlastní vůle vlastníků pozemků, jelikož se dle Bušíkové & Musila (2015) jednalo zejména o zahrady. Záměrné pěstování zlatobýlů pro okrasné účely je dáno historicky (Pyšek, 2001b) a je běžné i v současnosti, jakožto oblíbená včelařská rostlina (Mlíkovský & Stýblo, 2006).

Výskyt trnovníku akát byl v minulosti zaznamenán u Vysočan, kde se jsem ho však v roce 2022 nezaznamenala. Novou lokalitu s plošným výskytem akátu jsem našla u Baldovce, odkud nejsou dostupná data o výskytu z předchozích let. Jelikož se zde nacházelo pár dospělých stromů, je možné, že se akát mohl na větší plochu rozšířit vegetativním způsobem rozmnožování pomocí podzemních výběžků.

Při celkovém srovnání mých výsledků s Bušíkovou & Musilem (2015) se zdá, že nedošlo k masivnímu rozšíření, při kterém by druhy tvořily plošně rozsáhlé porosty nebo dlouhé liniové segmenty. V zájmovém území jsem našla více lokalit s výskytem některých invazních druhů, což je zřejmě způsobeno podrobnějším mapováním a větším rozsahem území. Pro přesné porovnání změn v distribuci a rozsahu invadovanosti území by bylo v budoucnu potřebné opakovat mapování s použitím obdobné metodiky.

Výhodou použité metodiky je jednoduchost a možnost použití na jakémkoliv území. Slabou stránkou se při vyhodnocování výsledků ukázala kategorizace dle typu stanoviště. Na příkladu kategorie lesů metodika nerozlišuje, zda se jedná o les přirozený, monokulturu či holinu, což ve výsledku může ukazovat poskytovat nepřesné informace. Přestože se v Moravském krasu se nachází řada lesních biotopů, jako například hercynské dubohabřiny nebo květnaté a acidofilní bučiny (Chytrý a kol., 2010), v oblasti zájmového území převládá smrk ztepilý (AOPK ČR, 2023). Stejný problém v kategorizaci stanovišť představují také louky, kterých existuje mnoho typů a v metodice nejsou podrobněji rozlišeny.

Nejčastějším stanovištěm s výskytem invazních druhů byly dle očekávání vodní toky. V zájmovém území se zejména kolem vodních toků nachází několik biotopů, které jsou přímo ohroženy nalezenými invazními rostlinami (Mlíkovský & Stýblo, 2006).

Bolševník velkolepý představuje riziko pro vlhké pcháčové louky, které se nacházejí přímo pod populací bolševníku po proudu vodního toku. Jelikož se bolševník vyskytoval převážně kolem vodních toků, dá se předpokládat, že bez managementového zásahu se do tohoto biotopu semena bolševníku časem splaví. Vznikne zde nová populace a rozšiřování bolševníku bude pokračovat dál směrem k Moravskému krasu. Mezi další biotopy ohrožené bolševníkem patří vlhká tužebníková lada, avšak v zájmovém území se v jejich blízkosti populace bolševníků zatím nevyskytují. Bolševník se však běžně může vyskytovat v širokém spektru stanovišť, tudíž je nutné věnovat zvýšenou pozornost i jiným stanovištím, než jsou vodní toky.

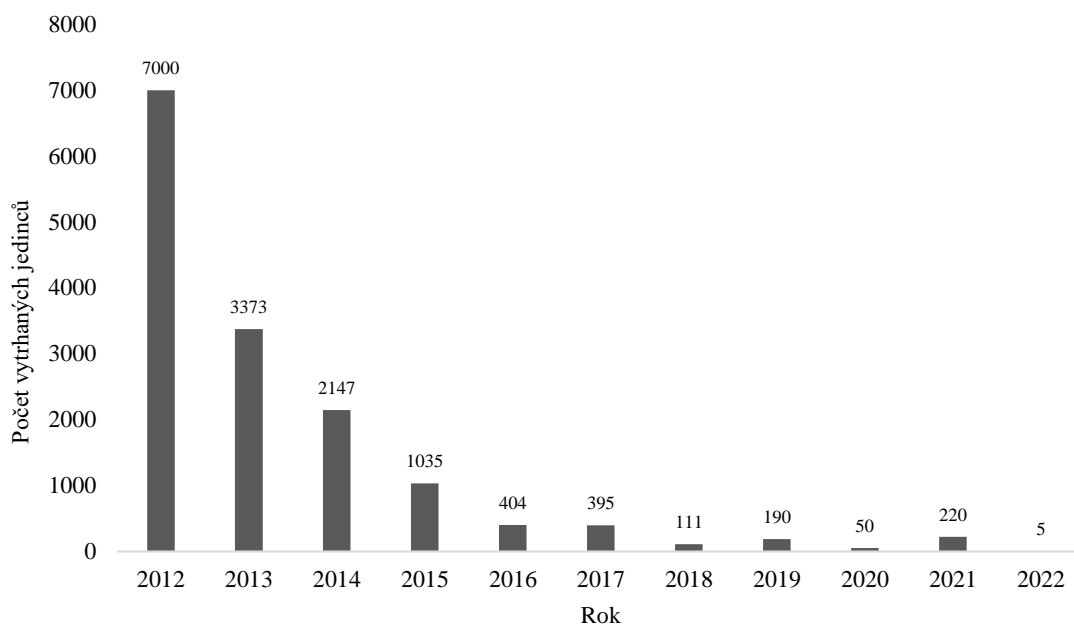
Údolní jasanovo-olšové luhy jsou ohroženy netýkavkou žláznatou a všemi nalezenými druhy křídlatek. V zájmovém území se netýkavka žláznatá v tomto biotopu již vyskytuje a křídlatky rostou v jeho blízkosti. Jelikož se i tyto druhy vyskytovaly v největší míře u vodních toků a jedná se o pravidelně narušovaná stanoviště, lze do budoucna predikovat s jejich pomocí rozšíření do zranitelných i jiných biotopů. Výskyt netýkavky žláznaté byl zaznamenán i na holinách, které z důvodu narušování poskytují vhodné podmínky pro druh. Domnívám se, že vlivem používání mechanizace a náradí při lesnických pracích by mohlo docházet k neúmyslnému rozšiřování fragmentů či semen na nová stanoviště, čímž by došlo k významnému rozšíření netýkavek.

Zlatobýl kanadský i obrovský se z hlediska stanovišť v porovnání s ostatními sledovanými druhy vyskytovaly na nejvíce typech rozlišovaných stanovišť. U vodních toků byly v zájmovém území zastoupeny minimálně, což je pravděpodobně způsobeno tím, že nejsou příliš náročné na živiny a snášejí i sucho (Mlíkovský & Stýblo, 2006). Výskyt a početnosti zlatobýlů byly v porovnání s ostatními druhy nižší, čímž nemusí na první pohled působit problematicky. Vzhledem k výskytu na různých typech stanovišť však může být jeho rozšiřování do budoucna závažným problémem a monitoring může být více problematický než u druhů, u nichž byla zjištěna stanovištní vazba převážně na vodní toky. Zlatobýl kanadský byl na Dražanské vrchovině nalezen i na pasekách (Charvátová, 2022). Mezi biotopy ohrožené zlatobýlem kanadským v zájmovém území patří mezofilní ovsíkové louky, vysoké mezofilní a xerofilní křoviny a mezofilní bylinné lemy. Výskyt v těchto biotopech zaznamenán nebyl, ale vzhledem ke snadnému rozšiřování zlatobýlu je důležitá zvýšená pozornost.

