

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA APLIKOVANÉ EKOLOGIE



REVIZE DAT O ROZŠÍŘENÍ A KONTROLE INVAZNÍCH DRUHŮ  
ROSTLIN V KRNAP

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

VEDOUCÍ PRÁCE: ING. JOHANA VARDARMAN

BAKALANT: PAVEL ŘEHÁK

2017

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Ing. Pavel Řehák

Aplikovaná ekologie

Název práce

**Revize dat o rozšíření a kontrole invazních druhů rostlin v KRNAP**

Název anglicky

**Revision of data on distribution and control of invasive alien species in KRNAP**

---

### Cíle práce

Ověření množství a relevance dostupných zdrojů informací o rozšíření a kontrole invazních druhů rostlin. Vyhodnocení kvality analogových dat botanických průzkumů z dřívějších let pro možnou digitalizaci a další výzkum. Zvláštní pozornost bude věnována druhu *Rumex alpinus*.

### Metodika

Rešerše odborné literatury na téma invazních rostlin a kontrolu druhu *Rumex alpinus*.

Rešerše teoretických prací z archivu Správy KRNAP, porovnání, kritické zhodnocení a sumarizace získaných poznatků.

Zhodnocení kvality analogových dat botanických průzkumů z pohledu podrobnosti a přesnosti a jejich možné digitalizace.

## **Doporučený rozsah práce**

30 s. + 1 příl.

## **Klíčová slova**

biologická invaze, Krkonoše, Rumex alpinus

---

## **Doporučené zdroje informací**

- Hobbs, R.J. a Humphries, S.E. 1995. An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. Conservation Biology, Sv. 9, 4, s. 761-770
- Lonsdale, W.M. 1999. Global Patterns of Plant Invasions and the Concept of Invasibility. Ecology, Sv. 80, 5, s. 1522-1536
- Richardson, D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J.: Naturalization and invasion of alien plants: concept nad definitions. Diversity and Distributions, 6, s. 93 – 107
- Simpson, R.D. 2008. Preventing Biological Invasions: Doing Something vs. Doing Nothing. NCEE Working Paper Series, 08-11, 43 s., dostupné z <https://www.epa.gov/environmental-economics/working-paper-preventing-biological-invasions-doing-something-vs-doing>
- Tu, M 2009. Assesing and Managing Invasive Species within Protected Areas. Protected Areal Quick Guide Services. J. Ervin [ed.], Arlington, VA: The Nature Conservancy, 40 s.
- 

## **Předběžný termín obhajoby**

2016/17 LS – FŽP

## **Vedoucí práce**

Ing. Johana Vardarman

## **Garantující pracoviště**

Katedra aplikované ekologie

## **Konzultant**

doc. Ing. Kateřina Berchová, PhD.

Elektronicky schváleno dne 21. 2. 2017

**prof. Ing. Jan Vymazal, CSc.**

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 23. 2. 2017

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 20. 04. 2017

---

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně, pod vedením Ing. Johany Vardarman. Další informace mi poskytli Mgr. Stanislav Březina, Ph.D., Ing. Tomáš Janata, RNDr. Alžběta Čejková, Ph.D. a RNDr. Irena Špatenková, odborní pracovníci Správy KRNAP. Uvedl jsem všechny literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne 18.4.2017

#### Poděkování:

Děkuji tímto vedoucí práce Ing. Johaně Vardarman za vstřícný přístup a podnětné připomínky, které přispěly k zdárnému výsledku a Ing. Tomáši Janatovi, odbornému pracovníkovi Správy KRNAP, který ochotně odpovídal na mé dotazy a zprostředkoval mi informace od svých kolegů. V neposlední řadě patří poděkování mé rodině za toleranci, kterou mi poskytli ve chvílích, kdy jsem svůj volný čas nevěnoval jim, ale studiu a své ženě Janě, která mi byla oporou ve chvílích, kdy se nedařilo.

## **Abstrakt:**

Druh *Rumex alpinus* byl do Krkonoš zavlečen v 16. století jako užitková rostlina. Díky přírodním podmínkám a v důsledku společenských změn od té doby získal invazní charakter a představuje výrazné ohrožení biodiverzity. Cílem této práce bylo na základě zájmu ze Správy KRNAP ověřením množství a relevance dostupných zdrojů informací o rozšíření a kontrole tohoto druhu v Krkonošském národním parku, vyhodnotit relevance digitálních nálezových dat a vyhodnocení kvality analogových dat botanických průzkumů z dřívějších let pro možnou digitalizaci a další výzkum. Při zpracování dat se ukázala roztříštěnost až nesystematičnost jejich pořizování a evidence, kvalita botanických průzkumů je proměnlivá a závislá na kvalitě práce mapovatele. Mapování invazních rostlin Správy KRNAP má nejpropracovanější metodiku mapování i následné zpracování. Ostatní zdroje jsou využitelné maximálně jako informace o výskytu *Rumex alpinus* v daném místě.

