

Univerzita Palackého v Olomouci  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie a životního prostředí



# Výskyt a vplyv pohánkovca na vegetáciu v Tatranskom podhorí

Simona Hlúbiková

Diplomová práca

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí  
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
k získání titulu Mgr. v oboru  
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: prof. RNDr. Miroslav Zeidler, CSc.

Olomouc 2024

© Simona Hlúbiková, 2024. Výskyt a vplyv pohánkovca na vegetáciu v Tatranskom podhorí [diplomová práca]. Olomouc: Katedra ekologie a ŽP PřF UP v Olomouci. 75 s. 2 přílohy, slovensky.

## Abstrakt

Vplyv rôznych disturbancií, prírodných alebo antropogénnych, môže podmieňovať šírenie sa invázných rastlín aj do cenných horských ekosystémov Tatier. Cieľom tejto práce bolo zmapovanie invázneho rodu *Reynoutria* vo vybranej oblasti Tatranského podhoria, ktoré je súčasťou chránenej oblasti Tatranského národného parku. Na základe terénneho výskumu bol v území zistený výskyt troch druhov - *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis* a kríženca *Reynoutria x bohemica*, ktorý mal z nich najväčšie zastúpenie. Na každej lokalite výskytu boli zaznamenané stanovištné charakteristiky a údaje o populácii tohto invázneho rodu. *Reynoutria* sa v tejto oblasti šíri aj do vyšších nadmorských výšok a preniká do lesných porastov narušených veternou kalamitou. Ďalším cieľom našej práce bolo posúdenie vplyvu druhu *Reynoutria* na okolitú vegetáciu pomocou fytocenologických snímok zo stredu, z okraja a mimo populácie pohánkovca. Zistili sme, že *Reynoutria* výrazne znižuje druhovú bohatosť a mení rastlinnú štruktúru, zvlášť vo vnútri porastov, kde dosahuje najväčšiu pokrývnosť. Najviac zastúpeným druhom v porastoch invázneho druhu *Reynoutria* bol druh *Urtica dioica*.

Klíčová slova: invázny; druhová bohatosť; populácia; mapovanie; šírenie

Simona Hlúbíková 2024. Occurrence and impact of *Reynoutria* on vegetation in the Tatra foothills [master's thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University Olomouc. 75 pp. 2 Appendices. Slovak.

### Abstract

The influence of various disturbances, natural or anthropogenic, can condition the spread of invasive plants even in the valuable mountain ecosystems of the Tatras. The aim of the work was to map the invasive genus *Reynoutria* in a selected area of the Tatra foothills, which is part of the protected area of the Tatra National Park. On the basis of field research, the occurrence of three species was found in the territory - *Reynoutria japonica*, *Reynoutria sachalinensis* and the hybrid *Reynoutria bohemica*, which had the largest representation of them. Habitat characteristics and data of the population of this invasive genus were recorded at each location of occurrence. In this area, *Reynoutria* also spreads to higher altitudes and penetrates the forest stands disturbed by the wind disaster. Another goal of our work was to assess the impact of the *Reynoutria* species on the surrounding vegetation using phytocenological images from the center, edge and outside of the buckwheat population. We found that *Reynoutria* significantly reduces the species richness and changes the plant structure, especially in the middle of the stands, where it reaches the greatest coverage. *Urtica dioica* was the most represented species in stands of the invasive species *Reynoutria*.

Key words: invasive; species richness; population; mapping; spread

## Prehlásenie

Prehlasujem, že som diplomovú prácu vypracovala samostatne pod vedením prof. RNDr. Miroslava Zeidlera, CSc., a len s použitím citovaných literárnych prameňov.

V Olomouci 29. júla 2024

## Venovanie

Túto diplomovú prácu venujem svojej rodine a všetkým, ktorí ma podporovali v jej vypracovaní.

# Obsah

Zoznam tabuliek .....	viii
Zoznam obrázkov.....	ix
Zoznam grafov.....	x
<b>1. ÚVOD.....</b>	<b>13</b>
1.1. Nepôvodné a invázne druhy rastlín na SR.....	14
1.2. Výskyt rodu pohánkovca na Slovensku.....	15
1.3. Výskyt a výskum pohánkovca v Tatrách.....	19
1.4. Charakteristika druhov rodu pohánkovca.....	21
1.4.1. Pohánkovec japonský.....	22
1.4.2. Pohánkovec sachalínsky.....	22
1.4.3. Pohánkovec český.....	22
1.5. Ekológia rodu pohánkovca.....	24
<b>2. CIELE PRÁCE.....</b>	<b>28</b>
<b>3. METODIKA.....</b>	<b>29</b>
3.1. Vymedzenie sledovaného územia .....	29
3.2. Mapovanie a zber dát .....	34
3.3. Fytocenologická analýza.....	36
3.4. Štatistická analýza.....	37
<b>4. VÝSLEDKY.....</b>	<b>39</b>
4.1. Lokality výskytu pohánkovca.....	39
4.2. Sledované charakteristiky porastov.....	40
4.3. Analýza vplyvu na druhovú bohatosť a diverzitu.....	46
<b>5. DISKUSIA.....</b>	<b>50</b>
<b>6. ZÁVER.....</b>	<b>57</b>
<b>7. INFORMAČNÉ ZDROJE.....</b>	<b>59</b>
<b>8. PRÍLOHY.....</b>	<b>69</b>
Príloha 1.....	69

Príloha 2.....	75
----------------	----

## Zoznam tabuliek

Tabuľka č. 1 Stanovenie hustoty porastov pohánkovca.....	35
Tabuľka č. 2 Určenie veľkosti fytoecologických snímok.....	36
Tabuľka č. 3 Namerané hodnoty sledovaných parametrov porastov pohánkovca a lokalít výskytu (F) p. japonského (PJ), p. českého (PČ) a p. sachalínskeho(PS).....	40
Tabuľka č. 4 Celkový počet druhov zaznamenaných v snímkoch A, B, C v rámci všetkých lokalít pohánkovca.....	45
Tabuľka č. 5 Najviac zastúpené rastlinné druhy podľa pokryvnosti v snímkoch A, B, C jednotlivo a vo všetkých snímkoch celkovo (all) v rámci všetkých lokalít s pohánkovcom vrátane.....	45
Tabuľka č. 6 Výsledné hodnoty sledovaných charakteristík (S- počet druhov, SWI, pokles druhového bohatstva) jednotlivých druhov pohánkovca a rodu pohankovca celkovo v snímkoch A B C a ich vzájomné porovnanie ( $P < 0,05$ s korekciou pre viacnásobné porovnávanie použitím Bonferriho metódy) .....	75
Tabuľka č.7 Konštantnosť a relatívna pokryvnosť najviac sa vyskytujúcich druhov v snímkoch A (v strede), B (na okraji), C (mimo populácie) v rámci všetkých lokalít....	49



## Zoznam obrázkov

Obr. č. 1 Výskyt pohánkovca japonského na SR do roku 2003.....	16
Obr. č. 2 Súčasný výskyt pohánkovca japonského na SR (znespresnené dáta).....	16
Obr. č. 3 Výskyt pohánkovca sachalínského na SR do roku 2003.....	17
Obr. č. 4 Súčasný výskyt pohánkovca sachalínskeho na SR (znespresnené dáta).....	17
Obr.č. 5 Publikované údaje (lokality) o výskyte kríženca <i>Reynoutria × bohemica</i> na Slovensku do roku 2001.....	18
Obr.č. 6 Súčasný výskyt pohánkovca českého na SR (znespresnené dáta).....	19
Obr. č. 7 Súčasný výskyt rodu pohánkovca na SR celkovo.....	19
Obr.č. 8 Rizikovosť šírenia sa inváznych rastlín v Tatrách.....	21
Obr.č. 9 Tvary čepelí a chĺpkov na rube listov u rôznych druhov pohánkovca.....	23
Obr.č. 10 Trichomóny u jednotlivých druhov pohánkovca.....	24
Obr. č. 11 Mapovaná oblasť Tatranská Polianka- Tatranské Matliare.....	34
Obr.č. 12 Zmapované lokality výskytu (F) rodu pohánkovca v Tatranskom podhorí vo vybranej oblasti Tatranská Polianka-Tatranské Matliare.....	39

## **Zoznam grafov**

Graf.č. 1 Percentuálne zastúpenie jednotlivých typov invadovaných stanovišť.....	41
Graf č. 2 Typy a počet invadovaných biotopov pre jednotlivé druhy pohánkovca a pre všetky druhy pohánkovca celkovo.....	42
Graf č. 3 Porovnanie priemernej výšky porastov jednotlivých druhov rodu pohánkovec.....	43
Graf č. 4 Porovnanie celkovej veľkosti plochy jednotlivých druhov pohánkovca.....	44
Graf č. 5 Nadmorské výšky lokalít jednotlivých druhov pohánkovca.....	44
Graf. č. 6 Priemerné hodnoty druhovej bohatosti v snímkoch <i>A, B, C</i> .....	47
Graf č. 7 Korelácia medzi vplyvom invázneho druhu pohánkovca na zloženie druhov vyjadrený Sørensenovým indexom podobnosti medzi <i>A</i> (stred populácie) a <i>C</i> (mimo populácie pohánkovca) v rámci jednej študijnej lokality a druhovým bohatstvom.....	48

## **Pod'akovanie**

Touto cestou chcem vysloviť poďakovanie svojmu vedúcemu práce RNDr. Miroslavovi Zeidlerovi, PhD. za odbornú pomoc, cenné rady i povzbudenie, ktoré mi pomohli pri vypracovaní tejto zaverečnej práce. Moje poďakovanie patrí taktiež celej mojej rodine, zvlášť manželovi, za povzbudenie a psychickú podporu. V neposlednej rade ďakujem aj významnému človekovi a botanikovi RNDr. Rudolfovi Šoltésovi, CSc, ktorý bol pre mňa veľkým vzorom obetavej práce a ľudského prístupu.

V Olomouci, 29. júla 2024



# 1. ÚVOD

Jedným z doteraz vo veľkej miere podceňovaným faktorom narúšania životného prostredia je šírenie nepôvodných druhov rastlín na cudzom území. Prvýkrát na tento fakt, ako na ekologický problém, upozorňoval britský zoológ a ekológ Charles Elton už v roku 1958. (Richardson, 2008) S rozvojom medzinárodnej dopravy, obchodu a turistiky sa stal celosvetovým problémom. Nebezpečenstvo vyplývajúce z invázie nepôvodných rastlín je ďaleko rozsiahlejšie, ako je vo všeobecnosti verejnosťou vnímané. Je problémom ekonomickým, ekologickým aj zdravotným.

Horské a podhorské oblasti sú z hľadiska šírenia invázných druhov najmenej postihnutými územiami v krajine. Na prítomnosť niektorých invázných druhov v týchto oblastiach však upozornilo už niekoľko autorov, ako napr.: Eliáš 1997, 2000 a Falt'an et al. 2008. Synantropizáciou týchto oblastí a s postupujúcim vplyvom klimatických zmien sa tu môžu vytvoriť významné centrá šírenia v krajine, ktoré môžu predstavovať vážne ohrozenie biodiverzity cenných ekosystémov.

Táto diplomová práca sa zameriava na mapovanie rozšírenia invázneho rastlinného rodu *Reynoutria* v podhorí Vysokých Tatier, ktoré je súčasťou Tatranského národného parku (TANAP) v oblastiach, ktoré môžu byť inváziou najviac postihnuté ako sú alúvia riek, kalamitné plochy, ruderálne vegetácie v blízkosti cestných komunikácií atď. K šíreniu tohto invázneho rodu v záujmovej oblasti pravdepodobne prispieva vysoká miera turizmu a s ním spojená developerská činnosť. V neposlednom rade sú to aj prírodné javy ako veterné kalamity či zmena klímy. Cieľom tejto práce bolo aj zistenie či prítomnosť druhu *Reynoutria* na invadovaných lokalitách má vplyv na druhové zloženie okolitej vegetácie, či dochádza k jej zmene poprípadе poklesu druhovej bohatosti a diverzity rastlín v blízkosti jej rastu.

Medzi monitorované invázne druhy patrí druh *Reynoutria japonica*, *R. sachalensis* a ich kríženec *R. x bohemica*. Tieto taxóny sa vyznačujú vysokou adaptabilitou a silnou regeneračnou schopnosťou, taktiež negatívnym vplyvom na svoje okolie aj prostredníctvom sekundárnych metabolitov inhibujúcich pôvodné rastlinné i mikrobiálne spoločenstvá. (Abgrall, 2018)

Rozšírenie invázných druhov v pohorí Vysokých Tatier aj v iných cenných ekosystémoch je potrebné čo najdetailnejšie poznať, aby sme boli schopní predpovedať ich šírenie v súvislosti s očakávanými zmenami vegetácie vplyvom klimatických zmien

a nastaviť tak včas vhodný manažment. Táto práca môže poskytnúť detailnejší náhľad do tejto problematiky, poprípade môže byť nápomocná pre ďalší výskum.

### 1.1. Nepôvodné a invázne druhy rastlín na SR

Na Slovensku prebieha výskum nepôvodných druhov a invázií už niekoľko desaťročí. V tomto období vznikli viaceré práce zaoberajúce sa rozšírením druhov a ich klasifikáciou. Údaje vychádzajú z mapovania v teréne. K veľkému pokroku v poznaní stavu biologických invázií na Slovensku prispel až projekt DAISIE financovaný Európskou úniou (DAISIE 2009, Hulme & Weser 2011). Na základe tejto podpory bol len nedávno (v roku 2012) vypracovaný prvý kompletný súpis nepôvodných taxónov cievnatých rastlín pre Slovenskú republiku s názvom Inventarizácia nepôvodnej flóry Slovenska. Dovtedy boli k dispozícii len čiastkové zoznamy či kategorizácia niektorých skupín nepôvodných druhov napr. Hejný et al. 1973; Jurko, 1963; Halada, 1997; 1998; Eliáš 1997, resp. 1998, 2001a, 2001b; Marhold & Hindák, 1998; Gojdičová, Cvachová & Karasová, 2002). Táto databáza obsahuje informácie o taxonomickej príslušnosti, pobytovom statuse, inváznom statuse, čase a spôsobe introdukcie, účele výsadby, abundancii a rozšírení vo fyto geografických oblastiach, typoch inváznych biotopov a syntaxónov a formách života a geografickom pôvode cudzích taxónov. (Medvedecká et al., 2012) Podľa databázy na Slovensku žije vo voľnej prírode 4286 druhov, poddruhov a krížencov vyšších rastlín, z toho je 916 (21,5%) nepôvodných druhov. Z tohto počtu je 31 inváznych druhov rastlín, čo predstavuje 3,3 %. V porovnaní s Českou republikou, krajinou podobnej veľkosti, podnebia a ľudskej činnosti (33,4% nepôvodných druhov rastlín), je percento nepôvodných rastlín oveľa nižšie. (Pyšek et al. 2002) Väčšina nepôvodných rastlín na Slovensku má svoj pôvod v Európe -32,8 % a Ázii -32,8%. Na Slovensku je odhadované, že 31 inváznych druhov rastlín má približne 62 000 lokalít, 224 000 populácií a 58 000 000 jedincov. (Mered'a et al., 2014).

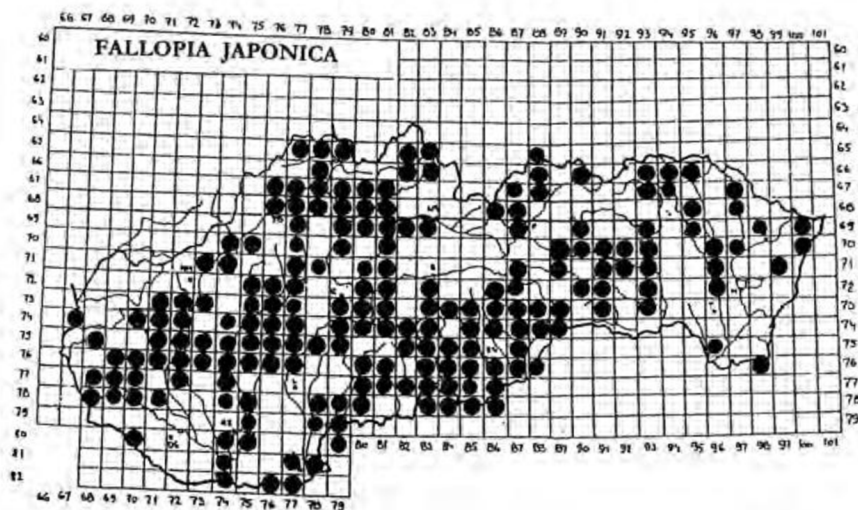
Podľa zákona č. 543/2002 Zz o ochrane prírody a krajiny sú invázne rastliny definované ako nepôvodné druhy, ktoré sa spontánne šíria, pričom vytlačujú pôvodné druhy z ich prirodzených biotopov a tým znižujú ich biodiverzitu. Platný zoznam inváznych druhov rastlín na Slovensku je uvedený vo vyhláske č. 24/2003 a č. 158/2014. Na Slovensku sa veľmi úspešne šíria nami mapované invázne druhy: *Reynoutria japonica* (pohánkovec japonský), *R. sachalinensis* (pohánkovec sachalínsky) a ich kríženec *R. ×*

*bohemica* (p. český), ktorým je preto venovaná na našom území najväčšia pozornosť. (Národná stratégia pre invázne nepôvodné druhy, 2013) Od roku 1996 realizuje Štátna ochrana prírody SR mapovanie inváznych druhov rastlín na Slovensku, zamerané hlavne na chránené časti prírody. V prvých rokoch bol dôraz kladený na najproblematickejšie druhy, ako napr. boľševník obrovský, zlatobyle, pohánkovce, netýkavky, ale postupne sa začali mapovať aj ostatné invázne druhy. Zo získaných údajov sa v súčasnosti spracovávajú mapy rozšírenia jednotlivých druhov. Podľa vyššie spomínaného zákona musia byť likvidované.