Mezi akátem ohrožené biotopy vyskytující se v zájmovém území patří vysoké mezofilní a xerofilní křoviny s mezofilními bylinnými lemy. Zatím však nedošlo k takovému rozšíření, aby tyto biotopy byly zasaženy. Jeho zastoupení na vodních stanovištích je v porovnání s ostatními druhy nižší, výskyt byl dokumentován především kolem silnic. Je to pravděpodobně z důvodu snášenlivosti extrémně suchých i toxických půd (Vítková & Sádlo, 2018). Šíření akátu vodními toky není oproti ostatním druhům tak pravděpodobné, jelikož se dlouhodobě zamokřeným půdám vyhýbá, upřednostňuje spíše suché louky či městkou a průmyslovou krajinu (Vítková a kol., 2017).

Z důvodu přítomnosti vhodných typů stanovišť, lidského osídlení a koridorů pro šíření invazních druhů v zájmovém území lze předpokládat postupné rozšiřování ať už do CHKO Moravský kras či mimo něj. Z tohoto důvodu je vhodné v zájmovém území začít provádět management, který rozšíření invazních druhů rostlin do okolí zabrání. Hlavní cíl managementu invazních druhů by měl spočívat především v obraně hodnotných společenstev před negativními dopady invaze a v zabránění rozšíření druhu na další lokality. Mezi významné nástroje managementu patří likvidace agresivních druhů nebo alespoň tlumení jejich populací (Reiterová, 2012).

Velice důležitou součástí managementu netýkavky žláznaté je zabránění šíření, omezení záměrného pěstování a likvidace zdrojových lokalit (Pergl a kol., 2016a). Nejen na území Moravského krasu se nejúčinnějším způsobem likvidace netýkavky žláznaté ukázalo ruční vytrhávání jedinců, a to před začátkem plození. Stejně zkušenosti sdílí NP Podyjí z údolí Dyje, kde se ve spolupráci s Rakouským NP Thayatal podařilo během 10 let snížit silné populace netýkavek žláznatých na minimum (Reiterová, 2012). Dlouhodobé ruční vytrhávání netýkavek se prokázalo jako účinné také v izolovaném lesním porostu ve Švýcarsku, avšak Saegesser a kol. (2016) dodávají, že pro úplnou eradikaci druhu je zásadní důsledné odstranění veškerých jedinců a zamezení tvorby semen. Přímou v CHKO Moravský kras se tímto managementem podařilo netýkavku vyhubit v nivě Floriánku u obce Lažánky a na skládce u Suchdola. Zároveň se každý rok management provádí na dalších lokalitách, například na pravostranném přítoku Němčického potoka, v korytě potoka Žďárná, na části potoku Luha v obci Sloup, v části Křtinského údolí, v PR Bílá voda (součást zájmového území) nebo v nivě Punkvy u Jakubova jezera a nedaleké pstruhárny. Množství vytrhaných jedinců se zaznamenává a následně se hodí úspěšnost v řádu několika let. Počty vytrhaných jedinců jsou názorné na příkladu nivy říčky Punkvy u Jakubova jezera (obr. 5). V letech 2019 a 2021



Obr. 5 Počty vytrhaných jedinců netýkavky žláznaté v nivě Punkvy u Jakubova Jezera v CHKO Moravský kras, zdroj dat: Správa CHKO Moravský kras

je zde sice patrný mírný nárůst početnosti, což mohlo být způsobeno vlhčím podzímek nebo jarem, kdy byly vhodnější podmínky pro vyklíčení semen. I přes tyto výkyvy je však pokles viditelný. Ačkoliv je netýkavka žláznatá nejhojněji rozšířeným druhem, náklady na její vytrhávání se v Moravském krasu pohybují pouze okolo 15 000 Kč ročně, a to zejména díky činnosti dobrovolníků (osobní sdělení, Zdeněk Musil, 2023). Celkové náklady na likvidaci netýkavky v České republice nejsou známy (Pergl a kol., 2016a).

Vytrhané rostliny je vhodné nalomit a umístit na okolní vyšší vegetaci nebo sušší místa mimo dosah vodního toku, aby nedošlo k regeneraci a tvorbě adventivních kořenů z kolének (Pergl a kol., 2016a). Tato metoda likvidace netýkavky je šetrná pro okolní prostředí, a proto bych navrhovala její použití i v zájmovém území, kde je do budoucna management netýkavky žláznaté plánován. Z hlediska výskytu liniových či plošně rozsáhlejších porostů je management takových ploch vhodné začít kosením (Pergl a kol., 2016a) a po snížení početnosti přejít k ručnímu vytrhávání.

Bolševník velkolepý je správcem chráněných území řazen mezi prioritní druhy pro eradikaci (Pyšek a kol., 2013). V zájmovém území již v minulosti úspěšně management prováděn byl, konkrétně nad obcí Holštejn, kde se bolševníky vyskytovaly 2 km od lesa při cestě východně od obce (Vaněčková, 1991 in Pyšek & Pyšek, 1994). Jelikož je jedna rostlina schopna vyprodukovat až 15 000 semen za rok (Pyšek, 2001a), dokáže se šířit

na vzdálenost až 10 km za rok (Moravcová a kol., 2010) a může způsobit závažné poškození lidského zdraví (Pyšek, 2001a), je v zájmovém území nezbytné provést zásahy vedoucí k eradikaci bolševníku. Na katastrálním území obce Vysočany, u Molenburského potoka, se pravděpodobně někdo již pokoušel o likvidaci bolševníků pomocí herbicidu, jelikož jsem některé jedince v blízkosti vodního toku našla uschlé a vegetace v jejich nejbližším okolí byla taktéž suchá (příloha 5). Tento počín by mohl být problematický, pokud by se neznámá aplikovaná látka dostala do vodního toku a následně odtekla až do CHKO Moravský kras. Na další lokalitě s výskytem bolševníku jsem našla jednoho jedince s ostříhaným květenstvím (příloha 6), což by opět mohlo naznačovat snahu, pravděpodobně místních občanů, o cílenou likvidaci.

Pastva nebo sečení biomasy se při likvidaci bolševníku neukazují jako dostatečně účinné (Nielsen a kol., 2005; Pergl & Perglová, 2022;). Efektivní metodou likvidace na porostech do rozlohy 500 m² je mechanické narušení kořene 5-15 cm pod zemí a aplikace herbicidu (Pergl a kol., 2016a). Tento typ managementu by bylo možné provést i v zájmovém území, jelikož tak rozsáhlé porosty bolševník netvořil. Následně je vhodné oblast monitorovat, dokud nedojde k vyčerpání semen ze semenné banky (Pergl a kol., 2016a).

Křídlatky se vyskytují na území několika chráněných krajinných oblastí, například v Poodří (Hodanová, 2011), Křivoklátsku (Nováková, 2016), Orlických horách (Šilarová, 2009; Smolová, 2010) či v Moravském krasu. Zdá se, že pro likvidaci křídlatek je dosud nejúčinnějším managementem aplikace herbicidu. Účinným se ukázal tzv. „Beskydský postup“ testovaný v obcích Kunčice pod Ondřejníkem, Čeladná, Pstruží a Raškovice (Šrubař & Albín, 2005). Herbicid se na list aplikuje v období od srpna do září, kdy dochází k translokaci asimilátů do oddenkového systému a při zvolení vhodného pesticidu velká část porostu umírá. Důležitou zásadou je, aby porost před aplikací herbicidu nebyl narušen. Účinnost kombinace mechanického kosení a aplikace herbicidu Roundup Bioaktiv byla testována v povodí řeky Morávky (Švec a kol., 2016). Tato kombinace metod velikosti porostu snížila, avšak z opakovaných mapování vyplývá, že bez dlouhodobého managementu se budou porosty dále rozšiřovat. Na Slovensku, v obci Zákopčie, se nejúčinnější jevila injekční metoda, při které se neředěný herbicid aplikoval přímo do stonku křídlatek (Fibichová a kol., 2014).