## **Klíčová slova:**

*Rumex alpinus*, Krkonoše, mapování invazních druhů, geodata

**Abstract:**

*Rumex alpinus* was introduced to the Krkonoše Mountains as a useful plant. Thanks to the natural conditions and because of social changes it became invasive plant and represents a significant threat to biodiversity protection and original plant communities. The object of this paper is the verification of the quantity and relevance of the available sources of information on the prevalence and control of this species in Krkonoše Mountain national park, assessing the relevance of the occurrence digital and analog data quality and evaluation of previous botanical surveys for possible digitization and further research. During processing, there fragmentation and lack of system of acquisition and registration occurrence data has been shown, botanical surveys quality is variable and depends on the quality of surveyor's work. Invasive plants mapping implemented by national park administration has the most sophisticated mapping methodology, and subsequent treatment. Other sources are useful only as information of the occurrence of *Rumex alpinus* in the area locally.

**Keywords:**

*Rumex alpinus*, Krkonoše Mountains, invasive alien plants mapping, geodata

## Obsah

1	ÚVOD .....	9
2	CÍLE .....	10
3	METODIKA.....	11
4	BIOLOGICKÉ INVAZE.....	13
4.1	Teoretický rámec biologických invazí .....	13
4.2	Role invazních druhů v procesu ekologických změn společenstev.....	17
4.3	Management invazních druhů .....	19
4.3.1	Prevence biologických invazí.....	19
4.3.2	Hubení invazních druhů.....	22
4.3.3	Kontrola výskytu invazních druhů .....	24
4.3.4	Specifika managementu invazních druhů v chráněných územích .....	25
5	RUMEX ALPINUS .....	27
5.1	Popis.....	27
5.2	Ekologie .....	28
5.3	Jiné invazní druhy rodu Rumex.....	28
5.4	Invaze druhu Rumex alpinus v Krkonoších a její management .....	29
6	REŠERŠE KVALIFIKAČNÍCH A VÝZKUMNÝCH PRACÍ.....	31
6.1	Kvalifikační práce .....	31
6.2	Vědecké a výzkumné práce .....	32
7	REŠERŠE NÁLEZOVÝCH DAT .....	35
7.1	Zdroje nálezových dat .....	35
7.2	Srovnání nálezových dat z databází AOPK a Správy KRNAP ze stejného období .....	37
7.3	Srovnání geodat z botanických průzkumů KRNAP v různých obdobích .....	39
8	DISKUZE .....	45
9	ZÁVĚR .....	47
10	POUŽITÁ LITERATURA.....	49
10.1	Literární zdroje .....	49
10.2	Internetové zdroje .....	51
10.3	Datové zdroje:.....	52
11	SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK .....	53
12	SEZNAM PŘÍLOH .....	54



# 1 ÚVOD

Biologické invaze jsou považovány za druhý nejhorší faktor vedoucí ke ztrátám biologické rozmanitosti a vymírání druhů (za ten nejhorší se považuje přímá destrukce a fragmentace stanovišť). Invazní organismy jsou téměř všude a působí problémy svými negativními dopady na původní flóru i faunu, na lidské zdraví i hospodářství, změny v abiotickém prostředí. Tyto dopady mohou být přímé, zejména vytlačování jiných druhů v kompetici, jedovatost, alergie, ale i nepřímé, mezi které patří např. zanášení vodních toků následované zvýšenými negativními dopady povodní, celkové změny podmínek prostředí, snižování výnosnosti zemědělských kultur, či ztráta rekreační atraktivity území (Křivánek 2006).

Nepůvodní organismy, pokud se po zavlečení do nových lokalit úspěšně usadí a začnou rozmnožovat, mohou znamenat významné ohrožení původního prostředí, pokud nenarazí na přirozeného nepřitele (predátora či herbivora), nebo nezíská vůči konkurenčním druhům určitou kompetiční výhodu. V takovém případě se pak druh stává invazním. Zejména v chráněných územích, ve kterých se vyskytují cenná společenstva, unikátní druhové skladby a chráněné druhy, je tedy potřebné potenciální invazní druhy včas identifikovat a zajistit náležitý management.

Druh *Rumex alpinus*, který se do Krkonoš dostal pravděpodobně během osidlování kolonisty z Alp, kteří ho využívali jako užitkovou rostlinu, se v prostředí Krkonošského národního parku stal vážnou hrozbou zejména po druhé světové válce, kdy došlo k odsunu původního obyvatelstva, zániku tradičního budního hospodaření s pravidelným kosením luk. Tomuto vývoji dále přispělo intenzivní využívání Krkonoš pro rekreační účely, zejména masivní nárůst turistiky a budování rekreačních objektů.