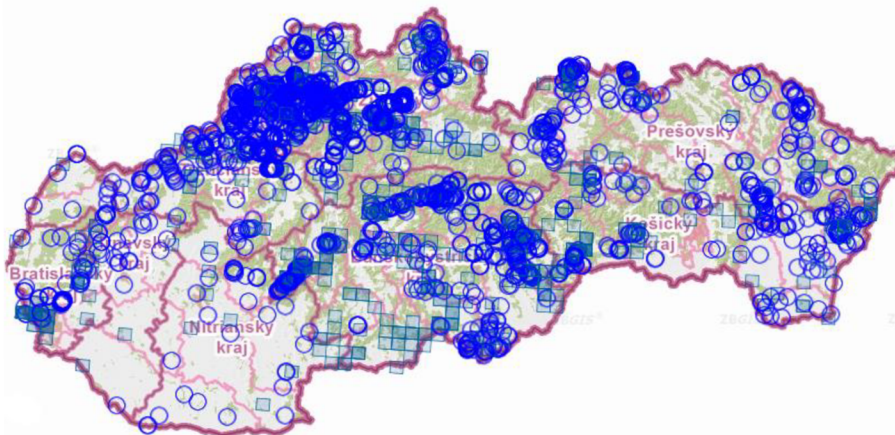
## **1.2. Výskyt pohánkovca na Slovensku**

### ***Pohánkovec japonský***

Podľa Eliáša (1997) je prvý možný výskyt pohánkovca japonského na Slovensku v 20. až 30 rokoch minulého storočia, kedy mal tento druh len veľmi malý počet lokalít. Za posledných 70 až 80 rokov sa na Slovensku masovo rozširuje a každoročne pribúdajú údaje o jeho výskyte na ďalších miestach. Chýbajú poznatky o jeho zastúpení z orografických celkov Západné Tatry, Podtatranská kotlina, čiastočne z orografického celku Levočské vrchy, Spišská vrchovina, Považský Inovec, Biele Karpaty, Borská nížina, z východnej časti Podunajskej roviny, na východnom Slovensku zo Slanských vrchov a Východoslovenskej roviny. (viď. obr.č.1) Na ostatnom území Slovenska je kvantita výskytu p. japonského rôzna, ale len v niektorých prípadoch ho možno hodnotiť ako ojedinelý. V súčasnosti najviac výskytových dát pohánkovca japonského je z oblasti trenčianskeho kraja. (viď. obr. č. 2)



Obr. č. 1 Výskyt pohánkovca japonského na SR do roku 2003  
(Cvachová, Gojdičová, 2003)

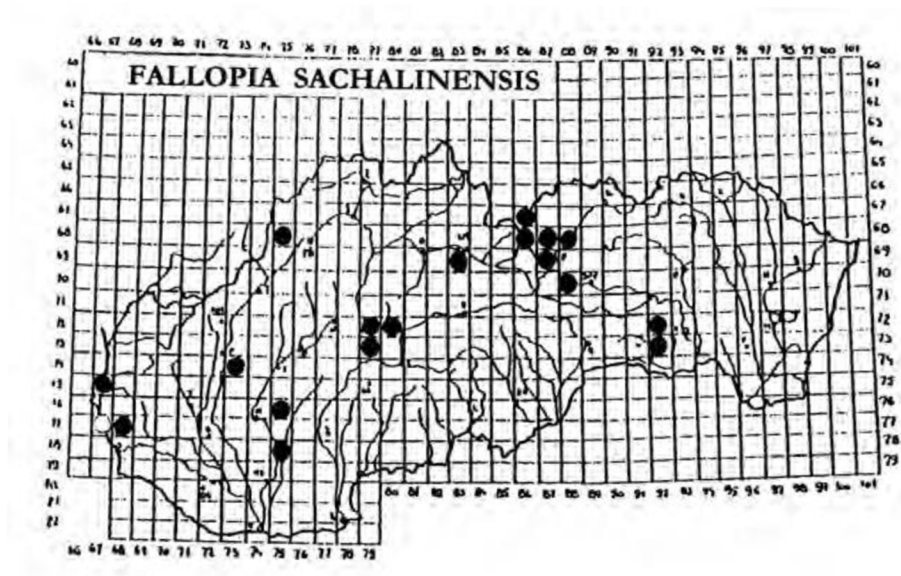


Obr. č. 2 Súčasný výskyt pohánkovca japonského na SR (znespresnené dáta)  
(<http://webgis.biomonitoring.sk/>)

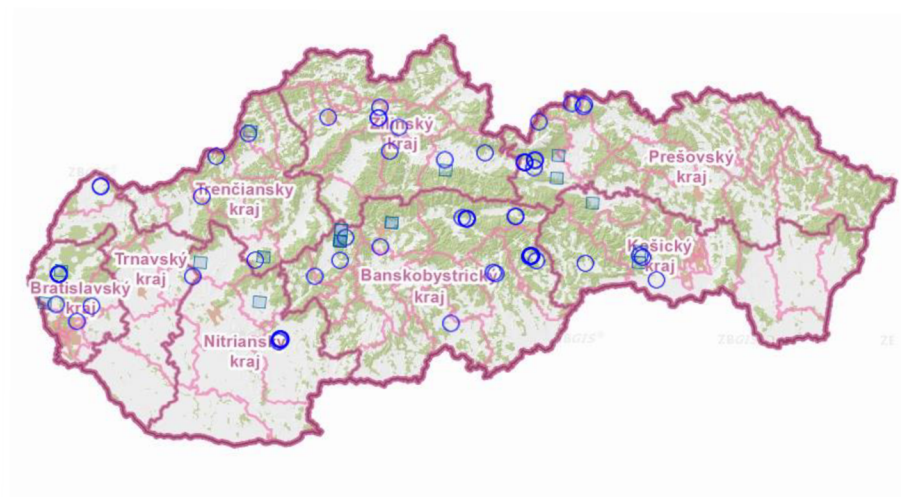
### ***Pohánkovec sachalínsky***

Pohánkovec sachalínsky bol na Slovensko introdukovaný neskôr ako p. japonský. Výskyt je evidovaný na Borskej nížine, v Podunajskej pahorkatine, v Kremnických vrchoch, vo Východných Tatrách, v Podtatranskej a Košickej kotline a v Javorníkoch. (viď obr.č. 3) P. sachalínsky nemá také rozsiahle rozšírenie, ale jeho šírenie veľmi rýchlo napreduje. (viď. obr. 4) Rozširovanie tohto druhu nie je také agresívne ako v prípade p. japonského a p. českého.





Obr. č. 3 Výskyt pohánkovca sachalinského na SR do roku 2003  
(Cvachová, Gajdičová, 2003)

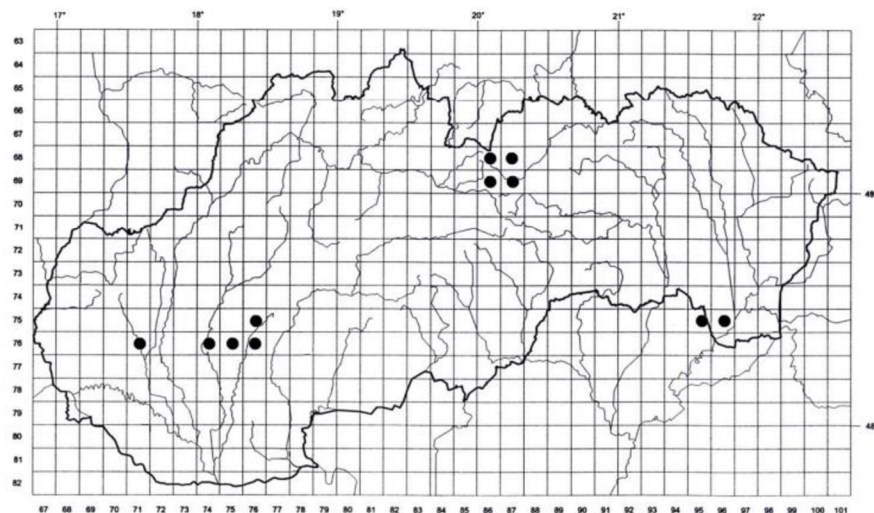


Obr. č. 4 Súčasný výskyt pohánkovca sachalinského na SR (znenpresnené dáta)  
(<http://webgis.biomonitoring.sk/>)

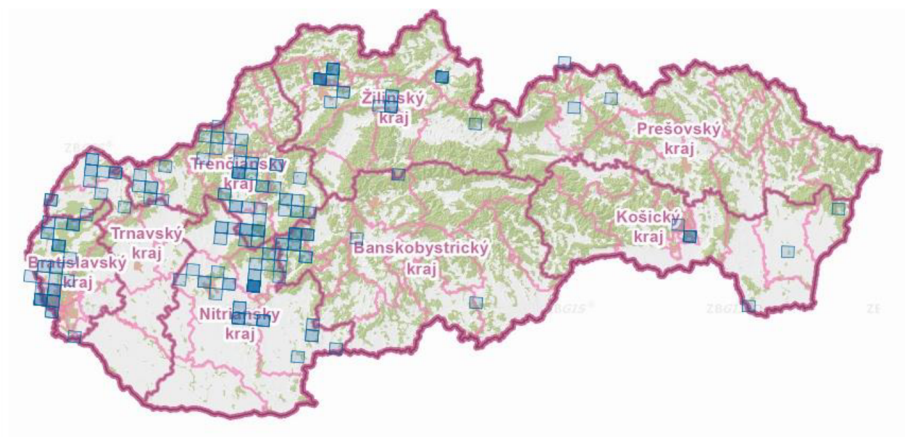
### *Pohánkovec český*

Väčšia pozornosť sa výskytu pohánkovca českého venuje najmä v posledných rokoch. Doteraz získané údaje z mapovania pracoviskami ochrany prírody potvrdili výskyt v orografickom celku Podunajská rovina (Feráková, 2001; Sucháňová, 2001; Sípošová, 2001), Košická kotlina (Mráz, 2003 in verb), ďalej v povodí rieky Nitry (Féher, 2001), v

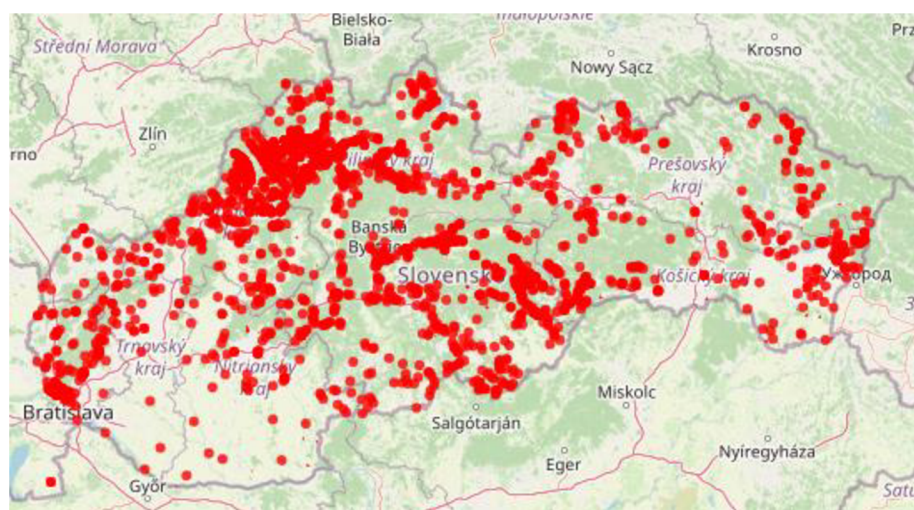
Bratislava Sucháňová (2002). Súčasný rozšírenie všetkých troch druhov rodu *Reynoutria* na Slovensku dostatočne nepoznáme, pretože kríženec sa nerozlišoval a v minulosti dochádzalo a stále dochádza k zámene všetkých troch druhov, najmä p. japonského s p. českým. Viaceré dôležité poznatky ekologického charakteru boli prisudzované druhu p. japonský, preto je potrebné venovať väčšiu pozornosť výskytu uvedených druhov. Stanovenie počtu chromozómov, karyologicky, potvrdzuje údaje o výskyte p. českého na Slovensku: v Košiciach (Mráz, 2006) a na Devínskej Kobyle (Marhold et al., 2007: 259 ( $2n = 66$ ; resp.  $2n \sim 6x \sim 66$ ), v oblasti Krivánska Malá Fatra (Mereďa, et al., 2019) Preto je potrebné ďalším terénnym výskumom upresniť a doplniť existujúce informácie o výskyte kríženca a jeho rodičov na území Slovenska. (Eliáš, 2004) Výskytové dáta pohánkovca českého do roku 2001 sú znázorené na obr. č. 5. Odvtedy pribúdajú nové lokality hlavne v trenčianskom a nitrianskom kraji. (viď. obr. č. 6)



Obr.č. 5 Publikované údaje (lokality) o výskyte kríženca *Reynoutria* × *bohémica* na Slovensku do roku 2001 (Eliáš, 2008)



Obr.č. 6 Súčasný výskyt pohánkovca českého na SR (znespresnené dáta)  
(<http://webgis.biomonitoring.sk/>)



Obr. č. 7 Súčasný výskyt rodu pohánkovca na SR celkovo (maps.sopsr.sk)

### 1.3. Výskyt a výskum pohánkovca v Tatrách

Pohánkovec japonský bol prvýkrát zistený na území Tatier v roku 1967. Eliáš (2002) uvádza, že bol vysádzaný spolu s pohánkovcom sachalínskym ako ozdobné rastliny aj v tejto oblasti. Pohánkovec sachalínsky bol v území zriedkavejší, pestoval sa v Tatranskej Javorine a v ďalších tatranských osadách, odkiaľ postupne splnieval na niekoľko malo lokalít v blízkosti hotelov. Pohánkovec však v tom čase nebol v centre záujmu botanikov či ochrancov prírody, preto sa intenzívne šíril a začal vytvárať husté populácie popri železniciach, cestách a aj v lesných porastoch. V roku 1992, 1995- 97 prebiehalo v Tatrách mapovanie invázy rastlín s cieľom zaznamenať výskyt a invázne správanie

najdôležitejších invázných druhov- *Heracleum mantegazzianum*, *Impatiens parviflora*, *Telekia speciosa* aj *Reynoutria japonica* (Eliáš, 2002)

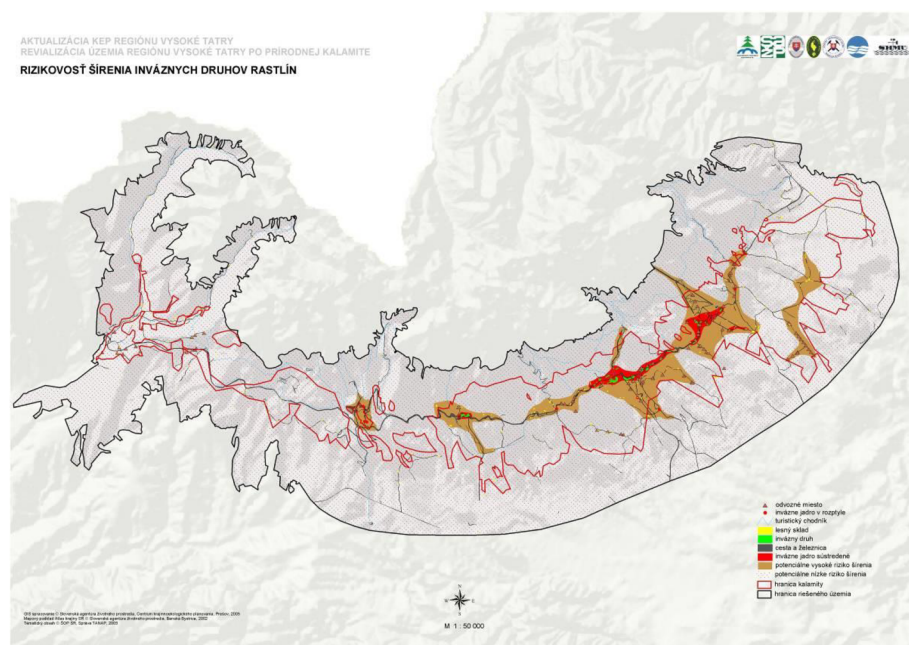
Ako na ostatnom území Slovenska, tak aj v Tatrách má kríženec pohánkovca český nejasné zastúpenie. Prvé informácie o jeho výskyte aj v tejto oblasti opísal Eliáš (2008). V spomínanej práci sa uvádza, že výskyt kríženca bol zistený v oblasti Vysokých a Belianských Tatier, spolu s obidvoma rodičovskými druhmi (Eliáš 1998d). Následne bola vykonaná revízia porastov na všetkých evidovaných lokalitách a potvrdilo sa, že väčšina lokalít uvádzaných ako *R. japonica* patrí krížencovi *R. × bohémica* (Eliáš 1999). Údaje o ich presnom výskyte, uvádzané v tejto práci, nie sú známe.

Monitoring invázných rastlín na území TANAP-u vykonáva správa TANAP, ktorá informácie o výskyte invázných druhov rastlín zadáva do celoslovenského informačného systému, dostupného aj pre širokú verejnosť. Správa TANAP, taktiež, každoročne vykonáva likvidáciu pohánkovca na území TANAP-u, pretože je to „beh na dlhé trate“. V roku 2022, v mesiaci júl, sa uskutočnilo odstraňovanie invázných nepôvodných druhov rodu pohánkovca (*Reynoutria sp.*) na 11 lokalitách v oblasti Vysokých Tatier (Hrebienok, Dolný Smokovec, Horný Smokovec, Nový Smokovec, Tatranská Lesná, Tatranská Lomnica a Tatranské Matliare) a bolo odvezených 3,4 tony tejto inváznej rastliny.

O rok sa uskutočnilo odstraňovanie pohánkovca znova na rovnakých lokalitách. Po odstránení bolo odvezených viac ako 2 tony tejto inváznej rastliny, teda menej ako v roku 2022. Celkovo bol tento druh odstraňovaný v roku 2023 na ploche 1,75 ha. (in verb Žlkovanová, 2024) Žlkovanová (2024) ďalej uvádza, že rozdiel v odvezenej veľkosti jednoznačne nepoukazuje na menšie množstvo pohánkovca, ale zdá sa, že porasty pohánkovca nie sú také bujné, i keď sa nejedná o výrazne viditeľnú zmenu. Likvidácia prebieha iba mechanicky, aplikácia chemických látok sa nerealizuje.

Z tejto oblasti je známych niekoľko štúdií týkajúcich sa invázneho rodu pohánkovca a iných invázných či nepôvodných rastlín. Podľa práce Medvecká et al. (2018) väčšina nepôvodných rastlín v Tatrách bola nájdená v nižších polohách s intenzívnou ľudskou činnosťou. Uvádza, že najväčším hositeľom nepôvodných druhov rastlín na tomto území sú železnice a cesty, čo súvisí s intenzitou ich využívania a neobmedzeným prístupom pre vozidlá. (Medvecká et al., 2018) Chodníky, naopak, sú takmer bez nepôvodných druhov rastlín, aj keď sa nachádzajú v najširšom rozsahu nadmorskej výšky a často rovnobežne s cestami v tom istom údolí. Pohánkovca spolu s lupinou mnoholistou preniká aj na poškodené plochy po veternej kalamite. (Fleischer, 2008) Potencionálne vysoké riziko šírenia sa invázných rastlín po veternej kalamite v Tatrách je zobrazené na

obr. č. 8. Sú to najmä oblasti pod najväčším antropogénnym tlakom- obce, železničné, cestné a lanové dráhy, okolie v ich blízkosti či okolie vodných tokov. Je uvádzané, že na Slovensku má pohánkovca najnižšiu pravdepodobnosť šírenia sa práve v horských oblastiach (Gašparovičová et al., 2022), v Tatrách sú dnes známe 3 lokality pohánkovca aj vo vyšších nadmorských výškach- v turistickom centre Hrebienok (1285 m.n.m.) (Žilkovanová, 2017). Tieto lokality sú pravidelne likvidované, ako sa spomína v texte vyššie, preto by nemalo dochádzať k ďalšiemu šíreniu. Podľa Renča et al. (2021), pohánkovca v tejto oblasti na invadovaných plochách výrazne znižuje celkovú abundanciu a biomasu hľadatíek v porovnaní s neinvadovanými plochami a výrazne narušuje potravné siete. V tejto práci bol zaznamenaný, vplyvom pohánkovca, aj pokles druhovej diverzity na invadovaných plochách.



Obr. č. 8. Rizikovosť šírenia sa invázných rastlín v Tatrách (zdroj: Slovenská agentúra životného prostredia, 2005)

#### 1.4. Charakteristika druhov rodu pohánkovca

Rod *Reynoutria* Adans. (syn. *Fallopia* Houtt, krídlatka) patrí do čelade stavikrvovité (*Polygonaceae*) a zahŕňa asi desať druhov, ktoré rastú hlavne v miernom pásme Ázie.