Vzhledem k prvotnímu nálezů křídlatky české v zájmovém území by bylo vhodné včas na lokalitách zahájit likvidaci, aby nedošlo k rozrůstání na větší plochy, kdy by likvidace byla finančně velice náročná, pokud vůbec možná. Problémem je výskyt druhu v těsné blízkosti vodního toku, kde by použití herbicidu mohlo být překážkou.

Zlatobýly byly v zájmovém území nalezeny v relativně nízkých početnostech, podobná situace je v i v CHKO Moravský kras. Mezi CHKO s výskytem zlatobýlu kanadského patří mimo jiné i Poodří, kde probíhal výzkum zabývající se vlivem managementu na jeho generativní rozmnožování na břehových a lučních stanovištích (Kubacková, 2019). Nejúčinnější se zde ukázala metoda chemická s použitím herbicidu Banvel a kombinace sečení s následnou aplikací herbicidu Banvel. Jedinci při tomto managementu nedosáhli stádia kvetení a nedošlo tak k produkci semen, která by se mohla rozšiřovat do okolí. Studie z jižního Polska, z Kraków–Mydlniki (Gala-Czekaj a kol., 2021) i z CHKO Poodří (Rajdus a kol., 2020) naznačují, že nejméně účinným managementem je sečení porostu jednou ročně. Výzkum z Duna-Dráva National Park v Maďarsku (Nagy a kol., 2020) ukazuje, že je nejvhodnější zvolit management, při kterém se kombinuje působení různých mechanismů a dochází tak ke kumulativním pozitivním účinkům. Krátkodobý management (2 roky) v Duna-Dráva National Park způsobil snížení hustoty zlatobýlů, avšak druhová bohatost zůstala stejná. Při dlouhodobém managementu (více než 8 let) nedošlo k tak výraznému snižování hustoty zlatobýlu, ale diverzita v dotčeném společenstvu se zvýšila. Zajímavým způsobem managementu zlatobýlu je lámání stonků, které se ukázalo efektivní v Skawiński obszar łąkowy v Polsku (Najberek & Solarz, 2021). Tato metoda mi připadá vhodná a proveditelná i v zájmovém území, jelikož se zde nevyskytují plošně rozsáhlé porosty, pro jejichž likvidaci by bylo z důvodu rozsahu potřebné použití herbicidu. Výhodou je, že k takovému managementu není potřebné žádné speciální vybavení a může jej provádět téměř kdokoli. Jelikož se však v zájmovém území vyskytovaly zlatobýly často na zahradách, kde lze předpokládat jejich záměrné pěstování, je důležité zvážit, zda může dojít k ohrožení zájmů ochrany přírody a je nutná jejich likvidace. V případě jiných stanovištích mi přijde vhodné management provádět, aby nedocházelo k samovolnému rozšiřování zlatobýlů do krajiny.

Trnovník akát se v zájmovém území vyskytoval, avšak jeho početnost ani vliv není tak závažný jako například v NP Podyjí, kde je v lesích porostech zastoupen 2 % (Reiterová, 2012). Na základě poznatků z terénu se domnívám, že se až na jednu

lokalitu výskytu jednalo o záměrnou výsadbu, jelikož se jednalo o vzrostlé stromy. Management akátu je v současné době možné z hlediska ochrany přírody rozdělit na tři varianty – ponechat porost samovolnému vývoji, zachovat akátový porost, ale zamezit šíření akátu do přilehlých společenstev nebo rychle odstranit porost akátu (Pergl a kol., 2016a). Jsou místa, jako například městské parky nebo sídla, kde je možné trnovník tolerovat, jelikož je odolný vůči suchu, zasolení i exhalacím (Mlíkovský & Stýblo, 2006). Myslím si, že ponechání záměrně vysazených akátů v zájmovém území by do budoucna nemuselo být problematické, jelikož by při jejich likvidaci mohlo dojít k podpoření tvorby výmladků, což by vedlo k horšímu stavu, než je ten současný. Naopak problematická by mohla být lokalita s plošným výskytem porostu mladých akátů v těsné blízkosti silnice. Pokud by zde došlo k vegetativnímu rozmnožování pomocí podzemních výběžků, mohla by se zarostlá plocha ještě více zvětšit.

V povodí Kněžné (CHKO Orlické hory) Šilarová (2009) zaznamenávala výskyt 11 potenciálně invazních a invazních druhů rostlin použitím stejné metodiky, z nichž se 7 z nich shodovalo s druhy, kterými jsem se zabývala ve svém zájmovém území. Na rozdíl od Šilarové (2009) jsem navíc sledovala trnovník akát, a naopak jsem nesledovala kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*), slunečnici topinambur (*Helianthus tuberosus*), třapatku sp. (*Rudbeckia sp.*) a vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*). Přítomnost sledovaných invazních druhů v obou oblastech je zaznamenána i z jiných chráněných krajinných oblastí v České republice. Jediným rozdílem v metodice bylo, že Šilarová (2009) považovala pro kategorizaci do bodového výskytu rostlin plochu menší než 10 m² a pro plošný výskyt plochu větší než 10 m². Ve své práci jsem se pracovala s kategorizací ploch menších než 100 m² pro bodový výskyt a pro plošný výskyt pro porosty větší než 100 m². Je to z důvodu, že pro práci v terénu mi připadala plocha o 100 m² lépe odhadnutelná bez přesného měření. To je pravděpodobně i jeden z důvodů, proč byl v povodí Kněžné několikanásobně vyšší počet záznamů plošného výskytu rostlin a nižší počet záznamů u bodového výskytu.

V obou porovnávaných oblastech měla nejvíce bodových, liniových i plošných nálezů netýkavka žláznatá. Její výskyt v obou území není překvapující, jelikož obsazuje téměř celé území České republiky, s výjimkou horských poloh a území bez vodních toků (Mlíkovský & Stýblo, 2006). Z hlediska typu stanoviště se u severní hranice Moravského krasu vyskytovala převážně u vodních toků a v malém množství v lesních porostech a u lesních a polních cest. Výsledky Šilarové (2009) ukazují největší rozšíření

netýkavky žláznaté také v blízkosti vodních toků, avšak v menší míře se nacházela na každém ze sledovaných stanovišť. Možným důvodem pro úspěšnou kolonizaci mnoha odlišných typů prostředí může být dlouhá periodičita dozrávání semen, určitá proměnlivost v jejich váze a produkce velkých semen i přes nepříznivé stanovištní podmínky (Willis & Hulme, 2004).

Křídlatka česká a japonská se v povodí Kněžné vykytovaly bodově, liniově i plošně, na rozdíl od severní hranice Moravského krasu, kde se vyskytovala liniově pouze křídlatka sachalinská, jejíž výskyt v povodí Kněžné Šilarová (2009) nepotvrdila. Ostatní druhy křídlatek u Moravského krasu byly zaznamenány pouze jako bodový výskyt. Při porovnání s prací Šilarové (2009) je zajímavé, že se křídlatka japonská v Orlických horách převažovala na stanovištích okrajů silnic, dále u lesních a polních cest, vodních toků a v ruderalních porostech, zatímco u Moravského krasu bylo její rozšíření vázané především na vodní toky. To by mohlo naznačovat, že u Moravského krasu zatím není rozšířena v širokém spektru stanovišť a díky včasné likvidaci porostů by mohlo být zamezeno šíření na další stanoviště.