Správa Krkonošského národního parku se managementu invazních druhů věnuje v rámci plánu péče. Kromě vlastního mapování invazních druhů existuje ovšem ještě řada dalších prací, ať už kvalifikačních, nebo vědeckých, ve kterých je výskyt druhu zkoumán nebo alespoň zaznamenán. Stejně tak byl druh *Rumex alpinus* sledován v rámci pravidelných botanických průzkumů Správy Krkonošského národního parku či dalších badatelů. Tyto informace nebyly zatím nijak systematicky zrevidovány a zhodnoceny, starší botanické průzkumy jsou dosud pouze ve formě zákresů do mapových listů. Tato práce by měla zhodnotit kvalitu a relevanci těchto informačních zdrojů. Vlastní zadání bylo upřesněno po konzultaci s odbornými pracovníky Správy Krkonošského parku, kteří využijí výstupy této práce pro další management invaze druhu *Rumex alpinus*.

## 2 CÍLE

Cílem této bakalářské práce je:

- ověření množství a relevance dostupných zdrojů informací o rozšíření a kontrole druhu *Rumex alpinus* v Krkonošském národním parku,
- vyhodnocení relevance digitálních nálezových dat druhu *Rumex alpinus*,
- vyhodnocení kvality analogových dat botanických průzkumů z dřívějších let pro možnou digitalizaci a další výzkum.

### 3 METODIKA

Základem práce je literární rešerše na téma rostlinných invazí, roli invazních rostlin v procesu ekologických změn, managementu biologických invazí s přihlédnutím k specifikům invazí v chráněných územích. Následně byly vyhodnoceny kvalifikační práce, které se zabývají výskytem druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších, zpracovávané ve spolupráci s odbornými pracovníky Správy KRNAP. Stejně tak byly vyhodnoceny i další výzkumné projekty, ve kterých byl výskyt druhu buď zaznamenán, nebo přímo zkoumán, jejichž závěrečné zprávy Správa KRNAP pro svoji potřebu eviduje. Takto získané poznatky jsou cenným podkladem pro budoucí management tohoto druhu v KRNAP. Nálezové informace o výskytu druhu jsou shromažďovány v různých databázích (zejména geografický informační systém Správy Krkonošského národního parku, Nálezová databáze Agentury ochrany přírody a krajiny ČR). Dalším úkolem je dohledat tato data, včetně případných dalších zdrojů, shromáždit je a na vybraných lokalitách porovnat v programu ArcGIS od firmy ESRI jejich vzájemnou relevanci a možnosti jejich využití. Vlastní botanické inventarizační průzkumy Správy KRNAP jsou digitalizovány pouze z posledních let, starší existují pouze ve formě zákresů do mapových podkladů, případně ve formě skenů bez georeference, v rámci práce je vyhodnocena jejich kvalita z hlediska možné digitalizace. Ve vybraných dvou lokalitách byla provedena digitalizace údajů a vzájemně porovnány nálezy z jednotlivých průzkumů. Digitalizace byla provedena v programu ArcGIS s využitím WMS služeb Českého úřadu zeměměřického a katastrálního (digitální katastrální mapa a ortofoto). Naskenovaná mapa byla v programu ArcGIS georeferencována do souřadnicového systému S-JTSK, Křovákovo zobrazení, jako referenční body byly použity buď rohy budov, nebo hranice pozemků v digitální katastrální mapě dostupné přes WMS službu.

Zájmovým územím práce je území Krkonošského národního parku. Krkonošský národní park byl zřízen a podmínky jeho ochrany byly stanoveny Nařízením vlády České republiky č. 165/1991 Sb. ze dne 20. 3. 1991. V tomto nařízení jsou vymezeny i hranice národního parku a jeho ochranného pásma. Park je rozdělen do tří zón. Do 1. zóny jsou zařazena území nejvyšší přírodovědné hodnoty s výskytem unikátních ekosystémů krkonošské arkticko-alpínské tundry nad horní hranicí lesa (subarktická rašeliniště, mozaika alpínských luk a klečových porostů, kamenitá tundra alpínských vrcholů), azonální ekosystémy ledovcových karů, lesní porosty při horní hranici lesa a horské louky v supramontánním stupni. Přírodní procesy zde byly v minulosti jen relativně málo ovlivněny lidskou činností (ta je v současné době omezena výhradně na regulovanou letní a zimní turistiku).

2. zónu tvoří území s významnými přírodními hodnotami v oblasti horní hranice lesa, horské smrčiny, svahová rašeliniště a bezlesé enklávy s květnatými horskými loukami. Lesní i nelesní ekosystémy zde byly v průběhu staletí pozměněny lidskou činností, zejména lesním a zemědělským hospodařením. Prostorová propojenost s 1. zónou však ovlivňuje zdejší vysokou druhovou diverzitu. Do 3. zóny jsou zařazena území s lesními a nelesními ekosystémy, v minulosti silně pozměněnými lesním a zemědělským hospodařením, a nevelké sídelní útvary (malé obce, vesnice). V současnosti je toto území využíváno pro rekreaci a turistiku a ekologicky šetrné formy lesnického a zemědělského managementu.