Nepôvodný areál zahŕňa predovšetkým Európu, Severnú Ameriku, Nový Zeland. V Európe sa z nich vyskytujú tri druhy, z ktorých najznámejší je pohánkovca japonský- *R. japonica* (Houtt.) Ronse Decraene pôvodom z Japonska, Kórey a Číny, pohánkovca

sachalínsky- *R. sachalinensis* (Friedr. Schmidt ex Maxim) Ronse Decraene pôvodom zo Sachalinu a pohánkovec český- *R. x bohemica* (Chrtek & Chrtková), ktorý je krížencom týchto dvoch druhov a prvýkrát bol popísaný v Českej republike. (Šerá, 2008) Medzi naše pôvodné druhy rodu *Reynoutria* patrí pohánkovec kroviskový (*R. dumetorum*), či pohánkovec ovijavý (*R. convolvulus*), ktorý zaraďujeme k archeofytom. (Cvachová, 2002)

#### **1.4.1. Pohánkovec japonský [*Reynoutria japonica* (Houtt.) Ronse Decr.]**

P. japonský je dvojdomá trváca rastlina so silným a dlhým drevnatejším podzemkom dorastajúcim až do vzdialenosti až 20 m od materskej rastliny. Stonky sú priame, oblé, duté, holé, červeno škvrnité a vysoké od 100 do 250 cm. Rozkonárujú sa až v hornej časti. Listy sú stopkaté, listová čepeľ je vajcovitá, celistvookrajová a na vrchole ukončená predĺženou špičkou, na báze kolmo uťatá alebo klinovito zúžená. Listy sú holé, tuhé z oboch strán zelené. Súkvetie je metlina mnohokvetých paklasov. Kvety sú jednopohlavné, malé, biele ojedinele ružové. Kvitne od júla do septembra. Plodom je trojhranná čierna nažka. (Mandák, Pyšek, 1997)

#### **1.4.2. Pohánkovec sachalínsky [*Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decr.]**

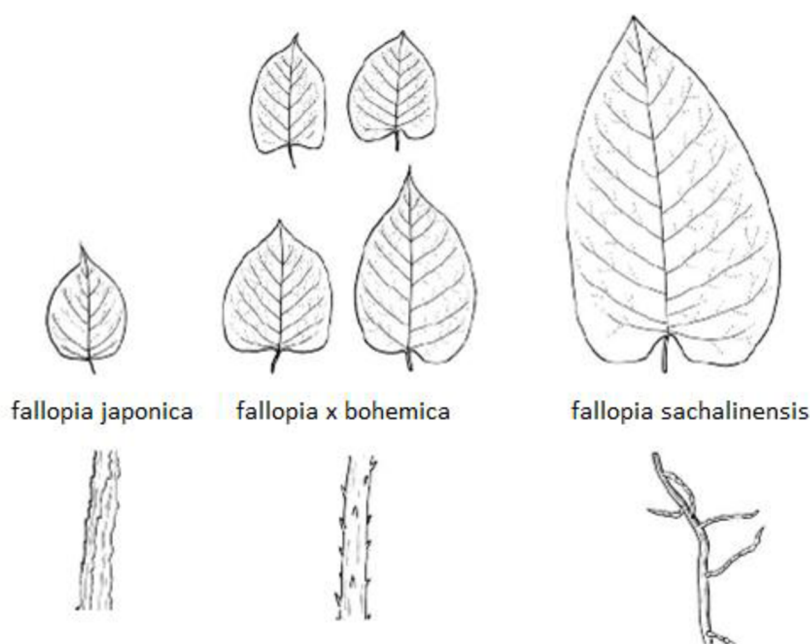
Tento druh pohánkovca na rozdiel od predchádzajúceho dorastá do výšky až 400 cm a má niekoľko násobne väčšie listy s mäkkou podlhovasto vajcovitou čepeľou širokou 30 cm a dĺžkou 40 cm na báze hlboko vykrojenou. Na líci je tmavozelenej farby a na rube sivozelenej farby s chlpkatým pokrytím. Súkvetie je metlina paklasov, zložená z malých zelenobielych ojedinele žltobielych kvetov. Kvitne od júla do septembra. Plod je tmavohnedá trojhranná nažka. (Mandák, Pyšek, 1997)

#### **1.4.3. Pohánkovec český [*Reynoutria bohemica* (F. Schmidt) Ronse Decr.]**

P. český je krížencom p. japonského a p. sachalinského. Má rozkonárený dlhý podzemok a stonky vysoké od 150 až 300 cm. Čepele listov má tuhé, na rube sivozelené, široko vajcovité, 15 až 27 cm dlhé a 12 až 22 cm široké. Papilky sú na rube čepele krátke, lupou

veľmi dobre viditeľné. Súkvetie sa skladá zo zväzkov 3 až 5 cm dlhých paklasov. Farba kvietkov je zelenobiela až žltobiela. Kvitne od júla do septembra. (Mandák, Pyšek, 1997)

K určovaniu jedincov druhu pohánkovca je potrebná určitá skúsenosť. Hlavne kríženec týchto dvoch druhov p.český je veľmi premenlivého vzhľadu a niekedy môže výrazne pripomínať niektorého zo svojich rodičov. K poznaniu kríženca p. českého prispeli najmä nemeckí botanici (Alberternst et al. 1995), ktorí upresnili diakritické znaky a priniesli podrobnú ekologickú a morfológickú charakteristiku druhu. (Eliáš, 2008) Jednotlivých zástupcov druhu je možné najspoľahlivejšie od seba rozlíšiť pomocou spodných listov znázornených na obr.č. 9 a obr.č. 10. Rozhodujúce pre určenie druhov sú aj chlpy na rube listov - najvýraznejšie ich má p. sachalínsky a naopak najmenej výrazné má p. japonský. Ich kríženec má listy na rube roztrúsene chlpkaté. (Pyšek, Sadlo et al. 2012). Klúč na určovanie rodu pohánkovca je uvedený vo viacerých prácach napríklad od autorov Mandák et al. (1997), Bailey et al. (1995), Chrtěk (1990), Tade Zoku (1965) a Webb (1964).



Obr.č.9 : Tvary čepelí a chlpkov na rube listov u rôznych druhov pohánkovca (Cvachová, 2002)



p. sachalínsky

p. japonský



p. český

Obr.č. 10 Trichomóny u jednotlivých druhov pohánkovca (Alberternst, Böhmer, 2011)

## 1.5. Ekológia rodu pohánkovca

### *Stanovištné preferencie*

V pôvodnom areály obýva pohánkovec eróziou narušené brehy riek v nížinách vyskytujúci sa vo vysokobylinných spoločenstvách. Vo vyšších polohách ide o rastlinu primárnych sukcesných štádií využívajúcu stanovište s pravidelným disturbančným režimom. V najvyšších polohách sa vyskytuje na lávových poliach, kde je vďaka schopnosti akumulácie dusíku a klonálnemu rastu jednou z kľúčových druhov iniciálnych sukcesných štádií. V Japonsku sa šíri na človekom ovplyvnené stanovištia (pasienky), kde sa stáva problémovou burinou. (Pyšek, 2001)

V európskych podmienkach rastie pohánkovec pozdĺž vodných tokov, lemujú diaľnice a cesty, v menšej miere rastú na skládkach, rumovištiach, opustených plochách a v ľudských sídlach. Môžu sa vyskytovať na živiny chudobných a vysušených, či znečistených substrátoch, ale aj na úrodných pôdach alúvii riek a potokov. Často ich



nachádzať na narúšaných plochách výstavbou, v poškodených ekosystémoch prírodnou katastrofou, prípadne inými disturbanciami meniacimi pôvodný charakter a podmienky stanovišťa. V súčasnosti sa pohánkovec nezriedka pestuje v záhradách, v mestských trávnikoch a krovinách, a tak predstavujú zdroje ďalšieho šírenia do okolitej krajiny. (Pyšek, 2001)

### ***Spôsob rozmnožovania***

Všetky druhy vyskytujúce sa na našom území sa rozmnožujú najmä vegetatívne. Na jeseň a začiatkom zimy sa tvoria na podzemkoch a na rozhraní stonky a podzemku adventívne podzemkové púčiky, z ktorých na jar vyrastajú výhonky. Veľký vplyv na ich rast má priebeh jarného počasia. Od polovice apríla do polovice júna dosahujú maximálnu výšku. Kvitnú spravidla od júla (p. japonský a český) až augusta (p. sachalinský) do septembra. Opeľovanie zaisťuje vietor a hmyz vábený bohatou produkciou nektaru. (Černý et al, 1998) Zimu prežívajú prostredníctvom podzemného systému podzemkov siahajúceho do hĺbky až 2 m. (Beerling et al. 1994) Počas zimného obdobia sa listy a časť stoniek rozložia. Niektoré uschnuté byle zostávajú vzpriamené do nasledujúceho vegetačného obdobia, čím zabezpečujú ochranu novým jarným výhonkom. Rozmnožovanie môže prebiehať aj pomocou adventívnych koreňov tvoriacich sa na úlomkoch stonky. (Černý et al. 1998). Regeneračná schopnosť z podzemkov a olistených stoniek je pomerne vysoká (cca 75%). Najvyššia bola zistená u pohánkovca českého a najnižšia u pohánkovca sachalínskeho. (Bimová et al. 2003, Mandák et al.2004)

Generatívne rozmnožovanie nie je také časté, nakoľko sa na našom území vyskytujú len samičie rastliny. Napriek tomu nachádzame na našom území aj plodné jedince. K opeľovaniu samičích kvetov spravidla dochádza peľom od príbuzných druhov rodu pohánkovca napr. pohánkovec čínsky (*Reynoutria aubertii*). Zo semien však nevyrastajú jedinci schopní prežiť v prírode, preto nemá generatívne rozmnožovanie pre ich šírenie podstatnejší význam. (Pyšek, Mandák, 1997).

### ***Spôsob rozširovania***

Pohánkovce sú vytrvalé a rýchlo rastúce rastliny, odolné proti vymrznutiu v zime, ale citlivé na neskoré jarné alebo skoré podzimné mrazy, prípadne letné suchá. Rozširujú sa

najmä premiestnením odlomených častí podzemkov napríklad pri rôznych zemných prácach. Úlomky podzemkov sa najľahšie šíria pomocou prúdiacej vody, pretože plávajúcim podzemkom či úlomkom nebráni nič v ceste a ľahko tak môžu osídliť nové stanovišťa. Plody sa rozširujú pomocou vetra. (Cvachová, Gojdičová, 2003) Vysoká regeneračná schopnosť je jedným z dôvodov šírenia týchto druhov aj na biotopy zdanlivo veľmi ťažko kolonizovateľné rastlinami odkázanými len na vegetatívne rozmnožovanie. V práci Brock et Wade (1992) bolo zistené, že druh p. japonského je schopný veľmi dobre regenerovať aj z úlomkov podzemkov o priemernej hmotnosti 4,4 g.

### ***Invazívnosť rodu***

Taxóny rodu pohánkovca sú v súčasnej dobe intenzívne študované predovšetkým z hľadiska svojej invazívnosti. Vďaka špecifickým mechanizmom sú silnými konkurentmi o životný priestor pre pôvodné druhy. Prevažujúce vegetatívne rozmnožovanie, teda ich regeneračná schopnosť z podzemkov a olistených stoniek je dôležitým faktorom úspešnosti týchto taxónov v prírode. Ďalším z mechanizmov rastlinnej konkurencieschopnosti je tvorba špecifických sekundárnych metabolitov ovplyvňujúcich klíčenie, vzhádzanie a rast ostatných druhov na spoločnom stanovišti (alelopátia) nazývaným alelopátia. U pohánkovcov boli identifikované napr. tieto fenolické látky - katechiny, stilbeny, glikozidy, chinony a ďalšie. V Českej republike sa tejto problematike venovala aj práca Šerej B. et. al (2008) s názvom *Fytotoxické vlastnosti křídlatek*, ktorá testovala inhibičnú účinnosť extraktov z pohánkovca na klíčenie štandardne pestovaných semien horčice bielej (*Leucosinapis alba*) a ich následný rast. Významnou mierou sa v konkurencieschopnosti podieľa aj tvorba nadzemnej biomasy. V priemere asi 1 kg nadzemnej sušiny a 1,5 kg podzemnej biomasy na m<sup>2</sup> ročne ich radí medzi našu najproduktívnejšiu bylinnú vegetáciu. Rast biomasy je v máji veľmi rýchly. Wolf (1971) udáva, že stonky sa v tomto období predlžujú priemerne o 4,6 cm za deň. Relatívna rastová rýchlosť v porovnaní s ruderálnymi druhmi však nie je o nič vyššia. V kompetícii sa preto viac uplatňuje prerastanie ostatných druhov, pričom hrá úlohu konečná výška porastu a tiež vysoký index listovej plochy. (Horn, 1997) Jednotlivé klony prežívajú na stanovišti, ktoré obsadia veľmi dlho. Publikované sú údaje presahujúce až 100 rokov. Pohánkovec na obsadenom stanovišti nahrádza domácu vegetáciu, hlavne pozdĺž vodných tokov, znižuje ich diverzitu a ovplyvňuje tak zloženie hmyzích a vtáčích

spoločenstiev. Najviac ohrozené inváziou pohánkovca sú najmä vzácne rastlinné spoločenstvá v chránených oblastiach, ako napríklad v prípade lužných lesoch povodia Morávk, ktoré sú súčasťou Európsky významnej lokality Niva Morávk v Českej republike. Zdroj ďalšieho šírenia invázných rastlín predstavujú aj neudržované porasty ruderálnych stanovišť. (Pyšek,2001)

Výskum invázneho správania rodu *Reynoutria* aj ostatných invázných rastlín sa primárne zameriava na nížinné oblasti, v blízkosti vodných tokov a ciest, kde je vysoká pravdepodobnosť ich šírenia a tým aj ohrozenia pôvodných rastlinných spoločenstiev. Menej sa výskum zameriava na oblasti vo vyšších nadmorských výškach, ktoré sa považujú za menej ohrozené rastlinnou inváziou. *Pauchard et al.* (2009) uvádza 3 faktory, ktoré obmedzujú inváziu do vyšších polôh- nedostatok nepôvodných druhov vopred adaptovaných na drsné abiotické podmienky hôr, nízky tlak nepôvodných propagúl a nízky stupeň ľudského narušenia. Avšak tieto faktory sa rýchlo menia. Rýchle zvyšovanie mobility a rozvoja v horských oblastiach, frekvencia a rozsah antropogénnych disturbancií spolu so zmenou klímy pravdepodobne môžu oslabiť odolnosť alpských ekosystémov k inváziám rastlín. (Didham et al., 2007).

Náš výskum invázneho rodu *Reynoutria* je preto zameraný na podhorskú oblasť v Tatranskom národnom parku, v ktorej je prítomná vysoká miera rôznorodého narušenia, ktoré môže mať v budúcnosti vplyv na jeho šírenie aj do vyššie položených oblastí s cennými ekosystémami. Mapovaním a zaznamenaním ekologických charakteristík jednotlivých druhov pohánkovca či jeho vplyvu na okolitú vegetáciu sme chceli prispieť k lepšiemu poznaniu invázneho správania sa tohto rodu v tomto type prostredia, keďže doposiaľ detailnejší výskum tohto rodu na území Tatier neprebehol. Taktiež chýbali bližšie údaje o výskyte hybridu p. českého v záujmovej oblasti. Výsledky tejto práce môžu podnietiť ďalší výskum tohto invázneho rodu, poprípade poskytnúť informácie pre návrh vhodného manažmentu v tejto oblasti.

## 2. CIELE PRÁCE

- zmapovanie výskytu invázneho rodu pohánkovca vo vybranej oblasti Tatranského podhoria
- zistenie stanovištných charakteristík rodu pohánkovca na mapovaných lokalitách
- analýza vplyvu invázneho rodu pohánkovca na druhové zloženie a diverzitu okolitej vegetácie na základe fytoecologického snímkovania v strede, na okraji a mimo porastov pohánkovca

### 3. METODIKA

#### 3.1. Vymedzenie sledovaného územia

Sledované územie sa nachádza v Tatranskom podhorí, ktoré je súčasťou chráneného územia Národného parku Vysoké Tatry (TANAP) s 3. stupňom ochrany a predstavuje prechod medzi vysokohorskými Tatrami a pahorkatinou Podtatranskej kotliny. Tatranské podhorie patrí do subprovincie Vnútorých Západných Karpát. Rozprestiera sa na severe Slovenskej republiky v Žilinskom a Prešovskom kraji. ([www.botany.cz](http://www.botany.cz)) Mapovanie prebiehalo v podhorskom až horskom stupni v osídlenej a rekreačnej časti TANAP-u vo vybraných obciach zobrazených na obr. č. 11 v časti Mapovanie a zber dát.

#### *Geologické pomery*

Tatranské podhorie je podcelkom geomorfologického celku Podtatranská kotlina. Niekedy sa radí ako oblasť v rámci Popradskej kotliny. Tatranské podhorie je budované mohutnými čelnými a bočnými morénami niekoľkých štádiálnych oscilácií ľadovcov posledného glaciálu, miestami kopčekovitými morénami, jamníkmi s rašeliniskami a zvyškami morénových plies. Akumulácie morénových sedimentov tvoria až 100 metrov vysoké morénové valy. (Koreň, 2004). V tejto oblasti je evidentný stredne silný fluvialny proces s miernym pohybom svahových hmôt. Nivy väčších potokov sú vyplnené fluvialnymi sedimentmi, hlinitými pieskami, s hrúbkou až 2 m. Menšie potoky pretekajú po piesčito-štrkovitých terasách a kuželoch. (Pacl, 1994)

#### *Klimatické pomery*

Tatranské podhorie je začlenené do chladnej horskej klímy s januárovou teplotou 5 až 6,5 °C a ročnými zrážkami 800 až 1000 mm.

V sledovanom území, na záveterných svahoch, prevládajú kontinentálne podmienky s menším množstvom zrážok a väčším príkonom slnečného žiarenia ako na náveternej strane svahov. V závislosti od výškového rozpätia horstva a priľahlých kotlin, rôznej orientácie a sklonu svahov je premenlivosť teploty vzduchu veľmi veľká, v zásade však platí, že teplota vzduchu s nadmorskou výškou klesá. Veľmi častým javom sú teplotné

inverzie hlavne v mesiaci január. Medzi Starým Smokovcom a Popradom je v priemere ročne až 143 dní s inverzným chodom teploty. V kotline leto trvá okolo 80 dní a počet letných dní s teplotou nad 25°C je priemerne až 40. Mrazivých dní je v kotline priemerne 150. Na rozdiel od vyšších polôh, kde je v priemere 220 dní so zrážkami, v kotlinách je počet dní so zrážkami približne 110. Na predhorí sa sneh obyčajne udrží od polovice novembra do konca marca. (SHMÚ, 2016) Na záveternej strane pohoria sú typické padavé vetry- bóra, ktoré môžu veľa krát napáchať značné škody na lesných porastoch, ako to bolo v prípade najväčšej kalamite v Tatrách v roku 2004. (Koreň, 2004)

### *Hydrologické pomery*

Na území Tatier pramena mnohé vodné toky, ktoré sa vlievajú do dvoch úmorií: baltského a čiernomorského. Vysoké Tatry a Belianske Tatry patria prevažne do baltského úmoria, okrem povodia Bieleho Váhu a povodia Kôprového potoka, ktoré patria do čiernomorského úmoria. Hlavná rieka, ktorá zbiera vody potokov z južnej a východnej časti pohoria je Poprad. Zo severnej strany rieka Bialka odvádza vody do Dunajca. Potoky sú bystrinného rázu a tečú priemernou rýchlosťou  $2\text{m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Množstvo pretekajúcej vody výrazne modifikuje retenčná kapacita glaciogénnych sedimentov, sklon terénu a vegetačný kryt.

Horstvo Vysokých a Západných Tatier je zrážkovo najbohatšie územie na Slovensku, na čom má podiel jeho priečne situovanie voči severozápadnému prúdeniu, prinášajúce do Tatier veľké množstvo zrážok. Na hydrologickú plochu povodia Vysokých Tatier spadne priemerne 1150 mm zrážok, z toho 70% odtečie a 30% sa vyparí, v nižších polohách a na vápencoch odteká 50 až 60%. Vysoké zrážkové úhrny a nízky výpar spôsobujú vysoký špecifický odtok ( $50\text{ l}\cdot\text{s}^{-1}\text{ km}^2$ ). Minimálne prietoky sú v zimných mesiacoch (vo februári priemerne 2% ročného prietoku) a maximálne prietoky sú v jarnom až letnom období (apríl - jún 48% ročného prietoku). Na konci leta, začiatkom jesene v dôsledku nízkeho úhrnu zrážok, klesá prietok tak, že niektoré úseky potokov strácajú vodu. Prietok sa obnovuje až v nižších polohách vďaka prítokom. (Pacl, 2010)

### *Pedologické pomery*

Pôdy Vysokých Tatier sú všeobecne charakteristické kyslou až veľmi kyslou pôdnou reakciou. Hrubší pokryv pôdy sa nachádza v pásme bylinno-trávných porastov, kosodreviny a najmä lesa. (Koreň et al., 1994). Najrozšírenejšími pôdnymi jednotkami Tatranského podhoria sú podzoly, kambizeme, najmä podzolové a rankre s ťažiskom rozšírenia v smrekovom vegetačnom stupni v nižších polohách. (Koreň et al., 1994) S narastajúcou nadmorskou výškou, vplyvom kyslého prevažne smrekového opadu, dochádza ku podzolizácii, t.j. k postupnému vyplavovaniu živín do nižších pôdných horizontov, čím sa pôdy ešte viac okysľujú. (Pelíšek, 1973).