V povodí Kněžné nebyl zaznamenán výskyt zlatobýlu obrovského, u Moravského krasu se vyskytoval na třech lokalitách. U zlatobýlu kanadského je viditelné, že v Orlických horách i u Moravského krasu obsazuje různé typy stanovišť. Data z obou území ukazují, že má tendenci vyskytovat se bodově, žádné liniové segmenty zaznamenány nebyly. V Orlických horách zlatobýl kanadský vytvořil na dvou lokalitách plošný porost, což v tomto případě není způsobeno rozdílnou kategorizací plochy mezi bodovým a plošným výskytem v metodice.

Bolševník velkolepý je u severní hranice CHKO Moravský kras zastoupen mnohem početněji než v povodí Kněžné, kde Šilarová (2009) našla jednu lokalitu s přibližně 3 jedinci na ruderalní části louky nedaleko od vodního toku. To je pravděpodobně způsobeno tím, že v Orlických horách byl bolševník velkolepý cíleným managementem potlačován, zatímco v mém zájmovém území zatím cílený management prováděn nebyl.

Klimatické podmínky povodí Kněžné i zájmového území jsou dosti podobné, v obou případech se jedná o chladnou a mírně teplou oblast. Rozdíly v nadmořských výškách či půdních poměrech porovnávaných území by mohly vysvětlovat přítomnost některých invazních druhů, například kolotočnicku ozdobného, který je vázaný zejména na horské polohy.

Pyšek a kol. (2002) uvádí, že z hlediska pravděpodobnosti napadení potenciálně invazními nepůvodními druhy jsou rezervace uvnitř velkoplošných území se zvláštním režimem ochrany méně náchylné, protože působí jako účinná bariéra pro invazní druhy. Pro invazní druhy je snazší pronikat do menších zvláště chráněných území, která jsou více ovlivněná lidskou činností a tuto bariéru nemají. Pyšek a kol. (2003b) ve studii naznačují, že přirozená vegetace v přírodních rezervacích také může být účinnou bariérou proti kolonizaci nepůvodními druhy. Z tohoto pohledu se může zdát, že území Moravského krasu není přímo ohroženo rostlinnými invazemi, avšak považuji za důležité mít přehled o současném výskytu invazních rostlin a na základě těchto dat hodnotit potenciální rizika a možnost šíření těchto druhů.

7 Závěr

Šíření invazních druhů rostlin je tématem, které se dotýká i CHKO Moravský kras. Výsledky naznačují, že vodní toky pramenící nad hranicí tohoto území mohou být významnými koridory pro šíření invazních rostlin do Moravského krasu.

Největší zastoupení mezi sledovanými druhy měla netýkavka žláznatá, která obsadila nezanedbatelnou část vodního toku Bělíčka. Přítomnost vyšších desítek jedinců bolševníku velkolepého na Molenburském potoce i Bělíčce je znepokojující a bylo by vhodné podniknout kroky k jeho eradikaci. Pozornost by také měla být věnována lokalitám s prvními nálezy křídlatky české, která se vyznačuje vysokým potenciálem šíření a zlatobýlu kanadskému, který obsadil nejvíce typů rozlišovaných stanovišť.

Pro zamezení šíření invazních druhů rostlin do Moravského krasu je důležité vědět, kde se v současnosti tyto druhy nacházejí a kudy do území mohou proniknout. Do budoucna by bylo vhodné zmapovat i jiné vodní toky vtékající do území a průběžně monitorovat jejich stav. Tato práce může sloužit jako podklad, na základě kterého bude možné porovnat distribuci druhů v řádu několika let. Metodika použitá v zájmovém území je jednoduchá a kdykoliv zopakovatelná, avšak při opakovaném použití v budoucnu bych ji doporučila rozšířit o detailnější rozlišování stanovišť. Na příkladu kategorie lesů nerozlišuje, zda se jedná o les přírodě blízký, smrkovou monokulturu či holinu, což může vést k nepřesným informacím, stejně tak jako v případě kategorizace luk.

Při používání jednotné metodiky bude možné zjistit míru invadovanosti území a zvolit, případně hodnotit účinnost prováděnému managementu, který by měl přispět k ochraně cenných společenstev Moravského krasu před nežádoucími vlivy invazních druhů rostlin.

8 Seznam použitých zdrojů

BÍMOVÁ, Kateřina, Bohumil MANDÁK a Ivana KAŠPAROVÁ, 2004. How does Reynoutria invasion fit the various theories of invasibility?. *Journal of Vegetation Science*. **15**(4), 495-504.

BÍMOVÁ, Kateřina, Bohumil MANDÁK a Petr PYŠEK, 2003. Experimental study of vegetative regeneration in four invasive Reynoutria taxa (Polygonaceae). *Plant Ecology*. **166**, 1-11.

CONROY, Michael J., Michael C. RUNGE, James D. NICHOLS, Kirk W. STODOLA a Robert J. COOPER, 2011. Conservation in the face of climate change: The roles of alternative models, monitoring, and adaptation in confronting and reducing uncertainty. *Biological Conservation*. (144), 1204-1213.

CULEK, Martin, Vít GRULICH, Zdeněk LAŠTŮVKA a Jan DIVÍŠEK, 2013. *Biogeografické regiony České republiky*. 1. vyd. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 978-80-210-6693-9.

ČÍŽEK, Lukáš, Jan ROLEČEK a Jiří DANIHELKA, 2007. Celoplošná příprava půdy v lesích a její důsledky pro biodiverzitu. *Živa. Academia*, **2007**(6), 266-268.

DIAGNE, Christophe, Boris LEROY, Anne-Charlotte VAISSIÈRE, et al., 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature*. **592**(7855), 571–576.

DONG, Mei, Bao-rong LU, Hong-bo ZHANG, Jia-kuan CHEN a Bo LI, 2006. Role of sexual reproduction in the spread of an invasive clonal plant *Solidago canadensis* revealed using intersimple sequence repeat markers. *Plant Species Biology*. **21**(1), 13-18.

FIBICHOVÁ, Monika, Eva PIETOROVÁ and Žaneta PAUKOVÁ. 2014. Možnosti manažmentu invázneho druhu *Fallopia japonica*. *Životné prostredie: revue pre teóriu a starostlivosť o životné prostredie*. Bratislava: Ústav krajinskej ekológie SAV, **48**(2), 93-96.

FOXCROFT, Llewellyn C., Dian SPEAR, Nicola J. van WILGEN a Melodie A. MCGEOCH, 2019. Assessing the association between pathways of alien plant invaders and their impacts in protected areas. *NeoBiota*. (43), 1-25.

FOXCROFT, Llewellyn C., Petr PYŠEK, David M. RICHARDSON, Piero GENOVESI a Sandra MACFADYEN, 2017. Plant invasion science in protected areas: progress and priorities. *Biological Invasions*. **19**(5), 1353-1378.

GALA-CZEKAJ, Dorota, Agnieszka SYNOWIEC a Teresa DĄBKOWSKA, 2021. Self-Renewal of Invasive Goldenrods (*Solidago* spp.) as a Result of Different Mechanical Management of Fallow. *Agronomy*. **11**(6), 1-17.

GERŽA, Michal, 2002. Rozšíření *Impatiens glandulifera* Royle podél Metuje. In: *Východočeský sborník přírodovědný: práce a studie*. Pardubice, s. 249-252. ISBN 80-86046-64-8.