Celé území národního parku a cca 25 % ochranného pásma se překrývá s ptačí oblastí Krkonoše, na celém území národního parku a v celém ochranném pásmu je vymezena evropsky významná lokalita Krkonoše. Celé území národního parku a ochranná pásma jsou dále součástí biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze zřízené UNESCO (Správa KRNAP 2010).

## 4 BIOLOGICKÉ INVAZE

### 4.1 Teoretický rámec biologických invazí

K tomu, aby byl druh označen za invazní, musí splňovat následující kritéria:

- a) být nepůvodní v dané oblasti,
- b) musí být do oblasti zavlečen člověkem, ať již přímo či nepřímo, úmyslně či neúmyslně,
- c) musí překonat několik geografických a ekologických bariér
- d) musí se v dané oblasti bez pomoci člověka šířit.

Splní-li druh tyto podmínky, je považován za invazní v biogeografickém smyslu slova (Richardson et al. 2000).

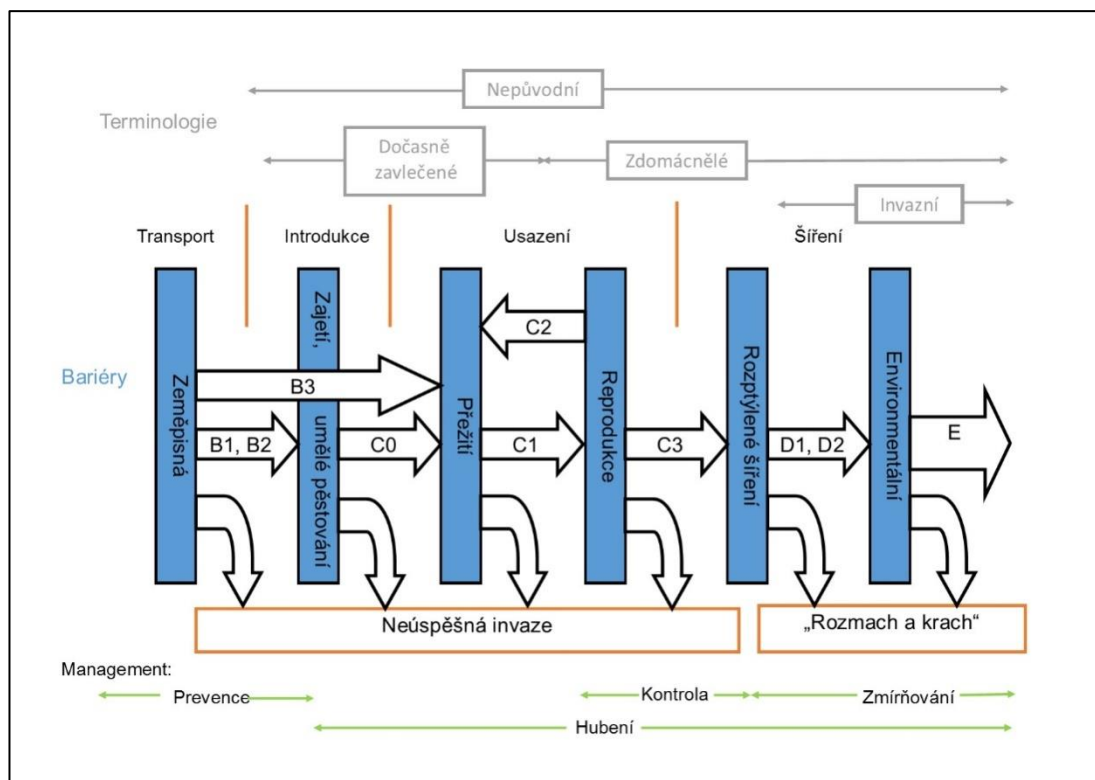
V oblasti ochrany přírody jsou na invazní druhy kladeny vyšší nároky. Jako invazní je zde označován druh nepůvodní, introdukovaný člověkem, který se šíří (potud shodné s biogeografickou definicí) a působí významné negativní dopady na biologickou rozmanitost společenstev, do nichž se šíří, případně i ekonomické ztráty (CBD 2006). S touto definicí operují až na výjimky všechny organizace zabývající se ochranou životního prostředí. K tomu, aby se druh v dané oblasti stal invazní musí být zavlečen člověkem. Introdukci lze rozdělit na úmyslnou a neúmyslnou. Úmyslnou introdukcí byla dovezena většina „užitečných“ druhů využívaných pro produkci či okrasu. Neúmyslná introdukce zahrnuje širokou škálu způsobů, jak může druh do daného území proniknout, např. příměs osiva, zemědělských produktů (např. převoz dobytka, semen, vlny) nebo neživého materiálu (např. rudy). Celosvětově je za nejhorší zdroj neúmyslných introdukcí považována balastní voda využívaná k dosažení nutného ponoru prázdných lodí (Křivánek 2006). Pro Střední Evropu je typickým příkladem neúmyslné invaze plž *plžák španělský* (*Arion lusitanicus*), který byl do střední Evropy zavlečen patrně společně s rostlinami a plody z Pyrenejského poloostrova, nebo roztoč *kleštík zhoubný* (*Varroa destructor*) parazitující na včelách, který byl zavlečen z Dálného Východu při převozu včelstev.