### *Vegetačné pomery*

Podhorie Tatier, kde je lokalizované sledované územie, patrí do obvodu flóry vnútrokarpatských kotlín. Vegetácia v tejto oblasti sa radí do podhorského a horského vegetačného stupňa.

Podhorský vegetačný stupeň siaha do nadmorskej výšky približne 800 m a len okrajovo zasahuje do územia samotného národného parku. Súčasný vegetačný kryt je vďaka antropickej činnosti výrazne pozmenený oproti pôvodnému stavu. Odlesnením veľkej časti územia podhorského stupňa tu vznikali lúky, pasienky a poľnohospodárska pôda. Tieto náhradné rastlinné spoločenstvá si vďaka extenzívnemu využívaniu udržali vysokú biodiverzitu spoločenstiev. V podhorí Tatier a v podtatranských kotlinách zaberajú veľkú časť územia lúky a pasienky. Zvyšky lesných porastov tvoria prevažne sekundárne smrečiny a miestami dobre vyvinuté brehové porasty.

Horský stupeň nadväzuje na podhorský a končí hornou hranicou lesa (HHL) pôvodne v nadmorskej výške 1600 až 1700 m. Znížením HHL ľudskou činnosťou vo Vysokých Tatrách vystupuje les do 1440 m. Negatívny vplyv ľudskej činnosti sa prejavil aj zmenou štruktúry lesných porastov. Dnes veľké plochy pokrývajú rovnakoveké smrekové monokultúry, ktoré sú na mnohých miestach ohrozované veternými kalamiťami a premnožením škodcov. V posledných rokoch to bola najmä kalamita z roku 2004, kedy bolo poškodených viac ako 12 000 ha lesných porastov a v roku 2014 kalamita, ktorá zničila okolo 1700 ha lesného porastu, z toho 30 ha tvorili mladé porasty vysadené po kalamite z roku 2004. Lesná vegetácia tohto stupňa je pomerne chudobná s prevahou čučoriedkových smrečín. Bohatsie sú lesy na vápencovom podklade (Monkova dolina,

dolina Siedmych prameňov a ďalšie). Sústreďuje sa tu aj relatívne veľký počet lesných a nelesných rašelinísk.

### *Lesné rastlinné spoločenstvá*

Vo Vysokých Tatrách sa uplatňuje smrekovcovo-smreková centrálnokarpatská varianta, charakteristická prirodzeným výskytom smrekovca a limby a nízkym zastúpením až absenciou jedle a buka a predovšetkým absolútnou dominanciou smreka. Lesy tohto typu niektorí autori považujú za extrazonálnu ihličnatú boreálnu tajgu (Michalko a kol. 1986).

Prehľad lesných biotopov na území Tatier v podhorskom až horskom stupni je spracovaný podľa Katalógu biotopov Slovenska (Stanová, Valachovič – eds. 2002) Kód a názov biotopu zodpovedá hodnoteniu podľa NATURA 2000, a je doplnený o označenie národného biotopu a označenie skupiny lesných typov (SLT) podľa lesníckej typológie:

**Ls1 Lužné lesy** Ls1.4 Horské jelšové lužné lesy

**Ls5 Bukové a zmiešané bukové lesy** Ls5.1 Bukové a jedľobukové kvetnaté lesy, SLT: *Fageto typicum*, *Fageto-Abietum časť*, *Abieto-Fagetum*, *Fageto-Aceretum*. Ls5.2 Kyslomilné bukové lesy, SLT: *Fagetum abietino-piceosum*, *Fageto-Abietum časť*. Ls5.3 Javorovo-bukové horské lesy, SLT: *Fageto-Aceretum časť*. Ls5.4 Vápnomilné bukové lesy, SLT: *Fagetum dealpinum*, *Fageto-Piccetum*, *Fageto-Abietum*

**Ls6.3 Lesosotepné borovicové lesy**, SLT: *Piceeto-Pinetum dealpinum*

**Ls7 Rašeliniskové lesy**

**Ls7.3 Rašeliniskové smrekové lesy**, SLT: *Abieto-Picetum*

**Ls8 Jedľové a jedľovo-smrekové lesy**, SLT: *Pineto-Piceetum*, *Piceetum abietinum*, *Piceeto-Abietum časť*, *Acereto-Abietum*, *Abieto-Aceretum*, *Piceeto-Aceretum časť*, *Fagetum abietino-piceosum časť*, *Lariceto-Piceetum časť*.

**Ls9 Smrekové a zmiešané smrekové lesy**

**Ls9.1 Smrekové lesy čučoriedkové,**

**Ls9.2 Smrekové lesy vysokobylinné.**

Porasty sú zaradované do kategórie ochranných lesov.



## Nelesné rastlinné spoločenstvá

Pre **podhorský stupeň** sú charakteristické tieto rastlinné spoločenstvá :

- poloprirodzené trávnaté až trávno-bylinné spoločenstvá zväzov *Arrhenatherion elatioris* Koch 1926, *Polygono-Trisetion* Br.-Bl. et Tüxen ex Marschall 1947, *Cynosurion* Tüxen 1947. Typickými rastlinami sú viaceré druhy tráv rodu kostrava (*Festuca*), z bylín napr. ďatelina lúčna a druhy rodu alchemilka (*Alchemilla*).
- Spoločenstvá slatinných rašelinísk zväzu *Caricion davallianae* Klika 1934 sú charakteristické vysokým zastúpením druhmi rodu ostrica (*Carex*), alebo orchideami rodu vstavačovec (*Dactylorhiza*).

Ruderálne rastlinné spoločenstvá ako sú napr.:

- zväz *Sambuco-Salicion capreae* R.Tx. et Neumann in R.Tx. 1950
- zväz *Atropion* Br.-Bl. ex Aichinger 1933:
- zväz *Carici piluliferae-Epilobion angustifolii* R.Tx. 1950
- *Impatienti nolitangere-Stachyion sylvaticae* Görs ex Mucina 1993, *Aegopodion podagrariae* R.Tx. 1967

Len vzácné sa zachovali rastlinné spoločenstvá:

- spoločenstvá zväzu *Nardo-Agrostion tenuis* Sillinger 1933.
- vysokobylinné vlhké lúky zv. *Calthion* Tüxen 1937.

V **horskom vegetačnom** stupni sa nelesné rastlinné spoločenstvá vyskytujú len ostrovčekovite. K prirodzeným patria:

- prameniskové spoločenstvá zväzu *Cardaminion amarae*,
- brehové spoločenstvá horských potokov zväzu *Petasition officinalis* Silinger 1993,

- rašelinné spoločenstvá zväzov *Caricion fuscae* Koch 1926 a *Sphagno warnstorfiani-Tomenthypnion* Dahl 1957,
- vrchoviskové spoločenstvá zväzu *Oxycocco-Empetrion hermaphroditi* Nordhagen ex Hadač et Váňa 1967 a *Sphagnion medii* Kästner et Flössner 1933
- spoločenstvá rúbanísk s nápadnou kyprinou úzkolistou (*Epilobium angustifolium*). (www.botany.cz)

### 3.2. Mapovanie a zber dát



Obr. č. 11 Mapovaná oblasť Tatranská Polianka- Tatranské Matliare  
(<https://zbgis.skgeodesy.sk/>)

Mapovanie prebiehalo na južných svahoch pohoria Vysoké Tatry v podhorskom a horskom vegetačnom stupni Tatranskeho národného parku (TANAP) s 3. stupňom ochrany. Mapovaná bola oblasť od obce Tatranská Polianka po obec Tatranské Matliare (vid'.obr.č.11) v roku 2016 počas vegetačného obdobia v mesiacoch jún-október. Vyhľadávanie lokalít porastov pohánkovca prebiehalo aj na základe výskytových údajov 5 lokalít pohánkovca poskytnutých správou TANAP-u. Monitoring bol preto ďalej

sústredený na dohľadanie ďalších lokalít v ich blízkosti, na cestné a železničné komunikácie, vodné toky v blízkosti obcí či kalamitné územia, teda územia s najväčšou pravdepodobnosťou výskytu pohánkovca. (Pyšek, 2008) Mapovaný úsek prechádza cez zastavané územie tatranských obcí a rekreačnú časť a kopíruje hlavnú cestnú komunikáciu spájajúcu jednotlivé tatranské obce - Cestu Slobody, ktorá v danej oblasti predstavuje jednu z hlavných prienikových ciest invázných rastlín na toto územie. (Mered'a et al., 2021)

Na určovanie druhov pohánkovca bola používaná Príručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín (Cvachová et al., 2002). Nakoľko sú morfológické črty príbuzných druhov *R. bohemica* a *R. japonica* veľmi podobné a v závislosti od prostredia premenlivé, nevylučuje sa možná zámena pri ich určovaní, zvlášť pri mapovaní lokalít na konci vegetačného obdobia. Determinácia bola konzultovaná s botanikom Výskumného ústavu Vysokohorskej biológie vo Vysokých Tatrách. (RNDr. Rudolf Šoltés, CSc. Z)

Na každej lokalite sme zaznamenávali:

- údaje o poraste: veľkosť populácie v  $m^2$ , ktorú zaberajú svojimi nadzemnými orgánmi, výška porastu v m, hustotu porastu v  $i/m^2$ . Pracovali sme s nadzemnými výhonkami-rametami, a keďže sa jedná o klonálnu rastlinu, každú stonku sme považovali za jedinca/ individuum(i). Za malú populačnú hustotu sme si udali hodnotu 1-20  $i/m^2$ , strednú 21-30  $i/m^2$  a vysokú 31 a viac  $i/m^2$  a vyhotovili tak stupnicu s malou, strednou a vysokou hustotou jedincov na 1  $m^2$  uvedenú v tabuľke č.1

Tabuľka č. 1 Stanovenie hustoty porastov pohánkovca

Počet $i/m^2$	Hustota
1-20	malá
21-30	stredná
31- $\infty$	vysoká

- údaje o lokalite porastu: nadmorská výška v m. n. m., sklon a orientáciu svahu, GPS súradnice, typ biotopu podľa katalógu biotopov Slovenska (Stanová et al., 2002) a typ stanovišťa- obydlia (budovy, parkoviská, ihriská, parky, stavebné sute

a iné objekty v intraviláne) vodné toky (brehové porasty), cesty, lesné cesty, železničné trate (násypy), kalamitné plochy.

Lokality výskytu boli taktiež zaznamenané fotodokumentáciou, ktorá je súčasťou prílohy tejto práce (viď. Priloha 1). Pre jednoduchšie spracovanie údajov a prehľadnejšie zaznamenanie do mapových podkladov a tabuliek sme lokality označili písmenom F s priradeným číslom. Zmapované lokality F s nameranými hodnotami sledovaných charakteristík sme zapísali do tabuľky č. 3, v časti Výsledky. V programe ArcGis 10.02 bola vytvorená mapa s bodovým vyznačením zmapovaných lokalít pohánkovca (viď. obr. č.11).

### 3.3. Fytocenologická analýza

Pri určovaní jednotlivých druhov rastlín pre fytocenologické spracovanie bol použitý Veľký kľúč na určovanie cievnatých rastlín I. a II. diel (Dostál et Červenka, 1991). Fytocenologický zápis bol vykonaný na všetkých zmapovaných lokalitách pohánkovca. Veľkosť plochy fytocenologických snímok bola určená na základe veľkosti plochy, ktorú populácia pohánkovca zaberá na danej lokalite v rozmedzí od 4-9 m<sup>2</sup>, a to nasledovne:

Tabuľka č. 2 Určenie veľkosti fytocenologických snímok

Veľkosť plochy pohánkovca (m <sup>2</sup> )	Veľkosť fytocenologického snímku (m <sup>2</sup> )
1-10	1
11-50	4
51-3000 a viac	9

Pri všetkých zmapovaných porastoch pohánkovca boli vytvorené 3 rovnako veľké fytocenologické snímky: na okraji populácie, v jej strede a mimo populácie pohánkovca z dôvodu poznania rastlinnej štruktúry týchto porastov a skúmania vplyvu pohánkovca na okolitú vegetáciu. Tento prístup sa zvolil, aby bol vplyv pohánkovca lepšie odpozorovateľný, keďže porovnávanie len invadovaných a neinvadovaných plôch so

sebou nesie určitú neistotu ohľadom charakteru napadnutých plôch pred inváziou. To znamená do akej miery sú invadované plochy porovnateľné s neinvadovanými kontrolnými plochami. (Hejda, 2009) Fytocenologický snímok z okraja populácie pohánkovca, tak predstavuje určitý prechod medzi týmito dvoma typmi plôch. Jednotlivé fytocenologické snímky boli označené písmenami *A* (stred populácie), *B* (na okraji populácii), *C* (mimo populácie) s priradením označenia pre danú lokalitu (*F*). Fytocenologický snímok *B* zahŕňal aj malú časť populácie pohánkovca a snímok *C* sa nachádzal v tesnej blízkosti snímku *B*, bez prítomnosti tohto invázneho druhu. Zároveň boli určené stupne abundancie jednotlivých rastlinných druhov vyskytujúcich sa v danom poraste podľa 9 člennej Braun - Blanquetovej stupnice abundancie. (Braun-Blanquet, 1964)

Získané snímky boli zapísané do programu Turboweg 2.84 (Hennekens & Schaminée 2001) a následne exportované do programu Juice 7.0 (Tichý, 2002) pre klasifikáciu fytocenologických dát, kde bolo ku každému druhu priradené Ellenbergové indikačné hodnoty. Výsledné tabuľky boli transformované do formátu programu MS EXCEL pre ďalšie štatistické spracovanie, ktoré sú súčasťou prílohy tejto práce. Pre štatistické spracovanie boli dáta transformované zo stupnice Braun – Blanquet do stupnice podľa van den Makrela (Herben, 2003)

### **3.4. Štatistická analýza dát**

Fytocenologická analýza, údaje o poraste a lokalite porastu poslúžili ako podklad pre štatistické spracovanie. Údaje boli vyhodnocované pomocou deskriptívnej štatistiky v programe EXCEL. Keďže z výsledkov mapovania nebol zaznamenaný dostatočný počet lokalít každého druhu pohánkovca, aby bolo možné hodnoverne analyzovať ich vplyv, vyhodnocovanie bolo sústredené viac na invázny vplyv pre rod pohánkovca celkovo. Vo výslednej tabuľke č. 6 sú uvedené aj hodnoty pre konkrétny druh zvlášť.

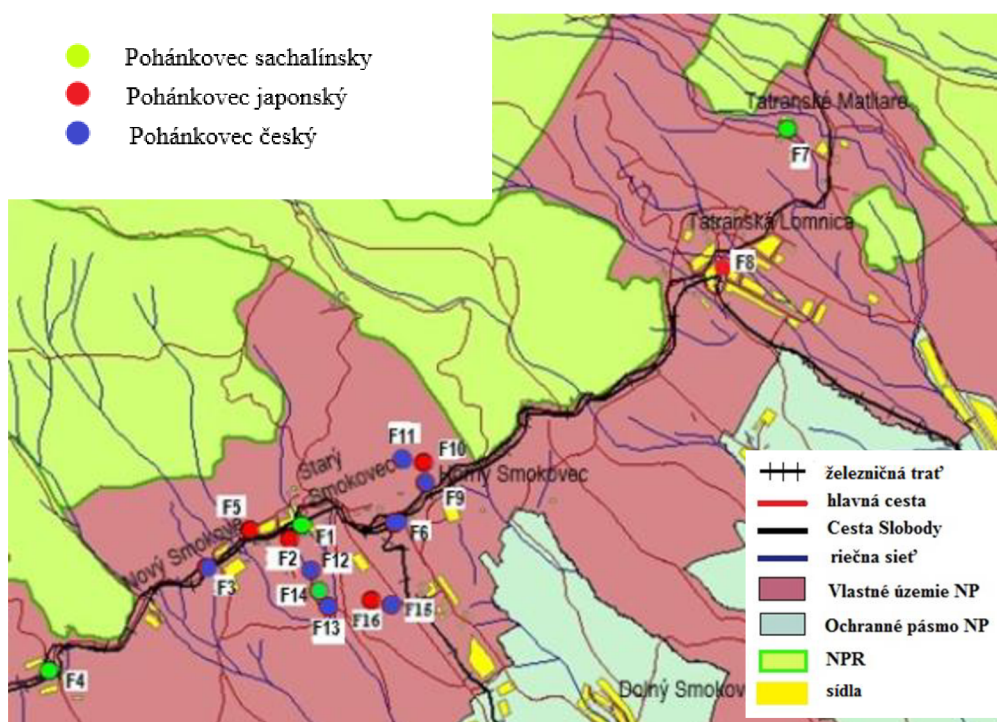
Údaje o druhovej abundancii boli použité ako dôležité hodnoty pre výpočet Shannon- Wienerovho indexu. Rozdiely v počte druhov *S* a rozdiely v Shannon- Wienerovho indexe medzi snímkami *A* (stred), *B* (okraj), *C* (mimo) v rámci jednej lokality boli použité na posúdenie vplyvu prítomnosti rodu pohánkovca na druhovú bohatosť, či dochádza na invadovaných lokalitách k zmene, alebo prípadnému poklesu druhového zloženia, a ako veľmi je táto zmena výrazná v porovnaní s neinvadovanou plochou či plochou na okraji porastu pohánkovca. Ďalej bol použitý Sørensenov index

podobnosti na porovnanie početnosti spoločných druhov dvoch snímok navzájom (*A-B, B-C, C-A*). Medzi snímkami *A-B, B-C, C-A* bol zároveň porovnávaný aj percentuálny pokles druhového bohatstva. Na určenie signifikantnosti tohto výsledku bol použitý Studentov T-test s korekciou na viacnásobné porovnávanie použitím Bonferriho metódy. Na základe informácie o výskyte rastlinných druhov zaznamenaných pri fytoecologickom snímkovaní bola vypočítaná konštantnosť druhov, udávajúca percentuálnu stálosť druhu, to jest, na koľkých vzorkovacích plochách sa sledovaný druh vyskytoval. Tento údaj poslužil na posúdenie zmien v rastlinnom zložení medzi snímkami *A B C*, a teda, ktoré konkrétne druhy sa v týchto snímkoch vyskytujú najviac. Vo výsledkoch boli týmto spôsobom vybrané aspoň 3 druhy, vyskytujúce sa okrem *C* (mimo porastu) aj v *B* (na okraji), a aspoň 3 druhy vyskytujúce sa okrem *C* v *A* (v poraste pohánkovca). Na základe tohto postupu bolo zistené, ktoré druhy dokážu koexistovať s pohánkovcom, a ktoré, naopak, v jeho prítomnosti znižujú svoje pokryvnosti alebo sú z porastov pohánkovca úplne vytlačené.

## 4. VÝSLEDKY

### 4.1. Lokality výskytu pohánkovca

Celkovo bolo zmapovaných 16 lokalít výskytu rodu pohánkovca. Tento údaj však neurčuje konečný počet lokalít pohánkovca v tejto oblasti. Výskyt druhu pohánkovca japonského bol zaznamenaný na 5 lokalitách. Druh pohánkovca sachalínsky sa nachádzal na 4 lokalitách. Najväčší výskyt bol zaznamenaný u pohánkovca českého, celkovo 7 lokalít. Jednotlivé lokality sú znázornené na obr. č. 12.