- HEJDA, Martin, Petr PYŠEK a Vojtěch JAROŠÍK, 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *Journal of Ecology*. **97**, 393–403.
- HOBBS, Richard J. a Laura F. HUENNEKE, 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*. **6**(3), 324-337. Dostupné z: doi:10.1046/j.1523-1739.1992.06030324.x
- HODANOVÁ, Irena, 2011. *Návrh průvodce školní naučné stezky v CHKO Poodří*. Olomouc. Diplomová práce. Univerzita Palackého v Olomouci.
- HORÁČKOVÁ, Jitka, 2018. Invazní rostliny v nivách – problém pro měkkýší společenstva. *Živa*. **2018**(5), 243-245.
- CHARVÁTOVÁ, Lucie, 2022. *Rostliny na pasekách na východním okraji Dražanské vrchoviny*. Olomouc. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Vedoucí práce RNDr. Zbyněk Hradílek, Ph.D.
- CHITTKA, L. a S. SCHÜRKENS, 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature*. **411**, 653. Dostupné z: doi:10.1038/35079676
- CHYTRÝ, Milan, Tomáš KUČERA, Martin KOČÍ, Vít GRULICH a Pavel LUSTYK, ed., 2010. *Katalog biotopů České republiky: Habitat catalogue of the Czech Republic*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. ISBN 978-80-87457-03-0.
- JAKOBS, Gabi, Ewald WEBER a Peter J. EDWARDS, 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (Asteraceae) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distributions*. **10**(1), 11-19.
- KALNÍKOVÁ, Veronika, 2009. *Rozšíření invazních neofytů podél řek Ostravice a Morávky*. Brno. Bakalářská práce. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Prof. RNDr. Milan Chytrý, Ph.D.
- KAPLAN, Zdeněk, Jiří DANIHELKA, Jindřich CHRTEK, et al., 2021. *Klíč ke květeně České republiky*. Druhé, aktualizované a zcela přepracované vydání. Ilustroval Anna SKOUMALOVÁ-HADAČOVÁ, ilustroval Eva SMRČINOVÁ. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2660-6.
- KESTŘÁNEK, Jaroslav, Hubert KŘÍŽ, Stanislav NOVOTNÝ a Jan PÍŠE, Vladimír VLČEK, ed., 1984. *Vodní toky a nádrže: Zeměpisný lexikon ČSR*. 1. vyd. Praha: Academia. Zeměpisný lexikon ČSR.
- KETTNER, Radim, 1966. *Geologická stavba Dražanské vrchoviny: Práce odboru přírodních věd Vlastivědného ústavu v Olomouci č.8*. Olomouc
- KUBACZKOVÁ, Andrea, 2019. *Vliv managementu na generativní rozmnožování invazního druhu *Solidago canadensis* v CHKO Poodří*. Ostrava. Bakalářská práce. Vysoká škola báňská - Technická univerzita Ostrava. Vedoucí práce Ing. Adriana Janíková.
- KUNEŠ, Ivan a Martin BALÁŠ, 2020. Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) - jeho množení, pěstování a likvidace: review. *Zprávy lesnického*. **65**(1), 11-19.

- MACKOVČIN, Peter, Matilda JATIOVÁ, Jaromír DEMEK a Petr SLAVÍK, 2007. *Brněnsko*. Vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 932 s. Chráněná území ČR, sv. 9. ISBN 978-80-86305-02-8.
- MARKOVÁ, Zuzana a Martin HEJDA, 2011. Invaze nepůvodních druhů rostlin jako environmentální problém. *Živa*. **2011**(1), 10-14.
- MATĚJČEK, Tomáš, 2008. Výskyt invazních druhů rostlin v břehové vegetaci vybraných vodních toků. *Zprávy České botanické společnosti: Materiály 23*. (43), 169-182.
- MLÍKOVSKÝ, Jiří a Petr STÝBLO, ed., 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. Praha: ČSOP. ISBN 80-86770-17-6.
- MORAVCOVÁ, Lenka, Petr PYŠEK, Vojtěch JAROŠÍK, Vendula HAVLÍČKOVÁ a Petr ZÁKRAVSKÝ, 2010. Reproductive characteristics of neophytes in the Czech Republic: traits of invasive and non-invasive species. *Preslia*. **82**(4), 365–390.
- MUSIL, Martin a Zuzana BUŠÍKOVÁ, 2015. *Mapování vybraných invazivních druhů rostlin okolo vodních toků na hranicích Chráněné krajinné oblasti Moravský kras v roce 2015*. Brno.
- NAGY, Dávid U., Emily S. J. RAUSCHERT, Tamás HENN, Kevin CIANFAGLIONE, Szilvia STRANCZINGER a Robert W. PAL, 2020. The more we do, the less we gain? Balancing effort and efficacy in managing the *Solidago gigantea* invasion. *Weed Research*. **60**(3), 232-240. Dostupné z: doi:10.1111/wre.12417
- NAJBEREK, Kamil a Wojciech SOLARZ, 2021. Control method that may limit an invasive plant in a protected area: Stem breaking decreases alien goldenrod performance and enhances pest attack. *Global Ecology and Conservation*. (30), 1-7.
- NENTWIG, Wolfgang, ed., 2014. *Nevítaní vetřelci: invazní rostliny a živočichové v Evropě*. Praha: Academia. ISBN 978-80-200-2316-2.
- NEUHÄUSLOVÁ, Zdenka, Vít GRULICH, Miroslava HUSOVÁ, et al., 1998. *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky: Textová část*. 1. Praha: Academia. ISBN 80-200-0687-7.
- NIELSEN, Charlotte, Hans Peter RAVN, Wolfgang NENTWIG a Max WADE, ed., 2005. *The Giant Hogweed Best Practice Manual: Guidelines for the management and control of an invasive weed in Europe*. Hoersholm, Denmark: Forest & Landscape Denmark. ISBN 87-7903-209-5.
- NOVÁKOVÁ, Zuzana, 2016. *Fyzickogeografické aspekty rozšíření nepůvodních druhů rostlin v CHKO Křivoklátsko*. Praha. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze.
- PAL, Robert W., Shuyan CHEN, David U. NAGY a Ragan M. CALLAWAY, 2015. Impacts of *Solidago gigantea* on other species at home and away. *Biological Invasions*. **17**(11), 3317-3325.
- PERGL, Jan a Irena PERGLOVÁ, 2022. *Zásady regulace pro bolševník velkolepý (Heracleum mantegazzianum) v České Republice* [online]. Praha [cit. 2023-04-05]. Botanický ústav AV ČR.

PERGL, Jan, Irena PERGLOVÁ, Michaela VÍTKOVÁ, Lenka POCO VÁ, Tomáš JANATA a Jan ŠÍMA, 2016a. *Standardy péče o přírodu a krajinu: Likvidace vybraných invazních druhů rostlin* [online]. Praha [cit. 2023-04-02]. AOPK ČR a Botanický ústav AV ČR.

PERGL, Jan, Jiří SÁDLO, Zdeněk LAŠTŮVKA et al., 2016b. Black, Grey and Watch Lists of alien species in the Czech Republic based on environmental impacts and management strategy. *NeoBiota* [online]. **28**, 1-37 [cit. 2023-02-20]. Dostupné z: doi:10.3897/neobiota.28.4824

PERGL, Jan, Petr PYŠEK, Irena PERGLOVÁ a Lenka MORAVCOVÁ, 2008. Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*): velkolepý modelový druh v invazní ekologii. *Zprávy České botanické společnosti*. Praha, **43**, 81-90.

PIMENTEL, David, S. MCNAIR, J. JANECKA, et al., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture ecosystems & environment*. **84**(1), 1-20. Dostupné z: doi:10.1016/S0167-8809(00)00178-X

PYŠEK, Petr, 2001a. Bolševník velkolepý. In: PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, s. 16-18. ISBN 80-902954-4-4.

PYŠEK, Petr, 2001b. Zlatobýl kanadský, z. obrovský. In: PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, s. 39-40. ISBN 80-902954-4-4.