Podle období introdukce jsou druhy rozdělovány na archeofyty a neofyty. První skupina představuje pouze druhy tzv. Starého světa, které byly zavlečeny do roku 1500. Druhou skupinou, neofyty, jsou pak druhy dovezené po tomto datu. Za zdánlivě nesmyslnou časovou hranicí se skrývá řada faktorů rozlišujících obě skupiny. 14. 9. 1492 byla objevena Amerika a následovalo velké množství objevných plaveb do celého světa. Rostl také celosvětový obchod a s ním i množství druhů dovážených do Evropy zejména z Ameriky, ale také Afriky a východní Asie a samozřejmě i množství druhů dovážených do těchto oblastí z Evropy. Archeofyty jsou velmi často druhy vázané spíše s „klasickou“ zemědělskou

krajinou, zatímco neofyty jsou spíše druhy městské vegetace. Zatímco první skupina představuje většinou užitkové rostliny léčivé či potravinářské a plevely polních kultur, druhá skupina je zastoupena zejména druhy introdukovanými jako okrasné a druhy ruderálními. Ze současných invazních druhů je také většina druhů právě neofytů. Podobně v celé nepůvodní flóře ČR se v současnosti vyskytuje jen 332 archeofytů, ale zato 1 046 neofytů (Pyšek et al. 2002).

V posledních dvou desetiletích došlo k explozi výzkumného zájmu o lidmi zprostředkované invaze; tedy invaze druhů, které byly přesunuty za hranice jejich přirozeného zeměpisného areálu lidskou činností. Tato exploze měla za následek podstatný rozvoj pochopení procesu invaze. Nicméně invazní biologové prováděli výzkum s použitím různých terminologií, používali různá synonyma pro stejný proces, různě definovali stejná období a sledovali proces invaze různými způsoby. I na základní otázky, jak definovat původní druh, jak nazvat druh, která byl přepraven za hranice svého původního areálu a usadil se v oblasti, kde byl do té doby neznámý, kdy druh již označit jako invazní nebo vetřelce, existovaly různé odpovědi (Blackburn et al. 2011).

Snad nejjasnější výraz těchto rozdílů je rozdíl mezi výzkumem invazí suchozemských rostlin a živočichů. Většina ekologů botaniků přijímá rámec invaze stanovený D. M. Richardsonem (Richardson et al. 2000), který nahlíží na invazi jako na řadu překážek, se kterými se druh utkává, aby se stal buď naturalizovaný nebo invazní. Tento systém byl přijat v Globálním programu invazních druhů (McNeely et al. 2001), v různých řídicích a strategických dokumentech pro invazivní rostliny a obratlovce a je standardním zdrojem definic pro regionální a národní katalogy cizích druhů rostlin. Většina ekologů zoologů naopak přijímá rámec invaze v modifikacích podle původního návrhu M. Williamsona, který nahlíží na invazi jako na sérii úrovní, kterými druh musí procházet na cestě z původního na invazní (Blackburn et al. 2011). Z tohoto důvodu byl navržen sjednocený rámec biologických invazí vycházející z obou zmíněných modelů, sjednocující terminologii, který koresponduje i s rámci zpracovanými dalšími autory.



Obrázek 1 Sjednocený rámec biologických invazí (upraveno dle Blackburn et al. 2011)