Obr. č.12 Zmapované lokality výskytu (F) rodu pohánkovca v Tatranskom podhorí vo vybranej oblasti Tatranská Polianka-Tatranské Matliare

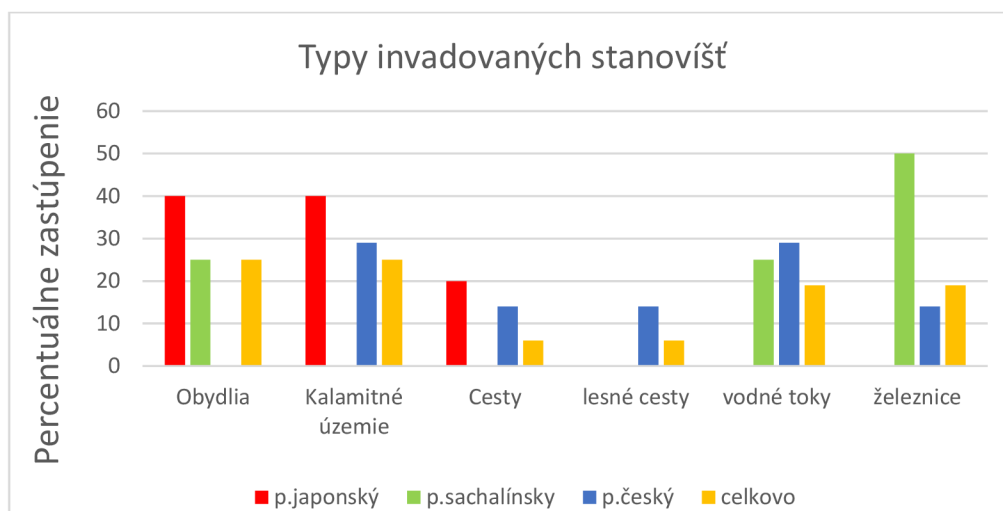
#### 4.2. Sledované charakteristiky porastov pohánkovca

Tabuľka č. 3 Namerané hodnoty sledovaných parametrov porastov pohánkovca a lokalít výskytu (F) p. japonského (PJ), p. českého (PČ) a p. sachalínskeho (PS)

sledované údaje	invázny druh	nadmorská výška	veľkosť plochy m <sup>2</sup>	hustota porastu	výška porastu	sklon svahu	expozícia	biotop
lokalita								
<b>Pohánkovec japonský</b>								
<b>F2</b>	PJ	965	100	stredná	1,8	10	J	ruderal.vegetácia
<b>F8</b>	PJ	633	8	malá	1,5	3	JV	ruderal.vegetácia
<b>F10</b>	PJ	993	4	malá	1,8	15	Jv	Rúbaň s prevahou bylín
<b>F5</b>	PJ	994	10	malá	2	2	jz	Ruderálna vegetácia
<b>F16</b>	PJ	891	10	stredná	1,8	5	J	Rúbaň s prevahou bylín
<b>Pohánkovec sachalínsky</b>								
<b>F1</b>	PS	991	20	malá	2,5	25	JZ	trávinno-bylinný
<b>F7</b>	PS	747	1500	malá	3	3	jv	les vysokobylinny
<b>F4</b>	PS	963	80	malá	2,1	5	jz	les vysokobylinny
<b>F14</b>	PS	979	9	malá	2,2	5	j	brehové porasty
<b>Pohánkovec český</b>								
<b>F9</b>	PČ	952	10	malá	1,5	10	j	rúbaň s prevahou bylín
<b>F6</b>	PČ	958	3500	stredná	2,2	8	J	rúbaň s prevahou bylín
<b>F11</b>	PČ	1023	6	malá	1,5	20	jz	rúbaň s prevahou bylín
<b>F12</b>	PČ	995	8	malá	2	3	jv	ruderalna vegetácia
<b>F13</b>	PČ	925	20	malá	2,2	5	j	brehové porasty
<b>F3</b>	PČ	975	70	malá	2,3	15	JZ	Brehové porasty
<b>F15</b>	PČ	893	50	malá	1,8	3	j	ruderal.vegetácia



## *Invadované stanovišťa*

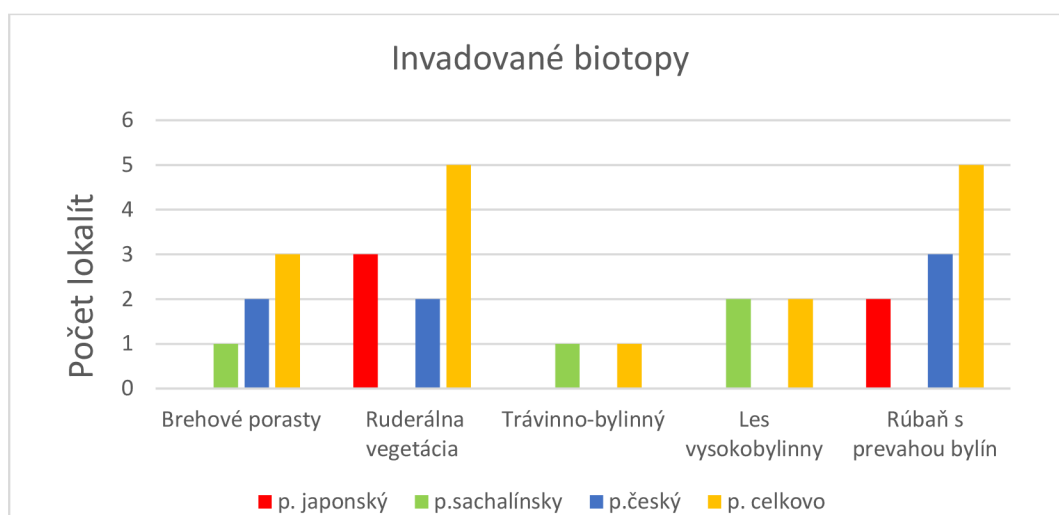


Graf.č. 1 Percentuálne zastúpenie jednotlivých typov invadovaných stanovišť

Mapované lokality pohánkovca boli situované najmä v blízkosti obydľí a na kalamitnom území. V menšej miere rástli v brehových porastoch vodných tokov a v blízkosti železničnej trate. Najmenej invadovaným typom stanovišťa boli lesné cesty a cesty (viď. graf č. 1). Pohánkovec japonský bol najčastejšie zaznamenaný v blízkosti obydľí - 40% a na kalamitnom území- 40%. Jeho výskyt nebol zaznamenaný pri vodných tokoch, lesných cestách a železničnej trati. Pohánkovec sachalínsky rástol najmä v blízkosti železníc- 50%. Jeho výskyt sme neevidovali na kalamitnom území, pri cestách a lesných cestách. Jedna lokalita výskytu sa nachádzala medzi železničnou traťou a vodným tokom. Táto lokalita je radená do typu stanovišťa- železnice. Pohánkovec český bol zaznamenaný skoro na všetkých typoch stanovišť, okrem obydľí. Najviac zaznamenaných lokalít s pohánkovcom českým sa vyskytovalo na kalamitnom území a v blízkosti vodných tokov. Na obidvoch typoch stanovišť mal 25% zastúpenie. Podrobnejší popis mapovaných lokalít s priloženými fotografiami je uvedený v časti Prílohy tejto práce.

## ***Invadované biotopy***

Medzi biotopy najviac postihnuté inváziou pohánkovca, na ktorých sa nachádzali zmapované lokality boli rúbane s prevahou bylín (5 lokalít) a ruderálne vegetácie (5 lokalít). Pohánkovec japonský rástol najčastejšie v prítomnosti ruderálnej vegetácie, v blízkosti ciest a železničných tratí. Pohánkovec sachalínsky bol najviac zaznamenaný na lokalitách s výskytom biotopu smrekový les vysokobylinný. Biotop rúbaň s prevahou bylín, nachádzajúci sa na kalamitnom území, bol invadovaný najviac druhom pohánkovca český (viď. graf.č. 2).

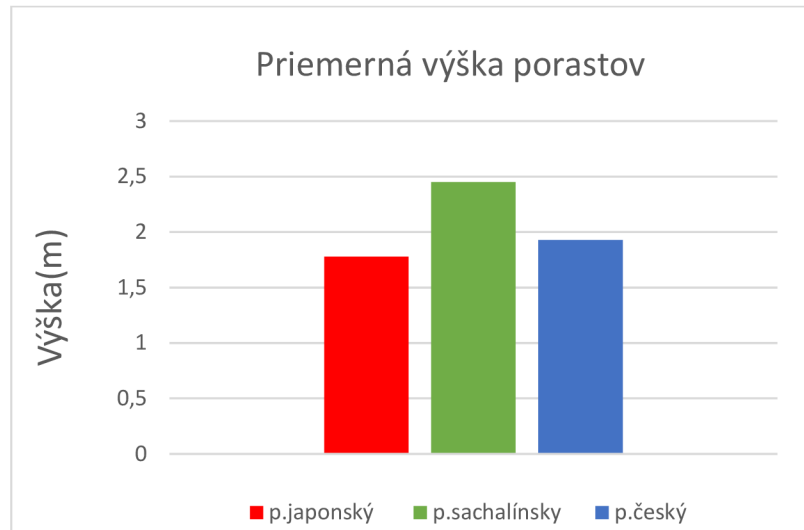


Graf č. 2 Typy a počet invadovaných biotopov pre jednotlivé druhy pohánkovca a pre všetky druhy pohánkovca celkovo

## ***Hustota populácií***

Hustota porastov jednotlivých druhov na zmapovaných lokalitách bola väčšinou malá, to jest počet jedincov i/m<sup>2</sup> sa pohyboval v rozmedzí od 1-20, ako je uvedené v tab.č. 1 v časti Metodika. Stredné hustoty populácií dosahoval druh pohánkovec japonský na lokalitách F2 a F16.

## *Výška porastu*

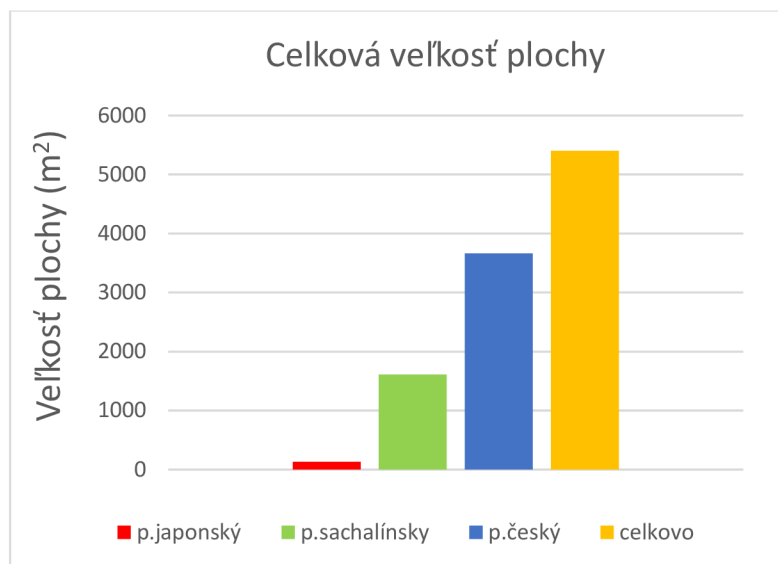


Graf č. 3 Porovnanie priemernej výšky porastov jednotlivých druhov rodu pohánkovca

Výška porastu pohánkovcov sa pohybovala v priemere okolo 2 m. Aj podľa našich očakávaní mal p. sachalínsky najvyššie porasty. Najvyššia nameraná výška bola zaznamenaná na lokalite F7 v obci Tatranské Matliare, kde najvyššie byle dosahovali výšku 3m. Najnižšie hodnoty sme namerali u p. japonského a českého od 1,5- 1,8 m. U p. českého sme namerali veľké výškové rozpätie od 1,5-2,3m (vid' graf č. 3).

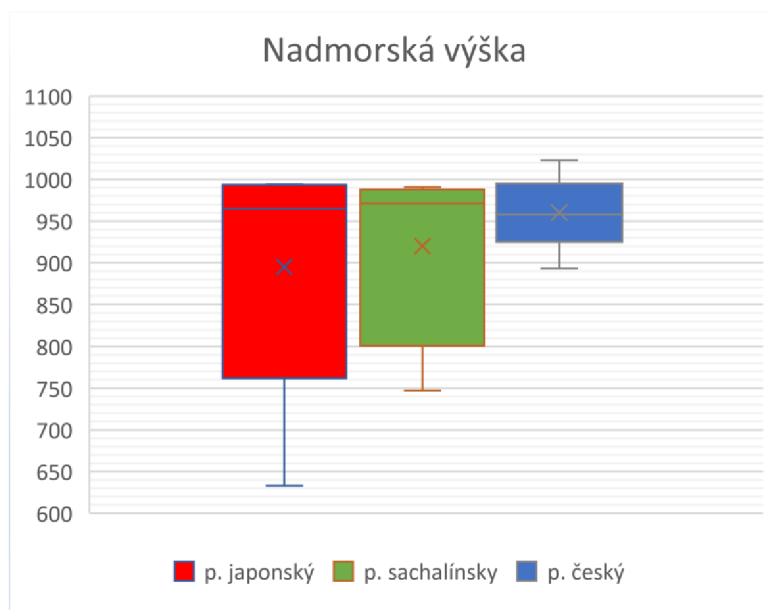
## *Veľkosť plochy*

Plošne najväčšie územie zaberá druh pohánkovec český s celkovou veľkosťou plochy 3664m<sup>2</sup>. Najväčšiu rozlohu mala lokalita F6 - 3500 m<sup>2</sup>. Celkovo pohánkovec rástol na ploche s rozmerom 5405 m. Najmenšie populácie aj najmenšiu celkovú plochu mal pohánkovec japonský (vid' graf č. 4).



Graf č. 4 Porovnanie celkovej veľkosti plochy jednotlivých druhov pohánkovca

### *Nadmorská výška lokalít*



Graf č. 5 Nadmorské výšky lokalít jednotlivých druhov pohánkovca

Najvyššiu nadmorskú výšku dosahovala lokalita F11 pohánkovca českého- 1023m.n.m. Najvyššiu priemernú nadmorskú výšku lokalít dosahoval pohánkovec český. Naopak najnižšiu priemernú výšku dosahoval druh p. japonský (vid'. graf č. 5).

### ***Druhová bohatosť***

Tabuľka č. 4 Celkový počet druhov zaznamenaných v snímkoch A (stred), B (okraj), C (mimo populácie) v rámci všetkých lokalít pohánkovca.

Snímky	Počet rastlinných druhov
A	20
B	68
C	91

Celkovo bolo urobených 48 fytocenologických snímkov zo 16 lokalít. Identifikovaných bolo 112 rastlinných druhov s rodom pohánkovca vrátane. Celkový počet zaznamenaných rastlinných druhov v snímkoch A, B, C je uvedený v tab.č.4.

### ***Druhové zloženie***

Tabuľka č. 5 Najviac zastúpené rastlinné druhy podľa pokrývnosti v snímkoch A (stred), B (okraj), C (mimo populácie) jednotlivo a vo všetkých snímkoch celkovo (all) v rámci všetkých lokalít s pohánkovcom vrátane.

Percentuálne zastúpenie druhov podľa ich pokrývnosti							
all	A	B	C				
Reynoutria_total	37.2	Reynoutria_total	80	Reynoutria_total	30.7	Urtica dioica	12.9
Urtica dioica	9.6	Urtica dioica	7	Urtica dioica	8.9	Aegopodium podagraria	8.6
Aegopodium podagraria	4.6	Salix caprea	3	Aegopodium podagraria	5.1	Agrostis capillaris	5.1
Calamagrostis villosa	3.1	Acer pseudoplatanus_XXX	1.9	Acer pseudoplatanus_XXX	3.8	Calamagrostis villosa	4.8
Vaccinium myrtillus	2.5	Rosa canina agg.	1.9	Vaccinium myrtillus	3.5	Cirsium arvense	4.3
Anthriscus sylvestris	2.3	Calamagrostis villosa	1.7	Calamagrostis villosa	2.8	Geum rivale	4.2
Cirsium arvense	2.2	Rubus idaeus	1.2	Anthriscus sylvestris	2.5	Anthriscus sylvestris	4
Agrostis capillaris	2.1	Picea abies	0.9	Cirsium arvense	2.5	Trifolium pratense	3.9
Acer pseudoplatanus_XXX	1.9	Acer pseudoplatanus	0.8	Rosa canina agg.	2.4	Vaccinium myrtillus	3.9
Rubus idaeus	1.9	Anthriscus sylvestris	0.5	Rubus idaeus	2.2	Artemisia vulgaris	3

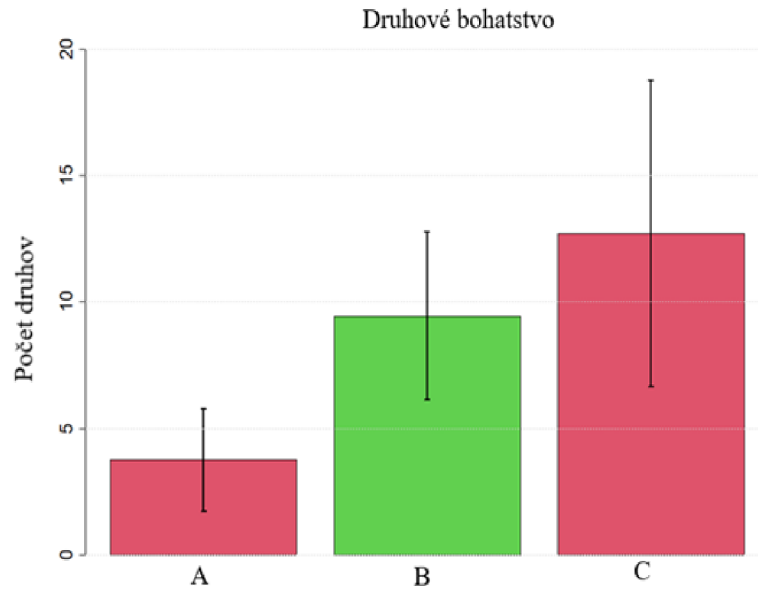
all	druhy vo všetkých snímkov A, B, C v rámci všetkých lokalít
A	druhy v strede porastu pohánkovca v rámci všetkých lokalít
B	druhy na okraji porastu pohánkovca v rámci všetkých lokalít
C	druhy mimo porastu pohánkovca v rámci všetkých lokalít

Druh žihľava dvojdomá (*Urtica dioica*) mala po pohánkovci najväčšie zastúpenie v snímkoch celkovo, taktiež dominovala aj v C (mimo porastu) pohánkovca. (viď. tab.č.5) Ďalším najviac zastúpeným druhom bol druh kozonoha hostcová (*Aegopodium podagria*). Z hľadiska rôznych typov invadovaných biotopov bolo aj zastúpenie rastlín rôzne. Na rudérálnych typoch stanovišť boli najpočetnejšie druhy *Urtica dioica*, *Cirsium arvense*, *Tanacetum vulgare*, *Poa annua* aj invázny druh *Lupinus polyphyllus*. Pri vodných tokoch rástli v blízkosti pohánkovca napr. *Lonicera nigra*, *Filipendula ulmaria*, *Urtica dioica*, *Geum rivale*, *Sambucus nigra*, atď.. V blízkosti lesných ciest a v lesoch to bol napr. druh *Anthriscus sylvestris*, *Epilobium angustifolium*, *Lonicera nigra*, *Rubus ideaus*, *Chaerophyllum hirsutum* L., *Verbascum densiflorum*. Na rúbaniach sa nachádzali druhy ako *Hypericum maculatum*, *Calamagrostis villosa*, *Anthriscus sylvestris*, *Erigeron annuus*, *Epilobium parviflorum*, *Vaccinium myrtillus* či *Luzula luzuloides*. Zaznamenané boli aj invázne druhy *Heracleum sphondylium* či *Impatiens parviflora* vyskytujúce sa s pohánkovcom v lesných porastoch a na rúbaniach. Kompletné fytoocenologické snímky sú súčasťou tejto práce.