PYŠEK, Petr a Antonín PYŠEK, 1994. Současný výskyt druhu *Heracleum mantegazzianum* v České republice a přehled jeho lokalit. *Zprávy Československé botanické společnosti*. Praha, **27**(1992), 17-30.

PYŠEK, Petr a Bohumil MANDÁK, 2001. Křídlatka japonská, k. sachalinská a k. česká. In: PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, s. 23-25. ISBN 80-902954-4-4.

PYŠEK, Petr, Piero GENOVESI, Jan PERGL, Andrea MONACO a Jan WILD, 2013. Plant Invasions of Protected Areas in Europe: An Old Continent Facing New Problems. In: FOXCROFT, Llewellyn C, David RICHARDSON a Piero GENOVESI. *Plant Invasions in Protected Areas: patterns, problems and challenges*. Dordrecht, s. 209-240. ISBN 9789400777491.

PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ, ed., 2001. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek. ISBN 80-902954-4-4.

PYŠEK, Petr, David M. RICHARDSON, Marcel REJMÁNEK, Grady L. WEBSTER, Mark WILLIAMSON a Jan KIRSCHNER, 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*. **53**(1), 131-143.

PYŠEK, Petr, Jiří DANIHELKA, Jiří SÁDLO et al., 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*. **84**(2), 155-255.

- PYŠEK, Petr, Jiří SÁDLO, Jindřich CHRTEK JR., et al., 2022. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (3rd edition): species richness, status, distributions, habitats, regional invasion levels, introduction pathways and impacts. *Preslia*. (94), 447-577. Dostupné z: doi:10.23855/preslia.2022.447
- PYŠEK, Petr, Jiří SÁDLO a Vojtěch JAROŠÍK, 2003a. Czech alien flora and the historical pattern of its formation: what came first to Central Europe. *Oecologia*. **135**(1), 122-130.
- PYŠEK, Petr, Milan CHYTRÝ a Karel PRACH, 2008. Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. *Zprávy České botanické společnosti: Materiály* 23. (43), 3-15.
- PYŠEK, Petr, Vojtěch JAROŠÍK a Tomáš KUČERA, 2002. Patterns of invasion in temperate nature reserves. *Biological Conservation*. **104**(1), 13-24.
- PYŠEK, Petr, Vojtěch JAROŠÍK a Tomáš KUČERA, 2003b. Inclusion of Native and Alien Species in Temperate Nature Reserves: an Historical Study from Central Europe. *Conservation Biology*. **17**(5), 1414-1424.
- QUITT, Evžen, 1971. *Klimatické oblasti Československa: Climatic regions of Czechoslovakia*. Brno: Geografický ústav ČSAV. Studia geographica.
- RAJDUS, T., H. SVEHLAKOV, P. PLOHAK a B. STALMACHOVA, 2020. Management of invasive species *Solidago canadensis* in Ostrava region (Czech Republic). In: *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. Ostrava, s. 1-5.
- RICHARDSON, David M., Petr PYŠEK, Marcel REJMÁNEK, F. Dane PANETTA a Carol J. WEST, 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. **6**(2), 93-107.
- SAEGESSER, Janine, Daniel FISCHER a Kathrin FISCHER, 2016. Long-term control of *Impatiens glandulifera* in a Swiss Forest: does zero-tolerance pay off?. In: RIES, Christian a Yves KRIPPEL. *Biological Invasions: Interactions with Environmental Change: 9th International Conference on Biological Invasions*. Vianden, Luxembourg: Neobiota, s. 69. ISBN 978-99959-0-255-1.
- SHACKLETON, Ross T., Llewellyn C. FOXCROFT, Petr PYŠEK, Louisa E. WOOD a David M. RICHARDSON, 2020. Assessing biological invasions in protected areas after 30 years: Revisiting nature reserves targeted by the 1980s SCOPE programme. *Biological Conservation* [online]. **2020**(243) [cit. 2023-03-20]. ISSN 0006-3207. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108424>
- SKOŘEPA, Hynek, 2008. *Přírodní poměry Boskovicka*. Boskovice: Muzeum Boskovicka. Vlastivěda Boskovicka. ISBN 9788090408906.
- SMOLOVÁ, Jana, Miroslav ZEIDLER a Michal GERŽA, 2010. Výskyt invazních druhů rostlin a jejich ekologické nároky v povodí Říčky (CHKO Orlické hory). In: *Příroda*. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, s. 193-204. ISBN 978-80-87051-96-2. ISSN 1211-3603.

SPEAR, Dian, Llewellyn C. FOXCROFT, Hugo BEZUIDENHOUT a Melodie A. MCGEOCH, 2013. Human population density explains alien species richness in protected areas. *Biological Conservation*. (159), 137-147.

SZYMURA, Magdalena a Tomasz H. SZYMURA, 2015. The dynamics of growth and flowering of invasive *Solidago* species. *Steciana*. **19**(3), 143–152.

ŠAFÁŘ, Jiří, ed., 2003. *Olomoucko*. Vyd. 1. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Chráněná území ČR. ISBN 8086064468.

ŠILAROVÁ, Veronika, 2009. *Výskyt a stanovištní nároky vybraných druhů invazních rostlin v povodí Kněžné (CHKO Orlické hory)*. Olomouc. Bakalářská práce. Univerzita Palackého v Olomouci. Vedoucí práce RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

ŠRUBAŘ, Miroslav a Robert ALBÍN, 2005. Jak “beskydský postup” likvidace křídlatek setří nejen přírodu. *Ochrana přírody*. **60**(3), 82-84.

ŠTEFKA, Leoš, 2011. CHKO Moravský kras – unikátní kout naší republiky. *Ochrana přírody*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, **66**(4), 2-6. ISSN 1210-258X.

ŠVEC, Pavel, Václav FRÖHLICH, Petr HALAS a Jan LACINA, 2016. Změny rozšíření nepůvodních křídlatek (*Reynoutria* spp.) v povodí řeky Morávky po jejich (chemické) likvidaci. In: *Geografické myšlení jako aktuální společenská výzva: Výroční konference České geografické společnosti*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, s. 55-63. ISBN 978-80-7394-619-7.

TANNER, R.A a A.C GANGE, 2020. Himalayan balsam, *Impatiens glandulifera*: its ecology, invasion and management. *Weed Research*. **60**(1), 4-7. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/wre.12401>

TICHÝ, Lubomír. 2001. Trnovník akát. In: PYŠEK, Petr a Lubomír TICHÝ. *Rostlinné invaze*. Brno: Rezekvítek, s. 34-35. ISBN 80-902954-4-4.

TOMÁŠEK, Milan, 1995. *Atlas půd České republiky*. I. Praha: Český geologický ústav. ISBN 80-7075-198-3.

VÍTKOVÁ, Michaela a Jiří SÁDLO, 2018. Akát jako příklad uplatnění diferencovaného managementu. *Živa*. **2018**(5), 238-241.

VÍTKOVÁ, Michaela, Jana MÜLLEROVÁ, Jiří SÁDLO, Jan PERGL a Petr PYŠEK, 2017. Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*. **2017**(384), 287-302.

VLČKOVÁ, Pavla, 2018. *Flóra a vegetace povodí Bílé vody na Dražanské vrchovině*. Brno. Diplomová práce. Masarykova univerzita. Vedoucí práce Prof. RNDr. Milan Chytrý, PhD.

WILLIS, S.G. a P.E. HULME, 2004. Environmental severity and variation in the reproductive traits of *Impatiens glandulifera*. *Functional Ecology*. **18**(6), 887–898.