Je-li druh zavlečen do dané zájmové oblasti, překonal první bariéru v invazním procesu. Za invazní proces se považuje vše od překonání introdukční bariéry (díky člověku) až po exponenciální fázi, kdy se druh intenzivně šíří. Dle sjednoceného rámce musí druh následně překonat bariéru zajištění/kultivace, tedy musí nastat situace, kdy je zavlečen, ať už úmyslně nebo nahodile do přírodního prostředí. Následuje bariéra přežití, po jejímž překonání je druh schopen se v novém prostředí usadit. Pokud se mu to podaří, stává se tzv. přechodně zavlečeným (v anglické terminologii *casual*). Takových druhů má současná nepůvodní flóra ČR 891 (Pyšek et al. 2002). Přechodně zavlečený druh zplaňuje, zejména v synantropních společenstvech, ale jeho existence je stále závislá na neustálém dodávání diaspor a podpoře člověkem. Pokud se druhu podaří překonat bariéru reprodukce nezávislé na člověku, stává se naturalizovaným čili zdomácnělým. Za naturalizované je považováno 397 druhů současné české flóry (Pyšek et al. 2002). Naturalizovaný druh je schopen existovat v krajině bez přispění člověka, zcela nezávisle. Stává se trvalou složkou vegetace daného území. Devadesáti druhům české flóry se však podařilo nejen být trvalou složkou vegetace, ale také se šířit do dalších biotopů. Tyto druhy překonaly poslední bariéry: schopnost šíření rozptýleně a následně celoplošně. Jakmile nepůvodní druh

překoná první bariéru, je schopen rozšiřovat svou populaci do lokalit mimo místo introdukce.

Kategorie	Definice
A	Nedošlo k transportu mimo hranice původního prostředí
B1	Jedinci transportovaní do nepůvodního prostředí, v zajetí nebo karanténě (tj. jedinci jsou pěstováni ve vhodných podmínkách, ale jsou nastavena dostatečná opatření proti šíření)
B2	Jedinci transportovaní do nepůvodního prostředí, uměle pěstovaní (tj. jedinci jsou pěstováni ve vhodných podmínkách, ale opatření proti šíření jsou omezená)
B3	Jedinci transportovaní a přímo uvolnění do nepůvodního prostředí
C0	Jedinci uvolnění ze zajetí (tj. mimo karanténu nebo uměle pěstování) do volné přírody v místě introdukce, ale neschopní přežít po významnou dobu
C1	Jedinci přežívající ve volné přírodě v místě introdukce, neschopní reprodukce
C2	Jedinci ve volné přírodě v místech introdukce, schopní reprodukce, ale populace není soběstačná
C3	Jedinci ve volné přírodě v místech introdukce, schopní reprodukce, populace je soběstačná
D1	Soběstačná populace, jedinci přežívají ve významné vzdálenosti od místa introdukce
D2	Soběstačná populace, jedinci přežívají a množí se ve významné vzdálenosti od místa introdukce
E	Plně invazní druh, jedinci se šíří, přežívají a množí na mnoha místech v různých podmínkách, druh rozšiřuje území výskytu.

*Tabulka 1 Kategorizace populací nepůvodních druhů podle sjednoceného rámce (upraveno dle Blackburn et al. (2011))*

Čím více se nepůvodní druh šíří, tím více je odlišné prostředí od toho, do něhož byl zavlečen. Šířící se populace nepůvodního druhu tak čelí mnohonásobným



událostem se stále se rozšiřující variabilitou podmínek prostředí. Limity, kterými prostředí omezuje nepůvodní druh v jeho invazi, tvoří poslední bariéru.

Pokud nepůvodní druh tyto limity překoná, je schopen se nejen intenzivně šířit, ale také efektivně potlačovat populace jiných druhů a měnit podmínky prostředí, do něhož se šíří. Na rozdíl od rámce navrženého Richardsonem sjednocený rámec nečiní rozdíl mezi environmentální bariérou narušeného nebo nenarušeného stanoviště, protože jednotlivé druhy reagují odlišně na různé úrovně modifikace prostředí, a protože disturbance není jednotný koncept, ale může k ní dojít mnoha různými způsoby (přírodními nebo antropogenními). Navrhovaný jednotný rámec explicitně připouští, že nepůvodní druh může selhat ve snaze stát se "vetřelcem", protože nedokáže překonat některou z překážek v jakékoliv fázi invazního procesu. Kromě toho jednotný rámec uznává, že invaze může selhat i poté, co se nepůvodní druh rozšířil, jak je popsáno ve scénáři "rozmach a krach", který je charakteristickým rysem stále většího počtu biologických invazí. "Krach" zde může znamenat zánik malého lokálního společenstva nebo úplné vyhynutí populace (Blackburn et al. 2011). Jednotlivé druhy se v tomto rámci invazního procesu nevyskytují staticky, ale mohou překračovat bariéry, putovat mezi jednotlivými úrovněmi, případně směřovat k vyhynutí. I jeden druh může mít několik nepůvodních populací na různých stanovištích, v různé úrovni invazního procesu.

## **4.2 Role invazních druhů v procesu ekologických změn společenstev**

Předchozí kapitola byla zaměřena na teoretický rámec biologických invazí všeobecně. Ve zbytku práce bude s ohledem na téma věnována pozornost invazím rostlinným.