#### 4.3. Analýza vplyvu na druhovú bohatosť a diverzitu

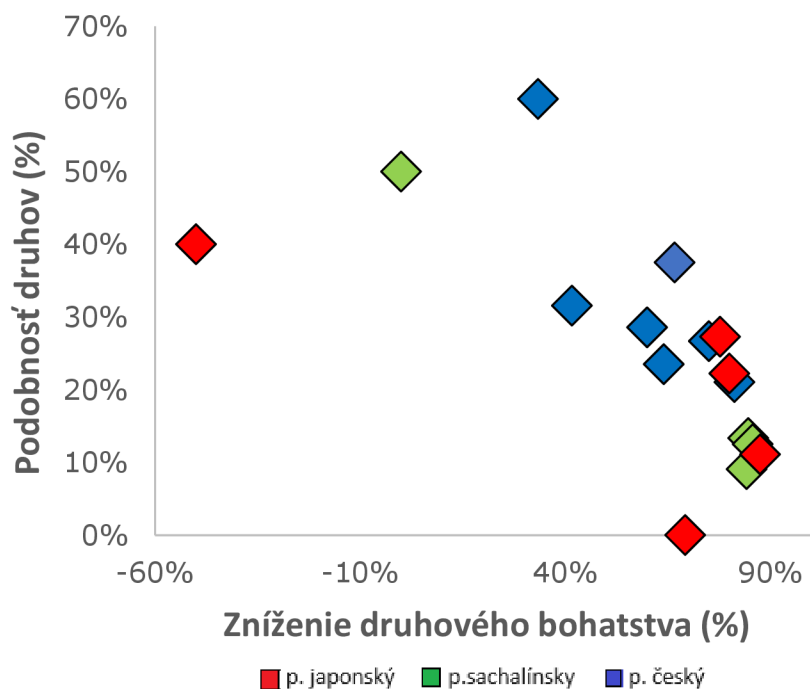
Priemerné hodnoty druhovej bohatosti v snímkoch A, B, C sú znázornené v grafe č. 6. Priemerný počet druhov v A (stred populácie) dosahoval hodnotu 3,75. (viď. tab. č. 6, Príloha 2) Počet druhov v B (okraj populácie) sa výrazne zvýšil o 5,69 druhov v priemere. Už len miernejší nárast počtu druhov bol zaznamenaný v snímkoch C (mimo populácie), v priemere o 3,31 druhov. Obdobné hodnoty sa ukázali pri výpočte Shannon-Wienerovho indexu diverzity. Najvyššia diverzita bola zistená v snímkoch C, mimo populácie pohánkovca. V B (okraj populácie) bol zaznamenaný len mierny pokles indexu diverzity, o 0,15 menej, na rozdiel od A (stred populácie), kde bol pokles diverzity očividný až o 1,32 menej. Ďalšie výsledky tento trend potvrdili. Najvýraznejší pokles druhového bohatstva, v priemere o 60,76%, bol zaznamenaný v A (stred populácie) oproti C (mimo populácie). Pri porovnávaní fytoocenologických snímok z B (okraj populácie) oproti A (stred populácie) bol priemerný pokles druhového bohatstva o 60,42%. Nebol zistený výrazný pokles druhového bohatstva z C (mimo populácie) oproti B (okraju populácie), len o 0,95%. Sorensenov index podobnosti ukázal, že najmenej podobné druhové zloženie má A (stred populácie) s C (mimo porastu). A (stred populácie)

s *B* (okraj populácie) má menej podobné druhové zloženie ako *B* (okraj populácie) s *C* (mimo populácie). Viac je teda podobné druhové zloženie v *B* (okraj populácie) s *C* (mimo populácie pohánkovca).



Graf. č. 6 Priemerné hodnoty druhovej bohatosti v snímkoch *A*, *B*, *C* (SE je uvedená v tab.č.6, Príloha 2)

Pre nedostatočný počet lokalít jednotlivých druhov pohánkovca, ako je uvedené v časti Metodika, výsledky boli zamerané len na vplyv rodu pohánkovca celkovo. Na jednotlivých mapovaných lokalitách pohánkovca dochádzalo k zníženiu druhového bohatstva o 40 - 90% pri porovnávaní snímkov *A* (stred populácie) a *C* (mimo populácie pohánkovca) (vid' graf č. 7). Na väčšine mapovaných lokalít dochádzalo v súvislosti so znižovaním druhovej bohatosti aj k nízkej druhovej podobnosti medzi týmito snímkami. Podobnosť snímkov *A* (stred populácie)- *C* (mimo populácie) bola od 0-40% pri väčšine lokalít. Na niektorých lokalitách nedochádzalo k zníženiu druhovej bohatosti, aj podobnosť týchto snímkov bola vyššia. V jednom prípade druhová bohatosť dokonca vzrástla.



Graf č. 7 Korelácia medzi vplyvom invázneho druhu pohánkovca na zloženie druhov vyjadrený Sørensenovým indexom podobnosti medzi A (stred populácie) a C (mimo populácie pohánkovca) v rámci jednej študijnej lokality a druhovým bohatstvom

$$(r = -0,66; t=2,08; df=15, P=0,055)$$

V tabuľke č. 7 je uvádzaných 15 rastlinných druhov s najvyšším percentom konštantnosti. Vysokú konštantnosť v snímkoch A (stred populácie) dosahovali druhy- *Urtica dioica*, *Calamagrostis villosa*, *Anthriscus sylvestris*, *Epilobium angustifolium*, *Impatiens parviflora*, *Rubus idaeus* a *Acer pseudoplatanus*. Z hľadiska konštantnosti druhov v snímkoch, druh *Impatiens parviflora*, mal nezmenenú konštantnosť (19%) v snímkoch A, B, C. Jeho pokryvnosť v A (stred populácie) sa znížila z 1,17% na 0,10%. Druh *Urtica Dioica* dosahovala najvyššiu konštantnosť práve v snímkoch A (stred populácie)- 75%, taktiež druh *Anthriscus sylvestris*- 25%. Ich pokryvnosť v snímkoch A (stred populácie) sa však znížila. Druhy vyskytujúce sa okrem snímkov C (mimo populácie), len v B (okraj populácie), kde však dosahovali vysokú konštantnosť, boli- *Artemisia Vulgaris*, *Taraxacum spp.*, *Trifolium pratence*. V snímkoch A (stred populácie) ich výskyt už nebol zaznamenaný. Druhy, ktoré dosahovali vysokú konštantnosť v snímkoch C (mimo populácie) a vyskytujúce sa vo všetkých snímkoch, ale s klesajúcim trendom konštantnosti aj pokryvnosti z C (mimo populácie) do A (stred populácie), boli: *Calamagrostis villosa*, *Cirsium arvense* a *Aegopodium podagria*.



Tabuľka č. 7 Konštantnosť a relatívna pokrývnosť najviac sa vyskytujúcich druhov v snímkoch A (v strede), B (na okraji), C (mimo populácie) v rámci všetkých lokalít.

	C konšt.	C rel. pokrývnosť	B konšt.	B rel. pokrývnosť	A konšt.	A rel. pokrývnosť
<i>Aegopodium podagraria</i>	31%	32,50	25%	25,00	6%	0,50
<i>Anthriscus sylvestris</i>	31%	13,50	19%	9,17	25%	0,90
<i>Artemisia vulgaris</i>	38%	11,00	25%	7,50	0%	
<i>Calamagrostis villosa</i>	44%	9,21	44%	4,50	25%	4,00
<i>Cirsium arvense</i>	31%	15,50	19%	17,50	6%	0,10
<i>Epilobium angustifolium</i>	31%	1,70	25%	10,03	19%	0,23
<i>Epilobium parviflorum</i>	25%	0,30	25%	0,40	6%	0,10
<i>Geranium pratense</i>	19%	2,50	19%	5,17	0%	
<i>Impatiens parviflora</i>	19%	1,17	19%	1,17	19%	0,10
<i>Lathyrus pratensis</i>	31%	0,90	19%	1,83	0%	
<i>Rubus idaeus</i>	38%	5,50	31%	6,50	19%	5,17
<i>Taraxacum species</i>	44%	6,36	38%	1,10	0%	
<i>Trifolium pratense</i>	50%	10,25	31%	2,83	0%	
<i>Urtica dioica</i>	69%	17,50	56%	15,61	75%	6,78

	znížená konštantnosť aj priemerná pokrývnosť (v A sa nevyskytovali)
	znížená konštantnosť aj priemerná pokrývnosť (v A sa vyskytovali)
	konštantnosť klesá, ale trend pokrývnosti nie je jasný
	trend konštantnosti nie je jasný, avšak pokrývnosť klesá
	konštantnosť sa nezmenila, ani pokrývnosť (v B a C), druh zostal aj v A, s nízkou pokrývnosťou

## 5. DISKUSIA

### *Mapovanie*

Mapovaná oblasť Tatranské podhorie, ktoré je súčasťou Tatranského národného parku, predstavuje v súvislosti s vysokou mierou turizmu, stavebnej a lesohospodárskej činnosti, územie s vysokým predpokladom na šírenie invázných druhov rastlín, aj nami mapovaného rodu pohánkovca. Z hľadiska ochrany prírody, manažmentu najmä chránených oblastí a ďalšieho výskumu tejto problematiky je potrebný dôkladnejší monitoring pre upresnenie a doplnenie informácií o výskyte a ekologických charakteristikách tohto invázneho rodu.

Pohánkovec má v skúmanej oblasti, aj na základe zozbieraných údajov v tejto práci, početné zastúpenie. Celkovo, v roku 2016, bolo zmapovaných 16 lokalít pohánkovca, vrátane 5 lokalít poskytnutých správou TANAP-u. V súčasnosti, v skúmanej oblasti, je na základe mapových podkladov Štátnej ochrany prírody SR evidovaných 17 lokalít pohánkovca. ([www.maps.sopsr.sk/mapy/invazne.sk](http://www.maps.sopsr.sk/mapy/invazne.sk)) Nie všetky výskytové dáta sú totožné s dátami v tejto práci, čo môže znamenať, že sa pohánkovec šíri na nové miesta, alebo niektoré lokality, v čase nášho mapovania, neboli zaznamenané. Na väčšine lokalít (44%) bol zmapovaný aj križenec p. český, ktorý je na Slovensku stále prehliadaný, čo súvisí s ťažkou identifikáciou tohto druhu a zámennou s rodičovskými taxónmi. Eliáš (2008) uvádza že, väčšina lokalít s výskytom p. japonského, v Tatranskom podhorí, patrí križencovi p. českému. Na základe cytologického výskumu, mal p. český podobné zastúpenie (53%) aj v severozápadnej časti pohoria Krivánska Malá Fatra., čo potvrdzuje, že križenec je schopný šíriť sa aj na úkor rodičovských druhov a prevyšovať rodičovské taxóny na lokalitách, kde sa oba taxóny vyskytujú súčasne. (Bímova et al. 2003, 2004, Mandák et al. 2004) a v krátkej dobe ich dokonca vytlačiť (Chrtek, 1990) čo sa ukázalo aj v tejto práci. Správa Tatranského národného parku nerozlišuje druhy tohto invázneho rodu. Ako uvádza Žilkovanová (in verb, 2024): *...keďže všetci zástupcovia rodu pohánkovec sú zaradení medzi invázne nepôvodné druhy, nezaoberali sme rozlišovaním druhov na jednotlivých lokalitách výskytu, ale všetko evidujeme ako pohánkovec japonský, aj keď to nemusí byť úplne správne.* Na mapových podkladoch o invázných rastlinách Štátnej ochrany prírody SR, voľne dostupných na internete, informácia o výskyte jednotlivých druhov pohánkovca, v skúmanej oblasti aj na SR, zatiaľ chýba. ([www.maps.sopsr.sk/mapy/invazne.sk](http://www.maps.sopsr.sk/mapy/invazne.sk)).

### ***Typy invadovaných biotopov a stanovišť***

Na mapovanom úseku boli porasty pohánkovca situované najmä v blízkosti obydlií, na kalamitnom území a pri železničných komunikáciách. V menšej miere rástli pri vodných tokoch a cestách. Medvecká et al. (2018) udáva za najviac postihnuté inváziou v tejto oblasti železničné trate a cesty, najmenej lesné chodníky. Pohánkovec, v skúmanej oblasti, invadoval suché ruderalné typy biotopov, ale aj vlhšie lesné a brehové biotopy, čo potvrdzuje, že pohánkovec nemá špeciálne nároky na rast a je schopný rásť vo vlhších aj suchších pôdach s rôznou hladinou pH či v pôdach chudobných na živiny (Soltysiak a Brej 2013). Výsledky ukázali určité rozdiely v biotopových preferenciách medzi jednotlivými druhmi pohánkovca, ale na základe malej vzorky lokalít to nie je možné s určitosťou posúdiť. Pohánkovec sachalínsky sa nevyskytoval na ruderalných typoch biotopov, ale skôr obsadzoval vlhšie biotopy (trávinno bylenný, les vysokobylinný, brehové porasty). Podľa Cvachovej et al. (2002) sa pohánkovec sachalínsky najčastejšie vyskytuje vo vlhších biotopoch - ako sú lužné lesy, vlhké lúky či pobrežné krovinné biotopy a zároveň invaduje menej typov biotopov než jeho príbuzné druhy. Pohánkovec japonský preferoval suchšie, svetlé miesta (ruderalne vegetácie, rúbaň) a nebol zaznamenaný na vlhkých typoch biotopov, čo sa preukázalo aj v tejto práci. Pohánkovec český bol zaznamenaný vo vlhkých (brehový porast) aj suchých typoch biotopov (rúbaň) Aj Cvachová et al. (2002) uvádza v type biotopu- rúbaniskové kriačiny a kriačiny-len križenca p.českého. Lesné porasty, po narušení veternou kalamitou a následným spracovaním dreva, môžu podporovať inváziu, pretože zvyšujú dostupnosť zdrojov alebo znižujú potenciálnych konkurentov (Huebner and Tobin 2006; Sokol et al., 2017). Na problém takýchto disturbancií v horskom prostredí Tatier a následným zavlečením cudzích druhov upozornili už staršie práce Šoltész and Šoltésová (1989), Šoltész et al. (1992). Výskyt pohánkovca v tomto type biotopu bol zrejme podmienený aj blízkosťou železničnej trate či nespevnenej lesnej cesty.

### ***Hustota, veľkosť a nadmorská výška populácii pohánkovca***

Hustota populácii u všetkých druhov pohánkovca bola väčšinou malá, t.j. do 20 jedincov na m<sup>2</sup>. Strednú hustotu dosahoval p. japonský len na 2 lokalitách.. Iné hodnoty boli namerané pri mapovaní pohánkovca na severozápade Slovenska, kde 80% porastov pohánkovca malo vysokú hustotu- viac ako 31 i/m<sup>2</sup>. (Pauková et al., 2011) Dumitrascu, vo svojej práci uvádza vysoké hustoty populácii (do 50 jedincov na m<sup>2</sup>) namerané v Maramureș Mountains Natural Park v nadmorskej výške okolo 500 m.n.m, najmä

v blízkosti vodných tokov. (Dumistrascu et al, 2012) Rozdielne hodnoty hustoty populácii pohánkovca, v mapovanej oblasti, môžu súvisieť s vyššou nadmorskou výškou lokalít (väčšina zmapovaných lokalít dosahovala, v porovnaní s týmito prácami, vyššiu nadmorskú výšku, v priemere okolo 900 m.n.m) alebo iným typom biotopov. Pri niektorých mapovaných lokalitách mohla byť nižšia hustota ramiet spôsobená aj vyššou mierou zatienenia. (Martin et al, 2019)

V záujmovej oblasti našej práce dosahuje pohánkovec, konkr. druh p. český, v priemere najvyššie nadmorské výšky (nameraná najvyššie položená lokalita-1023m.n.m). V Tatrách bol zatiaľ najvyššie zaznamenaný výskyt pohánkovca (3 lokality) na Hrebienku – 1285 m.n.m (Žilkovanová, 2017). Rouifed (2014) uvádza, že rozšírenie pohánkovca v horskom prostredí súvisí najmä s ľudskou činnosťou, keďže v mapovanej oblasti sú najvyššie položené lokality výskytu pohánkovca situované v blízkosti zvýšenej ľudskej aktivity- turistické centrá a horské chaty. Expanzia pohánkovca do vyšších oblastí je zrejme podmienená aj veľkosťou zdrojových populácii v nižších nadmorských výškach a ich vzdialenosti od ciest či riek. (Martin, 2018) V nižších nadmorských výškach bolo zmapovaných niekoľko lokalít s veľkou rozlohou (1500m<sup>2</sup>, 3500m<sup>2</sup>), ktoré môžu predstavovať hlavný zdroj expanzie do vyšších oblastí. Veľkosť týchto populácii potvrdzuje, že pohánkovec vďaka klonálnemu rozmnožovaniu a rýchlemu rastu vytvára rozsiahle monokultúry. (Aguilera et al. 2010)

### ***Vplyv pohánkovca na vegetáciu***

Vplyv invázneho rodu pohánkovca, na väčšine mapovaných lokalít, mal výrazný dopad na pôvodné rastlinné spoločenstvá danej oblasti. Na základe fytoecologických snímok (48) v strede (A), na okraji (B) a mimo (C) mapovaných lokalít porastov pohánkovca je možné lepšie poznať rastlinnú štruktúru a posúdiť tak mieru vplyvu a prípadnej zmeny rastlinného zloženia v širšom rozsahu prostredia. Malý súbor dát pre jednotlivé druhy neumožnil hodnoverne posúdiť vplyv každého druhu zvlášť. V práci sa preto zameriava na celkový vplyv pohánkovca. V práci Hejda et al., (2009) zistili, že pohánkovec má zo sledovaných invázných druhov najsilnejší vplyv na invadované spoločenstvá z hľadiska diverzity aj štruktúry spoločenstva. Invázný druh *Reynoutria* v spomínanej práci dosahoval v invadovaných porastoch vysokú pokryvnosť, uvádzané je od 40-100%. Hodnoty pokryvnosti pohánkovca v tejto práci boli obdobné od 40-90% na invadovaných plochách, to je v strede populácie pohánkovca. V strede porastu mal pohánkovec na

niektorých lokalitách vysokú pokrývnosť (87 %). Pokrývnosť iných druhov v strede porastu pohánkovca bola preto zanedbateľná alebo malá. Je pravdepodobné, že práve bujný a vysoký rast spolu s vysokou pokrývnosťou majú silný vplyv na ostatné rastlinné druhy (Brabec a Pyšek, 2000) a teda na úrovni spoločenstva je potlačenie pôvodných druhov javom vyplývajúcim z dominancie dosiahnutej inváznym druhom (Daehler 2003). Porovnateľné hodnoty s prácou Hejda et al. (2009) bol zaznamenaný aj pri poklese počtu druhov. Najvýraznejší pokles počtu druhov medzi snímkami v strede populácie a mimo populácie pohánkovca bol v prípade pohánkovca sachalinského, čo súvisí pravdepodobne s tým, že p. sachalínsky spomedzi sledovaných druhov dosahuje najvyšší vzrast a tvorí najviac biomasy (Chrtek, 1990). Počet druhov v rámci jednej lokality v strede, na okraji a mimo populácie pohánkovca bol odlišný. Veľký rozdiel v počte druhov bol najmä v prípade stredu a mimo populácie. Rozdiel predstavoval v priemere 9 rastlinných druhov. Najvýraznejší pokles druhov bol zaznamenaný medzi okrajom populácie a stredom populácie. V snímkoch na okraji populácie pohánkovca nemal vysokú pokrývnosť, preto počet ostatných druhov bol vyšší a druhy dosahovali väčšie pokrývnosti. Výrazný pokles v tomto prípade súvisí práve s vysokým nárastom pokrývnosti pohánkovca v strede populácie. Je preto pravdepodobné, že pohánkovca začne vytláčať ostatné druhy, až keď je na danom stanovišti ustálený a dosahuje vysoké pokrývnosti, ako sa spomína v texte vyššie. Oveľa menej výrazný bol pokles druhov v snímkoch mimo populácie oproti okraju populácie. V prípade p. sachalínskeho bol zaznamenaný nárast druhového bohatstva na okraji populácie oproti snímku mimo populácie pohánkovca. Tento jav môže byť dôsledkom nízkej pokrývnosti pohánkovca, a tým pádom, vplyvom pohánkovca nedochádza k zníženiu druhovej bohatosti, ale naopak je táto lokalita obohatená práve o tento druh, poprípade pohánkovca na tejto lokalite vytvára priaznivejšie podmienky pre rast ďalších druhov, ktoré porast obohacujú. Keďže nie je k dispozícii dostatočný počet takýchto lokalít, nebrali sme tento údaj za dôležitý. Zníženie druhovej bohatosti (až o 60%) a nízka podobnosť druhov, zvlášť medzi snímkami zo stredu populácie a mimo populácie pohánkovca dokazujú, že pohánkovca výrazne negatívne ovplyvňuje prirodzené alebo poloprirodzené pôvodné spoločenstvá rastlín na rôznych typoch biotopov. Vysoká hodnota zníženia druhového bohatstva (vypočítaná z 30 vzoriek lokalít pohánkovca) je uvádzaná aj v práci Hejda et al. (2009)- o 70% v priemere. Aj pri menšej vzorke lokalít v tejto práci (16) mal pohánkovca porovnateľný vplyv na zníženie druhovej bohatosti. Taktiež pri porovnávaní podobnosti druhov boli výsledky zhodné - cca 0,25% podobnosť medzi invadovanými (snímkami zo

stredu populácie) a neinvadovanými plochami (snímkami mimo populácie). Najväčšiu podobnosť druhov, alebo len malú zmenu v štruktúre porastov bol zaznamenaná v snímkoch z okraja porastov oproti snímkom mimo porastu pohánkovca na všetkých lokalitách. Negatívny vplyv invázie pohánkovca na druhovú bohatosť a diverzitu rastlinných druhov bol opakovane preukázaný a popísaný už v mnohých vedeckých štúdiách napr. (Aguilera et al., 2010 ; Murrell et al., 2011 ; Stoll et al., 2012; Tanner et al. 2013), ale menej ako 5% testuje, či tieto účinky vznikajú v dôsledku konkurencie, alelopatie, zmeny premenných ekosystémov alebo iných procesov.