WINTER, Marten, Oliver SCHWEIGER, Stefan KLOTZ, et al., 2009. Plant extinctions and introductions lead to phylogenetic and taxonomic homogenization of the European flora. *Proceedings of the National Academy of Sciences of The United States of America*. **106**(51), 21721-21725.

Internetové zdroje

AOPK ČR, 2023. *CHKO Moravský kras* [online]. © AOPK ČR [cit. 2023-04-12]. Dostupné z: <https://moravskykras.nature.cz/charakteristika-oblasti>

Česká geologická služba, 2019. *Půdní mapa 1 : 50 000* [online]. Praha: Česká geologická služba [cit. 2023-04-15]. Dostupné z: <https://mapy.geology.cz/pudy/#>

Národní geoportál INSPIRE [online]. © CENIA, Praha [cit. 2023-04-25]. Dostupné z: <https://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

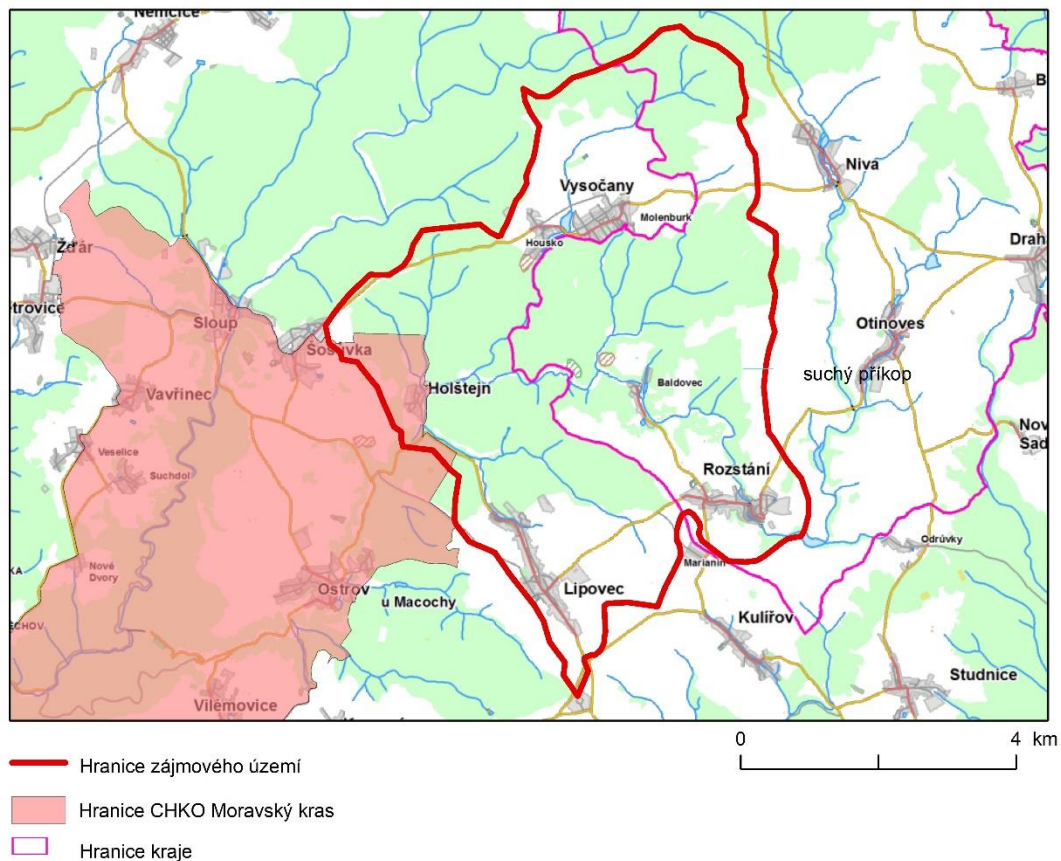
Povodí Moravy, 2023. *Údaje o povodí* [online]. © Ministerstvo zemědělství [cit. 2023-04-15]. Dostupné z: <https://eagri.cz/public/web/pmo/portal/udaje-o-povodi/>

REITEROVÁ, Lenka, 2012. Správa národního parku Podyjí. *Invazní a expanzní rostliny* [online]. [cit. 2023-04-24]. Dostupné z: <https://www.nppodyji.cz/invazni-druhy-rostlin>

Ústřední seznam ochrany přírody [online]. © AOPK ČR, Praha [cit. 2023-04-25]. Dostupné z: <https://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php>

9 Přílohy

Příloha 1



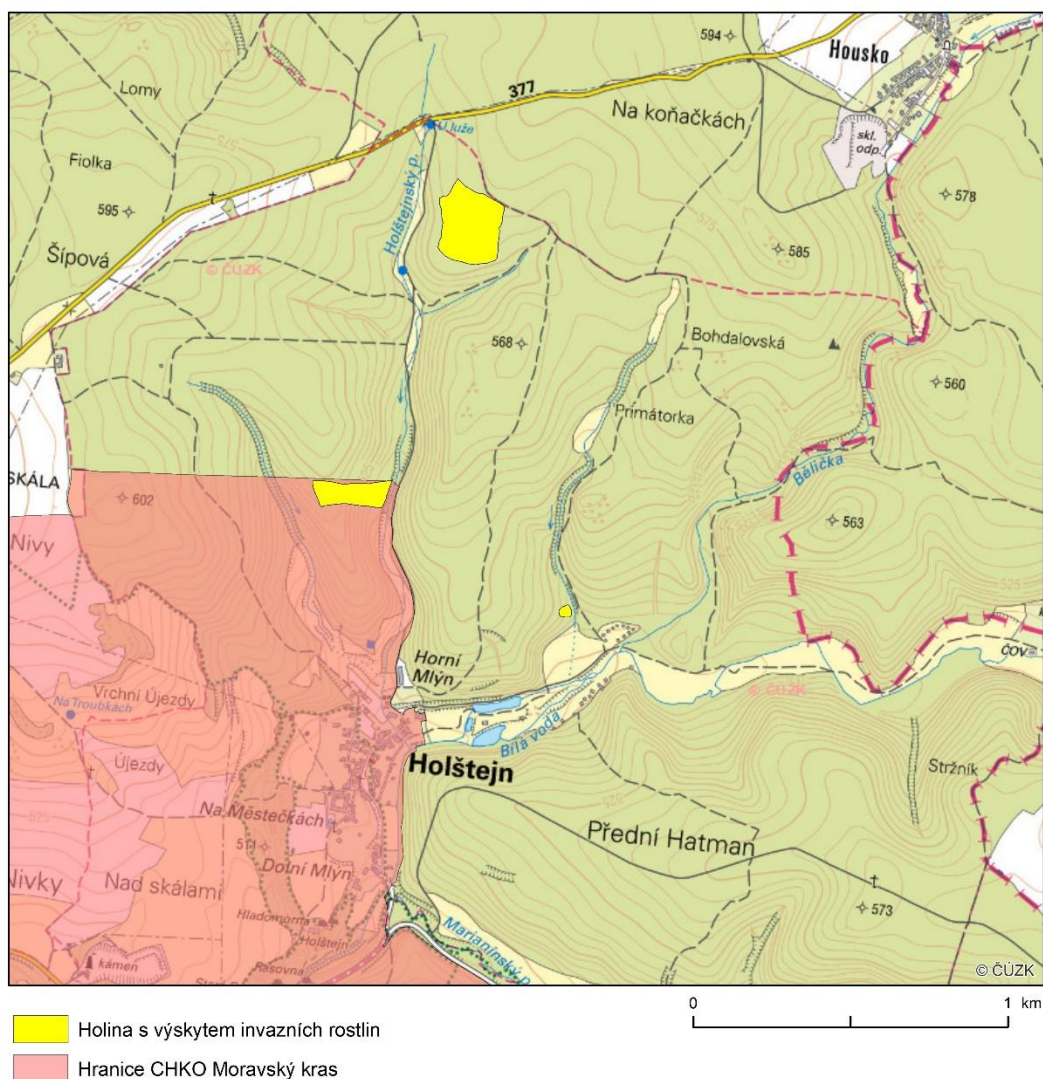
Autor: Veronika Grimová

Datum vytvoření: 13. 3. 2023

Podkladová mapa: cenia_t_podklad (zdroj: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=a82a4efb5e644b5281af3c0dc892371b>)