Invazní druhy jsou všeobecně považovány za jednu z významných přímých příčin úbytku biologické rozmanitosti. Většina důkazů pro toto tvrzení je ovšem založena na jednoduché korelaci mezi dominancí exotických a úbytkem původních druhů v degradovaných systémech. Jakkoli to zní lákavě, není ovšem přímá příčinná souvislost mezi biologickými invazemi a snižováním biodiverzity jediným možným výkladem. Přijatelná alternativní hypotéza je, že dominance nepůvodního druhu může být nepřímým důsledkem úbytku původního druhu způsobeného změnou stanoviště. V systémech s více stresory je nejen obtížné rozlišovat mezi příčinami a závislostmi poklesu populace, ale je stejně těžké určit relativní důležitost různých příčinných mechanismů. Zatímco přímé dopady jednotlivých faktorů lze snadno poznat, nepřímé kauzální propojení více faktorů může být složité detekovat

a kvantifikovat. V zásadě je tento problém komplikovanější než jiné řetězce kauzality, protože synergie jednotlivých faktorů nemusí nutně vyplývat ze současné interakce mezi nimi. Historické procesy mohly slabě ovlivnit vývoj malé populace a potom se zastavit či rozptýlit, přičemž výsledná malá populace se stává náchylnější vůči budoucím jiným souborům faktorů. Zaměření na jeden přímý, blízký faktor považovaný za omezující vliv pro obnovu populace nemusí nutně vést k dlouhodobému úspěchu (Didham et al. 2005). Důležitou otázkou tedy je, zda přímá úměrnost mezi úbytkem původního druhu a dominance invazního druhu nutně znamená, že invazivní druhy jsou spouštěčem pozorované změny, tedy zda jsou dominantní invazivní druhy spouštěči změny populace nebo jsou jen „pasažéry“ na cestě vývojem životního prostředí. Model „spouštěč“ (angl. „*driver*“) předpokládá, že napadená společenstva jsou vysoce interaktivní a podřízené původní druhy jsou konkurenčně omezeny nebo vytlačeny nepůvodními dominanty. Model „pasažér“ předpokládá, že napadená společenstva jsou primárně ovlivňována nepřímými faktory (ekologické změny, limity šíření), které méně omezují nepůvodní druhy, které díky tomu dominují (MacDougall et al. 2005). Mnoho invazních druhů oportunisticky využívá jiné formy změny ekosystému, jako je např. narušení biotopu, spíše, než aby sami byli spouštěči změny. Samo o sobě toto konstatování není nic nového a podobné výroky se objevovaly v mnoha pracích zaměřených na kontrolu invazních druhů v minulosti (Vitousek et al. 1996, Mack et al. 2000) Důležité je pochopit, že máme-li lépe poznat dopady invazí a zmírnit ohrožení původních druhů, musíme být schopni rozlišovat mezi různými příčinnými mechanismy úbytku populací. Bohužel výzkum dvou hlavních přijímaných příčin úbytku rostlinných a živočišných druhů, ztráta stanoviště a invaze, je často pojímán, jako by se jednalo o nezávislé oddělené problémy, spíše než faktory, které interagují aditivně nebo synergicky (Didham et al. 2005). Jen málo ekosystémů ohrožených invazí není zasaženo úbytkem přirozeného prostředí. Disturbancemi a konkurenceschopnost sama o sobě nemůže vždy vysvětlit vysokou hojnost exotických druhů nebo změny složení a rozmanitosti napadených rostlinných společenstev. Rostlinné invaze musí být chápány v širším kontextu environmentálních změn, evolučního přizpůsobení a kompromisů historie života (MacDougall et al. 2005). Všeobecně je model „pasažér“ jako vysvětlení dominance nepůvodních druhů v degradovaných systémech sám o sobě vysoce diskutabilní. Příčiny úbytku populací jsou druhově specifické a závislé na kontextu a v některých případech bude vhodnějším vysvětlením model „spouštěč“. Vzhledem k tomu, že existuje několik omezení experimentální demonstrace působení invazních druhů, bude rozlišování mezi potenciálními spouštěči úbytku původní populace vyžadovat kombinaci přístupů zahrnující kvantitativní empirická data,

experimentování a modelování strukturálních rovnic, jako je „*path analysis*“ (Didham et al. 2005).