Ďalším cieľom tejto práce bolo zistenie ako sa prejaví vplyv pohánkovca na druhové zloženie pri porovnávaní snímkov v strede, na okraji a mimo populácie pohánkovca v rámci všetkých lokalít. Celkovo vo všetkých snímkoch (zo stredu, z okraja a mimo populácie pohánkovca) mal najväčšie zastúpenie, po pohánkovci, ruderálny druh *Urtica dioica*, ktorý bol prítomný aj v snímkoch zo stredu populácie, napriek vysokej pokryvnosti pohánkovca. Konštantnosť tohto druhu mala v porastoch pohánkovca dokonca stúpajúci trend. Výskum háďatiek v Tatrách, naznačujúci negatívny vplyv pohánkovca na pôdnu faunu (Renčo, 2021) uvádza taktiež druhy *Urtica dioica* či *Calamagrostis villosa* ako najviac vyskytujúce sa v porastoch pohánkovca. To značí, že niektoré pôvodné druhy rastlín sú napriek invázii menej ovplyvnené ako iné (Lavoie, 2017) a majú vysoký potenciál súťažiť o zdroje aj napriek podobnej nike s inváznou rastlinou (Woch et al, 2021), ako je to v prípade druhu *Urtica dioica* či *Aegopodium podagraria*. *A. podagraria* bol ďalším druhom, ktorý mal vysokú konštantnosť a vyskytoval sa v menšej miere aj v porastoch pohánkovca. Podľa (Chytrý, 2007) sú práve tieto druhy stálym prvkom asociácie *Reynoutrietum japonicae*. V našej práci sme zaznamenali aj druhy s vysokou konštantnosťou mimo/na okraji pohánkovca, ktoré sa už v poraste pohánkovca nevyskytovali vôbec- *Artemisia Vulgaris*, v *Taraxacum spp.*, *Trifolium pratense*, *Geranium pratense* či *Lathyrus pratensis*. Tieto druhy patria medzi hemikryptofyty s konkurenčnou stratégiou, teda rastliny s vynikajúcou schopnosťou dominovať v spoločenstve a vytvárať jednodruhové porasty (napr. *Artemisia vulgaris* je konštantnou dominantou v ruderálnych typoch biotopov). V práci Woch et al. (2021) uvádzajú, že hemikryptofyty s touto životnou stratégiou patria do skupiny druhov schopných prežívať v podrade pohánkovca. Napriek vysokej konkurencieschopnosti uvedených druhov boli však z porastov pohánkovca vytlačené.

Horské oblasti na Slovensku, v súčasnosti, patria medzi najmenej ohrozené inváziou pohánkovca, (Gašparovičová, 2022) čo súvisí nie len s nadmorskou výškou, ale

aj s pravidelnou kontrolou či likvidáciou pohánkovca v týchto oblastiach. Podľa našich zistení sú populácie pohánkovca na niektorých lokalitách na území Tatranského národného parku pravidelne mechanicky likvidované, ale stále sa obnovujú. (in verb. Žlkovanová, 2017). Podľa Žlkovanej (2024) dochádza len k miernemu zníženiu ich veľkosti. Je zrejmé, že mechanické likvidovanie, i keď vykonávané pravidelne, nie je dostačujúce, zvlášť na veľkoplošných lokalitách, ktoré sú hlavným zdrojom šírenia do ďalších oblastí. Dokonca môže mechanické odstraňovanie kosením zvyšovať hustotu ramiet a podporovať rozširovanie porastov pohánkovca (Beerling 1990; Child a Wade 2000). Od chemického odstraňovania sa však, v tejto oblasti, v minulosti upustilo kvôli negatívnym ohlasom. Na základe našich zistení a výsledkov preto navrhujeme niektoré riešenia na obmedzenie šírenia sa invázneho rodu pohánkovca.

- Zvážiť zmenu spôsobu odstraňovania pohánkovca na lokalitách, kde v súčasnosti mechanické odstraňovanie nie je dostačujúce a vyžaduje značné finančné a časové prostriedky.
- Zlepšiť spoluprácu pri mapovaní a odstraňovaní invázných rastlín medzi orgánmi štátnej správy, samosprávou a ďalšími organizáciami ochrany prírody pôsobiacimi na území Tatier.
- Sústrediť sa viac na monitoring invázných rastlín a ochranu pred ich šírením v maloplošných chránených územiach či v ich bezprostrednej blízkosti.
- Zapojiť viaceré organizácie či verejnosť pri odstraňovaní veľkoplošných populácií pohánkovca.
- Aktívnejšie upozorňovať vlastníkov pozemkov na povinnosť likvidácie pohánkovca.
- Oboznamovať verejnosť o negatívnom vplyve invázných rastlín pomocou rôznych komunikačných médií či informačných tabúľ, osadených na území národného parku, a potrebe nahlasovania ich výskytu cez internetové mapové portály či systém rýchleho varovania.
- Navrhujeme zaradiť uvedenú problematiku do environmentálnej výchovy pre základné školy.
- Využívať finančné prostriedky určené na reguláciu invázivných druhov rastlín skutočne len na túto oblasť, žiadať od svojich zriaďovateľov navýšenie finančných prostriedkov v tejto rozpočtovej kapitole.
- Vrátiť sa aj k v minulosti využívanému ekologickému spôsobu prevencie rozširovania invázných rastlín – spásaniu pozemkov. Bolo by vhodné využiť napr. aj dnešný nárast

záujmu o chov domácich zvierat. Povolit', prípadne nejakým spôsobom podporiť alebo motivovať dnešných drobnochovateľov k využívaniu plôch popri riekach, potokoch a aj iné voľné, nekontrolovane zarastajúce priestranstvá na spásanie drobným dobytkom.



## 6. ZÁVER

Mapovaním pohánkovca v Tatranskom podhorí sme chceli prispieť k detailnejšiemu poznaniu rozšírenia tohto invázneho rodu na Slovensku a jeho vplyvu na vegetáciu v prostredí Tatranského národného parku. Táto veľmi cenená a reprezentatívna oblasť je zároveň aj centrom záujmov rôznych skupín ľudí, inštitúcií a spolkov, čím je pod neustálym antropogénnym tlakom, s ktorým blízko súvisia práve rastlinné invázie.

- Okrem pohánkovca japonského a sachalínskeho sme na väčšine lokalít zmapovali aj kríženca pohánkovca českého, ktorého výskyt v záujmovej oblasti našej práce aj v celej oblasti Tatranského podhoria nie je dostatočne známy. Dozvedeli sme sa, že ani štátne orgány v oblasti ochrany prírody nemajú v záujme bližšiu špecifikáciu jednotlivých druhov pohánkovca.
- Široký rozsah podmienok, v ktorých je pohánkovec schopný prežívať a ďalej sa rozmnožovať na úkor iných druhov bol sčasti preukázaný aj v našej práci. Dôkazom sú rôzne typy biotopov, v ktorých bol pohánkovec zaznamenaný- ruderálne, brehové či lesné podhorské biotopy.
- Zaznamenali sme výskyt pohánkovca vo výške 1023 m.n.m na poškodených lesných porastoch po nedávnych veterných kalamitách. Domnievame sa, že čoraz častejšie prírodné a antropogénne disturbancie v spojitosti so zmenou klímy budú mať za následok šírenie sa inváznych druhov aj do vyšších nadmorských výšok.
- Vplyvom narastajúcej pokryvnosti pohánkovca dochádzalo k úbytku väčšiny druhov. Zo 109 druhov rastúcich v blízkosti pohánkovca sa vo vnútri porastu vyskytovalo len 10 z nich- *Urtica Dioica*, *Impatiens parviflora*, *Rubus idaeus*, *Calamagrostis villosa*, *Epilobium sp.* *Cirsium arvense*, *Acer pseudoplatanus*, *Anthriscus sylvestris*, *Aegopodium podagraria*.. Najväčšiu konštantnosť vo fytoecologických snímkoch zo stredu, okraja a mimo populácie pohánkovca sme zaznamenali u druhu *Urtica Dioica*.
- Výsledky našej práce potvrdzujú, podobne ako mnohé vedecké štúdie, že invázna rastlina pohánkovec výrazne znižuje druhové zloženie (až o 60%) a mení štruktúru porastov v napadnutých biotopoch.
- Väčšia veľkosť mapovaného územia, široký záber mapovaných typov stanovišť a biotopov, krátke obdobie mapovania či nedostatok primeraných dát pokladám za mínus tejto práce. Pre ďalší výskum v tejto oblasti by bolo zaujímavé zamerať sa na mapovanie

a posúdenie vplyvu pohánkovca na rastlinné spoločenstvá v konkrétnom type biotopu, a zistiť tak, do akej miery sú tieto spoločenstvá odolné voči jeho invázií.

## 7. INFORMAČNÉ ZDROJE

Abgrall, C., Forey, E., Mignot, L., Chauvat, M. (2018). Invasion by *Fallopia japonica* Alters Soil Food Webs through Secondary Metabolites. *Soil Biol. Biochem.* 2018, 127, 100–109.

Aguilera, A., Alpert, P. (2010). Impacts of the invasive plant *Fallopia japonica* (Houtt.) on plant communities and ecosystem processes, *Biol. Invasions* 12:1243–1252

Anonymous (2021). Akčný plán na riešenie problematiky prienikových ciest neúmyselnej introdukcie a neúmyselného šírenia invázných nepôvodných druhov na územie Slovenskej republiky a na územie EÚ cez územie Slovenskej republiky, MŽPSR, Bratislava

Ministerstvo životného prostredia Slovenskej republiky (2013). Aktualizovaná národná stratégia ochrany biodiverzity do roku 2020.

Dostupné z: <https://www.minzp.sk/ochrana-prirody/medzinarodne-dohovory/dohovor-biodiverzite/aktualizovana-narodna-strategia-ochrany-biodiverzity-do-roku-2020/>

Alberternst, B. (1995). *Reynoutria x bohemica* Chrtek et Chrtková im westliche Ruhrgebiet. Kurze Mitteilung. In: *Natur u. Heimat*, 55, no. 3, p. 85-88

Alexander, J., Jonas, J. (2016). Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alp Botany. Swiss Botanical Society.* 126:89–103

Bailey, J.P., Child, L.E. and Wade, M. (1995). Assessment of the genetics variation of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia xbohemica*. In: Pyšek P., Prach K., Rejmánek M. & Wade M. (eds.), *Plant invasions: general aspects and special problems*, SPB Academic Publishing, Amsterdam, pp. 141–150.

Beerling, D. J., Bailey, J. P., Connolly, A. P. (1994). *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene *Reynoutria japonica* Houtt., *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.).- *J. Ecol.*, *Oxford*, 82: 959-979.

Bergman, W., Blom, E. (2001). Invasive plants and animals, Is there a way out? *The Netherlands Committee for. IUCN* ISBN 90-75909-08-x

Bhat, J., Kumar, M., Negi, A. (2012). *Acacia dealbata* Link. (Silver Wattle), an invasive species growing in high altitudes of the Himalaya *Current Science*, 103

Bímová, K., Pyšek, P., Mandák, B. (2003). Experimental studies of vegetative regeneration in four invasive *Reynoutria* taxa (Polygonaceae).-*Pl. Ecol.* 166: 1-11.

Brabec, J. and Pyšek, P. (2000): Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: a field experimental study. – *Folia Geobot.* 35: 27–42

Brock, J. H. et Wade, M. (1992). Regeneration of Japanese Knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: Observation from greenhouse trials. - In: *Proc. IXth Intern. Symp on the Biology of Weeds.* Dijon, France, 9: 85-94

Cvachová, A., Gojdičová, E., Karásová, E. (2002). Zoznam nepôvodných, invázných a expanzných cievnatých rastlín Slovenska, ŠOP SR, Banská Bystrica, 21:p.59-79, ISBN 80-89035-18-3

Cvachová, A., Gojdičová, E. (2003). Usmernenie na odstraňovanie invázných druhov rastlín. Banská Bystrica: ŠOP SR, 2003. 68 s. ISBN 80-89035-25-6

Cvachová, A. (2000). Výsledky mapovania invázných druhov rastlín v roku 1999 vo vybraných chránených územiach Slovenska a vo voľnej krajine, časopis *Chránené krajinné územia Slovenska*, č. 43, 2000, s. 16 – 18

Cvachová, A. (2002). Príručka na určovanie vybraných invázných druhov rastlín. Banská Bystrica: ŠOP SR, 2002. 64s.

Černý, Z., Neruda, J. and Václavík, F.(1998). Invázní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. Inst. výchovy a vzdělávání MZ ČR, Praha, 42 pp. *Čes. Bot. Společn.*, Praha, 32, Mater. 14: 45 – 57

Daehler, A., Curtis, C. (2003). Performance Comparisons of Co-Occurring Native and Alien Invasive Plants: Implications for Conservation and Restoration. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34: 183–211.

Dostupné z: <http://www.jstor.org/stable/30033774>.

Davis, M.A., Thompson, K. and Philip Grime, J. (2005). Invasibility: the local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography*, 28: 696-704. Dostupné z: <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04205.x>

Dostál, J., Červenka, M. (1991). Veľký kľúč na určovanie vyšších rastlín I , SNP Bratislava, 1. vyd. ,775 str., ISBN: 80-08-00273-5

Dumitrașcu, M., Kucsicsa, G.(2012). Invasive Terrestrial Plant Species in the Romanian Protected Areas. Case Study: Fallopija japonica in the Maramureș Mountains Natural Park. *Forum geografic*. Volume XI, Issue 1 pp. 45-53

Dostupné z: <http://dx.doi.org/10.5775/fg.2067-4635.2012.031>.

Eliáš, P. (1997). Invázie a invázne organizmy (Príspevky z vedeckej konferencie Nitra, 19. - 20. november 1996). *SNK SCOPE*, SEKOS pri SAV, Nitra, 213 pp.

Eliáš, P. (1997). Manažment Biologických invázií a invázných druhov rastlín, In: *Enviro Nitra*, č.1, p.256-258

Eliáš, P. (2001). Závery 3. konferencie o inváziách a invázných organizmoch. *Chránené územia Slovenska*. ŠOP SR Banská Bystrica, 47:12-13.

Eliáš, P. (2008). Prvé správy o výskyte Reynoutria ×bohemica na Slovensku, *Bull. Slov. Bot. Spoločn.*, Bratislava, roč. 30, č. 2: 195–205, 2008 195

Eliáš, P. (2001). Invasion potential of Introduced Plant Species and Possibilities of its Estimation, *Životné prostredie*, Ústav krajinej ekológie SAV Bratislava,č.2, p.83-86

Eliáš, P. (2009). Biotické invázie a manažment invázných druhov. Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, ISBN 978-80-552-0322-5.

Fehér, A., (2001). Invázne správanie sa rastlín v povodí rieky Nitry. Abstrakt pre získanie vedecko-akademickej hodnosti philosophiae doctor v odbore doktoranského štúdia 41 – 96 – 9 krajinné inžinierstvo. FZKI, SPU Nitra, 28 pp.

Fendeková, M., Fendek, M. (2005). Režim podzemných vôd kvartérnych sedimentov predpolia Vysokých Tatier a jeho klasifikácia, *Podzemná voda XI/2005*, Č. 2

Feráková, V. (2001). Výsledky mapovania inváznych druhov rastlín. Evidenčné karty, Depon. in COPK Banská Bystrica

Fleischer, P. (2008). Prehľad aktivít výskumnej stanice TANAPu a spolupracujúcich inštitúcií pri výskume lesných ekosystémov v rokoch 1999- 2008. In: *Šesťdesiat rokov Tatranského národného parku*. Tatranská Lomnica: ŠL TANAPu, 2008. s. 81-95. ISBN 978-80-89309-04-7.

Gašparovičová, P., Ševčík, M., David, S. (2022). Distribution of the Invasive Fallopia Taxa in Slovakia. *Plants 11*, 1484. Dostupné z : <https://doi.org/10.3390/plants11111484>

Genovesi, P., Shine, C., Európa, C. (2004). Európska stratégia pre invazívne cudzie druhy: Dohovor o ochrane európskych voľne žijúcich živočíchov a biotopov (Bernský dohovor) Rada Európy; Štrasburg, Francúzsko

Hajdúk, (1970). Rozšírenie druhu *Pleuroprerus cuspidatus* H. Gross. v Západných Karpatoch na území Slovenska *Ac. Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.*, Bratislava, Vol. XVI 2: 3-7.

Halada, L. (1997). Archeofyty flóry Slovenska – predbežný zoznam. *Bull. Slov. Bot. Spoločn.*, Bratislava, 19:129-136.

Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V. (2009). Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities, *Journal of Ecology* 97, 393–403 Dostupné z: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.13652745.2009.01480.x#b21>

Hejný, S. (1973). Karanténny plevel Československa. *Studie ČSAV* 8: 1–156.

Horn, P. (1997). Sezónni dynamika nadzemní biomasy *Reynoutria japonica*, *Zprávy čes.bot.společ.*, Praha, 32, Mater. 14: 59-62,

Huebner, C. D., and Tobin, P. C. (2006). Invasibility of mature and 15-year-old deciduous forests by exotic plants. *Plant ecology*, 186, 57-68.