Příloha 1 Mapa s vyznačením zájmového území

Příloha 2



Autor: Veronika Grimová

Datum vytvoření: 13. 3. 2023

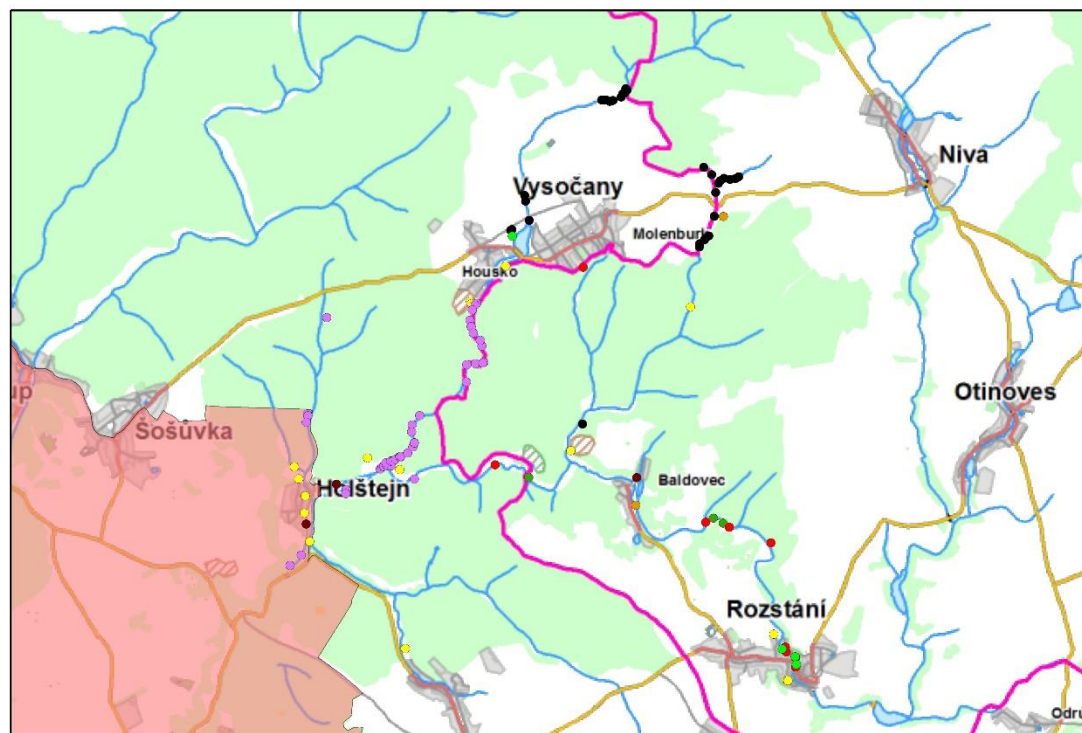
Zdroj dat: terénní mapování

Podkladová mapa: základní mapa České republiky

(zdroj: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=6fb56cef9d2048eaa097abedf7b56827>)

Příloha 2 Mapa s vyznačením holin s výskytem netýkavky žláznaté u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022

Příloha 3



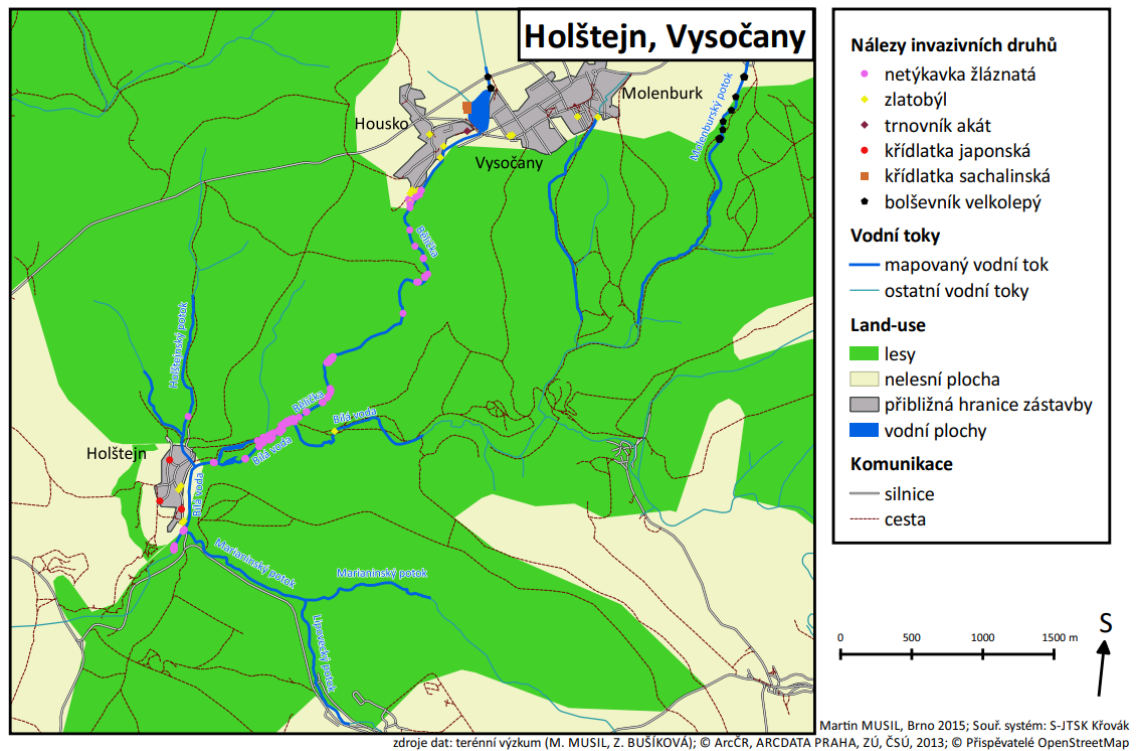
Rostlina

- Bolševník velkolepý
 - Křídlatka česká
 - Křídlatka japonská
 - Křídlatka sachalinská
 - Netýkavka žláznatá
 - Trnovník akát
 - Zlatobýl obrovský
 - Zlatobýl kanadský
- Vodní toky
— Hranice krajů
— Hranice CHKO Moravský kras

Autor: Veronika Grimová
Datum vytvoření: 13. 3. 2023
Zdroj dat: terénní mapování
Podkladová mapa: cenia_t_podklad
(zdroj: <https://www.arcgis.com/home/item.html?id=a82a4efb5e644b5281af3c0dc892371b>)

Příloha 3 Mapa výskytu vybraných invazních rostlin u severní hranice CHKO Moravský kras v roce 2022

Příloha 4



Příloha 4 Mapa vybraných invazivních druhů rostlin okolo vodních toků na hranici Chráněné krajinné oblasti Moravský kras v roce 2015, zdroj: Bušíková & Musil, 2015

Příloha 5



Příloha 5 Bolševník velkolepý po aplikaci herbicidu u obce Vysočany, autor: Veronika Grimová

Příloha 6



Příloha 6 Bolševník velkolepý s ostříhaným květenstvím u Molenburského potoka, autor: Veronika Grimová