- Chmura, D., Nejfeld, P. (2013). The importance of land use type in *Fallopia* (*Reynoutria*) japonica invasion in the suburban environment. *Pol J Ecol*, 2013 s. 379 – 384
- Chrtek, J. (1990). *Reynoutria* HOUTT.,-křídlatka, Květena České republiky. Praha: *Academia*, roč.2, s.-362-366
- Chytrý, M. (2007). Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation- *Academia*, Praha
- Jarolímek, I., Zaliverová, M. (2001). *Convolvuletalia sepium* R.Tx. 1950. In: Valachovič, M.(ed.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska 3. Vegetácia mokradí. *Veda*, Bratislava, p. 22 – 49
- Jones, D., Bruce, G., Fowler, M.S.(2018). Optimising physiochemical control of invasive Japanese knotweed. *Biol. Invasions* , 20, 2091–2105.
- Jurko, A. (1963). Zmena pôvodných lesných fytoocenóz introdukciou agáta. *Čs. ochrana prírody* 1: 56–75 Klíč ke květeně České republiky. *Academia*, Praha
- Koreň, M., Linkeš, V., Bublinc, E. (1994). Charakteristika pôd. In Tatranský národný park, Biosférická rezervácia, *Gradus*, Martin, s. 86 -104
- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek J., Kaplan, Z., Kirschner, J., Štěpánek J.(2002). Klíč ke květeně České republiky [Key to the flora of the Czech Republic]. – *Academia*, Praha
- Lavoie, C. (2017). The impact of invasive knotweed species (*Reynoutria* spp.) on the environment: review and research perspectives. *Biol Invasions* 19, 2319–2337  
Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1444-y>
- Levine, JM, Vilà, M, D'Antonio,, CM, Dukes, JS, Grigulis K, Lavorel, S. (2003). Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proc Biol Sci.* Apr 22;270(1517):775-81. doi: 10.1098/rspb.2003.2327.
- Mandák, B., Pyšek,, P., Bimová 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

Mandák, B., Pyšek, P. (1997). Druhy rodu Reynoutria na území České republiky. Zprávy Marhold K., Hindák F., (1998) *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska, Veda*, ISBN: 8022405264

Martin, François-Marie and Dommange, Fanny and Janssen, Philippe and Spiegelberger, Thomas and Viguière, Clément and Evette, André. (2018). Could knotweeds invade mountains in their introduced range? An analysis of patches dynamics along an elevational gradient. *Alpine Botany*.129.10.1007/s00035-018-0214-5.

Medvecká, J., Kliment, J., Májeníková, J., Halada, L., Zaliberová, M., Gojdičová, E., Feráková, V., Jarolímek, I. (2012). Inventory of alien flora of Slovakia. Institute of Botany, Slovak Academy of Science. *Preslia* 84: 257 - 309.

Mereďa, P. (2020). Myslíme boj s inváznymi rastlinami vážne ? Klady a zápory slovenskej a európskej legislatívy o inváznych rastlinách [online]. Centrum biológie rastlín a biodiverzity SAV .[cit.2.9.2023].

Dostupné z: [https://www.sizp.sk/files/genetika/invazne\\_rastliny.pdf](https://www.sizp.sk/files/genetika/invazne_rastliny.pdf)

Mereďa, P. Jr., Budzáková, M., Hodálová, I., Somlyay, L., Bisbing, S. M. and Šibík, J. (2014). Karyological, morphological and ecological differentiation of *Sesleria caerulea* and *S. tatrae* in the Western Carpathians and adjacent regions. – *Preslia* 86: 245–277

Mereďa, P., Koláriková, Z. and Hodálová, I. (2019). Cytological and morphological variation of Fallopiia sect. Reynoutria taxa (Polygonaceae) in the Krivánska Malá Fatra Mountains (Slovakia). *Biologia* 74, 215–236.

Dostupné z: <https://doi.org/10.2478/s11756-018-00168-w>

Michalko, J. et al., (1986). Geobotanická mapa ČSSR, časť Slovenská republika, Veda, Bratislava, 168 s.

Barták, R., Kalousová Konupková, Š., Jaskula, F., Ramík, J. a Brož, V. (2011). Záchrana lužných stanovišť v povodí Morávky. LIFE III Nature, vydal Moravskoslezský kraj ve spolupráci s ČSOP Salamandr



Mooney, H., Hobbs, A., Richard, J. (2000). Invasive Species in a Changing World. Island Press, Washington, DC. 457 pp. *Environmental Practice*. 2001; (3): 189-190. doi:10.1017/S1466046600002544

Murrell, C., Gerber, E., Krebs, C., Parepa, M., Schaffner, U., Bossdorf, O. (2011). Invasive knotweed affects native plants through allelopathy. *Am J Bot.* Jan, 98 (1): 38-43. doi: 10.3732/ajb.1000135.

Pashley, C.H., Bailey, J. P., Ferris, C. (2007). Clonal diversity in British populations of the alien invasive Giant Knotweed, *Fallopia sachalinensis* (F. Schmidt) Ronse Decraene, in the context of European and Japanese plants, *Watsonia* 26: 359–371

Pauchard, A., Kueffer, C. (2009). Ain't no mountain high enough: plant invasions reaching new elevations. *Ecol Environ*; 7, doi:10.1890/080072

Pelišek, J., (1973). Pôdne pomery Tatranského národného parku – *Zborník prác o Tatranskom národnom parku*, 15, Martin, s. 145 – 180.

Pimentel, D. (2001). Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions.” *Agriculture, Ecosystems & Environment* 84: 1-20.

Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D.(2005). Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States, *Ecological Economics*, Volume 52, Issue 3, NY 14850-0901

Prati, D. (2005). Invasive Plants: Ecological and Agricultural Aspects Birkhäuser Verlag, Basel, *Basic and Applied Ecology* 283pp, ISBN: 3-7643-7137-4

Pyšek, P., Tichý, L. (2001). Rostlinné invaze. Principy rostlinných invazí a expanzí, jejich vliv na původní rostlinná společenstva a příklady našich invazních druhů. – *Rezekvítek*, Brno.

Pyšek, P., Sádlo, J., Danihelka, J. (2012). Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. – *Preslia* 84: 155–255

Pyšek, P. (2001a). Které biologické vlastnosti usnadňují invazi rostlinných druhů? *Zprávy České Botanické Společnosti* 36, 21-30

Pyšek, P., and Richardson, D.M. (2007). Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. *Progress in Physical Geography* 31, 659-666

Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L. (2008). Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management = Plant invasions in the Czech Republic: state of the art, research and management: konference Praha: Česká botanická společnost, 222 s. *Zprávy České botanické společnosti. Materiály*; 23. Bulletin of the Czech Botanical Society. Series; 23, roč. 43. ISBN 978-80-86632-18-6.

Pyšek, P., Prach, K. (1997). Invazní rostliny v české flóře = Alien plants in the Czech flora: pracovní konference ČBS, Praha: Česká botanická společnost 138 s. *Zprávy České botanické společnosti. Materiály*; 14, roč. 32, ISBN 80-254-0851-5.

Renčo, M., Čerevková, A., Homolová, Z. (2021). Nematode communities indicate the negative impact of *Reynoutria japonica* invasion on soil fauna in ruderal habitats of tatra national park in Slovakia, *Global Ecology and Conservation*, Volume 26, 2021, e01470, ISSN 2351-9894, Dostupné z : <https://doi.org/10.1016/j.gecco.e01470>.

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.

Rouified, S., Piola, F., Spiegelberger, T. (2014). Invasion by *Fallopia* spp. in a French upland region is related to anthropogenic disturbances, *Basic and Applied Ecology*, Volume 15, Issue 5, 435-443, ISSN 1439-1791

Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179114000838>

Schwartz, M.W., Thorne, J.H., Viers, J. H. (2006). Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions, *Biological Conservation*, Volume 127, Issue 3, Pages 282-291, ISSN 0006-3207,

Dostupné z : <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.017>.

Slovenská lesnícka spoločnosť (2012). Hydrologické a hydrobiologické pomery Vysokých Tatier, Banská Bystrica, odborná štúdiá k projektu OPVV 26220220087- *Vývoj*

*ekologických metód pre kontrolu populácii vybraných druhov lesných škodcov v zraniteľných vysokohorských oblastiach Slovenska*

Sokol, N. W., Kuebbing, S. E., and Bradford, M. A. (2017). Impacts of an invasive plant are fundamentally altered by a co-occurring forest disturbance. *Ecology*, 98(8), 2133-2144.

Soltysiak, J. and Brej, T. (2013). Invasion of Fallopia genus plants in urban environment. *Pol. J. Environ. Stud.*, 23: 449-458.

Soltysiak, J., Berchova-Bimova, K., Vach, M. and Brej, T. (2011). Heavy metals content in the Fallopia genus in Central European Cities - study from Wroclaw and Prague. *Acta Botanica Silesiaca*, 7: 209-218.

Stachowicz, J., Tilman, D. (2005). Species Invasions and the Relationships between Species Diversity, Community Saturation, and Ecosystem Functioning 2 Species Invasions: Insights into Ecology, *Evolution and Biogeography*  
Dostupné z: <https://www.researchgate.net/publication/242379539>

Stanová, V., Valachovič, M., (eds.) (2002). Katalóg Biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava, 225 ISBN 80-89133-00-2

Stoll, P., Gatzsch K. (2012). Response of plant and gastropod species to knotweed invasion, *Basic and Applied Ecology*, Volume 13, Issue 3, 232-240, ISSN 1439-1791,  
Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179112000266>

Sucháňová, J., 2002: Invázne taxóny cievnatých rastlín vo flóre Bratislavy. Diplomová práca. Depon. in mscr.: Katedra botaniky PríFUK Bratislava, 88 pp.+ obr. príloha.

Sucháňová, J., 2001: Výsledky mapovania inváznych druhov rastlín. Evidenčné karty, mscr. Depon. in COPK Banská Bystrica.

Šerá, B., Vrchetová, N., Karčková, K., Krejčová, J., (2008). Príspevek ke studiu fytotoxických vlastností křídlatek (Fallopia) *Zprávy Čes. Bot. Společ.*, Praha, 43, Mater. 23: 141 - 150 . ISBN 978-80-86632-18-6.

Šípošová, H. Goliašová, K., Eliáš, P. (1999) Invázny postup krídlatky sachalinskej (Fallopia sachalinensis (F. Schmidt) Ronse Decr.) na Slovensku, Príspevok z konferencie.

Tade Zoku, K. (1965): Polygonum., In: OHWI J. (ed.) *Flora of Japan*, Smithsonian Institute, Washington, pp. 405–413.

Tanner, R.A., Gange, A.C. (2013). The impact of two non-native plant species on native flora performance: potential implications for habitat restoration. *Plant Ecol.* 214, 423-432. Dostupné z :<https://doi.org/10.1007/s11258-013-0179-9>.

Tarábek, K. (1980). Klimatogeografické typy. In *Atlas Slovenskej socialistickej republiky*. Slovenská akadémia vied, Slovenský úrad geodézie a kartografie, Bratislava. p. 64. Mapa 1 : 1 000 000.

Topp, W., Kappes, H., and Rogers, F. (2008). Response of ground-dwelling beetle (Coleoptera) assemblages to giant knotweed (*Reynoutria* spp.) invasion. *Biological Invasions*, 10, 381-390.

Vitousek, P. M. (1990). Biological Invasions and Ecosystem Processes: Towards an Integration of Population Biology and Ecosystem Studies. *Oikos*, vol. 57, no. 1, , pp. 7–13, Dostupné z. <https://doi.org/10.2307/3565731>

Webb, D. A. (1964): *Reynoutria* Houtt. – In: Tutin T. G. et al. (eds.), *Flora Europaea*. Vol. 1., p. 81, Cambridge University Press, Cambridge.

Woch, M. W., Kapusta, P., Stanek, M. (2021). Functional traits predict resident plant response to *Reynoutria japonica* invasion in riparian and fallow communities in southern Poland, *AoB PLANTS*, Volume 13, Issue 4, Dostupné z: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plab035>.

Zákon č. 543/2002 Z.z. o ochrane prírody a krajiny v znení neskorších predpisov

<http://botany.cz/cs/tatry-5/>

<https://invaznedruhy.sopsr.sk/invazne-druhy-sr/>

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2351989421000202>

<http://botany.cz/cs/tatry-3/>

## 8. PRÍLOHY

### Príloha 1

**Označenie** F1

<b>Druh</b>	p. sachalínsky
<b>Lokalita</b>	Starý Smokovec
<b>GPS</b>	S 49° 07,836' V 020° 14,221'
<b>Expozícia</b>	JZ
<b>Informácie</b>	Pri želez. stanici, pod traťou
<b>Stav</b>	Likvidovaná, obnovená



**Označenie** F2

<b>Druh</b>	p. japonský
<b>Lokalita</b>	Nový smokovec
<b>GPS</b>	S 49° 07,836' V 020° 14,221'
<b>Expozícia</b>	JZ
<b>Informácie</b>	V obci, za kostolom, svahovitý terén
<b>Stav</b>	likvidovaná, obnovená



**Označenie** F3

<b>Druh</b>	p. český
<b>Lokalita</b>	Nový Smokovec
<b>GPS</b>	S 49° 08,021' V 020° 12,305'
<b>Expozícia</b>	JZ
<b>Informácie</b>	Pri želez. stanici,
<b>Stav</b>	nelikvidovaná



**Označenie** F4

**Druh** p. sachalínský

**Lokalita** Tatranská Polianka

**GPS** S 49 ° 07, 420' V 020 ° 11,  
232'

**Expozícia** JZ

**Informácie** Pri želez. stanici, v oboch  
e smeroch

**Stav** Čiastočne likvidovaná



**Označenie** F5

**Druh** p. japonský

**Lokalita** Nový Smokovec

**GPS** S 49° 08,072' V 020° 12,376'

**Expozícia** JZ

**Informácie** V obci, pri skládke stavebného  
odpadu

**Stav** nelikvidovaná



**Označenie** F6

**Druh** p. český

**Lokalita** Horný Smokovec

**GPS** S 49° 08, 331' V 020° 14, 008'

**Expozícia** V

**Informácie** Na kalamitnej ploche,  
najväčšia, vysoký invázny  
potenciál

**Stav** Likvidovaná len na okraji,  
opätovne sa obnovuje, ťažko  
sa likviduje



**Označenie** F7

**Druh** p. sachalínský

**Lokalita** Tatranské Matliare

**GPS** S 49° 10, 702' V 020° 17, 292'

**Expozícia** V

**Informácie** Veľká rozloha, pri parkovisku, zasahuje do lesných porastov

**Stav** likvidovaná niekoľko krát, stále sa obnovuje a rozširuje do okolia



**Označenie** F8

**Druh** p. japonský

**Lokalita** Tatranská Lomnica

**GPS** S 49° 16,523' V 020° 27,750'

**Expozícia** JZ

**Informácie** Blízko cesty Slobody a pešieho chodníka

**Stav** Nelikvidovaná



**Označenie** F9

**Druh** p. český

**Lokalita** Horný Smokovec

**GPS** S 49° 08, 741' V 020° 14,505'

**Expozícia** JV

**Informácie** Na kalamitnej ploche blízko ubytovania, menšia rozloha

**Stav** Likvidovaná chemicky aj mechanicky, ustupuje



**Označenie** F10

**Druh** p. japonský

**Lokalita** Horný Smokovec

**GPS** S 49° 08, 741' V 020° 14, 308'

**Expozícia** JV

**Informácie** Pri lesnej ceste, nad lokalitou F9

**Stav** Nelikvidovaná,



**Označenie** F11

**Druh** p. český

**Lokalita** Horný Smokovec

**GPS** S 49° 08, 741' V 020° 14,105'

**Expozícia** JV

**Informácie** Najvyššie položená lokalita, svažité terén, kalamitná plocha

**Stav** Nelikvidovaná,



**Označenie** F12

**Druh** p. český

**Lokalita** Starý Smokovec

**GPS** S 49° 07,844' V 020° 13, 549'

**Expozícia** V

**Informácie** V spodných úsekoch vodného toku Štiavnik

**Stav** Nelikvidovaná





**Označenie** F13

**Druh** p. český

**Lokalita** Nový Smokovec

**GPS** S 49° 07, 801' V 020° 13,635'

**Expozícia** JZ

**Informácie** V spodných úsekoch vodného toku Štiavnik na ťažko dostupnom mieste, malá populácia

**Stav** Nelikvidovaná



**Označenie** F14

**Druh** p. český

**Lokalita** Starý Smokovec

**GPS** S 49° 07, 963' V 020° 13, 419'

**Expozícia** JZ

**Informácie** Viaceré menšie populácie vodnom toku Štiavnik

**Stav** Nelikvidovaná



**Označenie** F15

**Druh** p. český

**Lokalita** Starý Smokovec

**GPS** S 49° 07, 836' V 020° 14, 221'

**Expozícia** JZ

**Informácie** Blízko odstavnej plochy pri hlavnej ceste

**Stav** Nelikvidovaná



<b>Označenie</b>	<b>F16</b>
<b>Druh</b>	<b>p. český</b>
<b>Lokalita</b>	<b>Starý Smokovec</b>
<b>GPS</b>	<b>S 49° 07, 848' V 020° 14, 049'</b>
<b>Expozícia</b>	<b>JZ</b>
<b>Informácie</b>	<b>Na kalamitnej ploche</b>
<b>Stav</b>	<b>Nelikvidovaná</b>



Zdroj fotografií- autorka

## Príloha 2

Tabuľka č. 6 Výsledné hodnoty sledovaných charakteristík (S- počet druhov, SWI, pokles druhového bohatstva) jednotlivých druhov pohánkovca a rodu pohánkovca celkovo v snímkoch *A B C* a ich vzájomné porovnanie ( $P < 0,05$  s korekciou pre viacnásobné porovnávanie použitím Bonferriho metódy)

	S (počet druhov) vnútri porastu	S na okraji porastu	S mimo porastu	Shannon weiner index (SWI) vnútri porastu	Shannon weiner index (SWI) na okraji porastu	Shannon weiner index (SWI) mimo porastu	Rozsah pokryvu vnútri porastu (%)	Rozsah pokryvu na okraji porastu (%)	Pokles druhového bohatstva (vnútri porastu oproti okraju porastu) (%)	Pokles druhového bohatstva (okraj porastu oproti mimo porastu) (%)	Pokles druhového bohatstva (vnútri porastu oproti mimo porastu) (%)	Sørensenov index podobnosti (vnútri porastu oproti okraju porastu)	Sørensenov index podobnosti (okraj porastu oproti mimo porastu)	Sørensenov index podobnosti (vnútri porastu oproti mimo porastu)
<i>Fallopia sachalinensis</i>	2,25±0,5 (n=4)	7,5±0,6 (n=4)	12±7,2 (n=4)	0,25±0,3 (n=4)	1,57±0,1 (n=4)	1,67±0,9 (n=4)	37,5-87,5	12,5-37,5%	70,09%*	-25,77%	63,64%	0,36	0,34	0,21
<i>Fallopia x bohemica</i>	4,57±2,5 (n=7)	10,86±1,7 (n=7)	12,57±1,8 (n=7)	0,45±0,4 (n=7)	1,72±0,5 (n=7)	1,79±0,6 (n=7)	62,5-87,5	12,5-62,5	59,4%*	-0,3%	60,3%*	0,49	0,57	0,34
<i>Fallopia japonica</i>	3,8±1,5 (n=5)	9±1,0 (n=5)	13,6±5,1 (n=5)	0,63±0,5 (n=5)	1,57±,3 (n=5)	1,86±0,5 (n=5)	37,5-62,5	12,5-37,5	54,16%*	24,01%	59,15%*	0,43	0,59	0,20
<i>Fallopia</i> sp. (celkovo)	3,75±2,0 (n=16)	9,44±3,3 (n=16)	12,75±6,0 (n=16)	0,46±0,4 (n=16)	1,63±0,4 (n=16)	1,78±0,6 (n=16)	37,5-87,5	12,5-62,5	60,42%*	0,95%	60,76%*	0,44	0,52	0,26