### 4.3 Management invazních druhů

#### 4.3.1 Prevence biologických invazí

Jak je zřejmé z obr. 1, začíná management invazních druhů již ve fázi prevence. Preventivní opatření mohou být prováděna jednak před vlastní introdukcí, jednak pak v době, kdy se nepůvodní druh vyskytuje v karanténě nebo je uměle pěstován. Využití karantény, za účelem znemožnění zavlečení organismů do nového prostředí má dlouhou historii v boji proti lidským parazitům. Většina invazí začíná příchodem malého počtu jedinců a náklady na jejich likvidaci jsou obvykle minimální ve srovnání s náklady a úsilím spojenými s pozdější kontrolou poté, co se populace rozšířila a usadila (Mack et al. 2000). Možnosti jednotlivých zemí omezovat pohyb biotických vetřelců přes své hranice jsou zdánlivě řízeny mezinárodními smlouvami, klíčová mezi nimi je Dohoda o používání hygienických a fytosanitárních opatření (SPS). V rámci této dohody členové Světové obchodní organizace (WTO) mohou omezit pohyb druhů, které mohou představovat hrozbu pro člověka, zvířata nebo rostlinný život. Mezinárodní úmluva o ochraně rostlin (IPPC) z roku 1951 se zabývá karanténou proti škůdcům plodin a sekretariát IPPC také koordinuje fytosanitární standardy. Dohoda SPS vyžaduje, aby členové WTO odvozovali svá hygienická a fytosanitární opatření podle mezinárodně dohodnutých zásad. Bohužel ani zvláštní formulace, přesné interpretace, či dodržování těchto dohod neposkytují zcela účinnou kontrolu proti biotickým útočníkům. Jednotlivé země mohou stanovit odchylky nebo výjimky vycházející z politicko-ekonomických úvah, které převáží nad biologickými obavami. Dokonce, i když se některá země pokouší zakázat dovoz nepůvodního druhu, její úsilí může skončit mezinárodním rozsudkem, pokud Světová obchodní organizace ve své regulační funkci rozhodne, že zákaz je nezákonnou nebo protekcionistickou obchodní bariérou spíše než legitimním pokusem o eliminaci škůdce. Mohou se tak střetnout obavy o životní prostředí a politicko-ekonomické zájmy. Je nepravděpodobné, že by byl někdy globálně zakázán volný pohyb rostlin a zvířat v mezinárodním obchodě. To znamená, že úkolem pro vědce a vlády je identifikovat několik potenciálně škodlivých nepůvodních druhů v rostoucím počtu druhů neškodných (Mack et al. 2000).

I v situaci, kdy byl nepůvodní druh již zavlečen, je pro účinnou prevenci klíčové rozpoznání invazního potenciálu daného druhu a predikce potenciálních

invazí. Tyto predikce mají ovšem své limity. Invazní proces je procesem do značné míry stochastickým, náhodným. Existuje řada vlastností, které invaze podporují nebo naopak vylučují. Tyto vlastnosti nepůsobí samostatně, ale velmi často v interakci a významnou roli hraje náhoda a správné načasování. Spolu se zjišťováním procesů a faktorů podporujících, nebo naopak vylučujících invazní chování druhů se invazní biologové snaží nalézt zákonitosti, jež by byly použitelné i při předpovědi tohoto chování. Vedle vlastního vědeckého zájmu o pochopení problematiky se stále častěji objevuje i zájem politický, ekonomický a zájem ochrany přírody. Tyto zájmy kladou větší požadavky na možnosti co nejpřesnějšího předpovězení možných negativních dopadů způsobených introdukcí, ať již úmyslnou či omylnou, konkrétních druhů do konkrétních oblastí. Za tímto účelem pak vznikají různé tzv. predikční modely, které na základě dostupných informací o daném organismu hodnotí co nejpřesněji jeho možné budoucí dopady na biotu v oblasti, kde je nepůvodní a kam byl/bude zavlečen. Nesplnitelným ideálem je univerzální model aplikovatelný, pokud možno, na všechny skupiny organismů v celosvětovém měřítku (Křivánek 2006).

Současné hypotézy nebo zobecněná tvrzení o vlastnostech budoucích invazních druhů nebo zranitelných společenstev se hodnotí těžko, neboť vycházejí z posthoc pozorování, korelace a klasifikace, nikoli z experimentů. Pravděpodobně žádná invaze (s výjimkou některých invazních lidských parazitů) nebyla pečlivě sledována a kvantifikována od jejího vzniku. Kromě toho předpovědi budoucích útočnicků a zranitelných společenstev jsou neoddělitelně propojeny. Jak můžeme vědět, zda společenstvo bude ohroženo invazí, protože je vnitřně zranitelné, nebo proto, že útočník má mimořádné vlastnosti? (Mack et al. 2000). Stanovit obecné vlastnosti, které by co nejlépe charakterizovaly invazní druhy a vylišovaly je od těch, které se invazními nestaly, byl jeden z prvních úkolů invazní biologie. I přesto, že první texty řešící problematiku invazí byly napsány před více než padesáti lety, tyto vlastnosti nejsou dodnes uspokojivě zhodnoceny. Vlastnosti, které by měl mít ideální plevel, sepsal již v roce 1974 Baker. Těchto vlastností je celkem 12. Je sice pravdou, že taková rostlina, která by splňovala všech 12 Bakerových kritérií, neexistuje, na druhé straně je však velké množství druhů majících i více z uvedených atributů, aniž by se kdy kamkoli šířily. Protože nebylo možno stanovit obecný model vedoucí k předpovědi invazního chování, zaměřili se jednotliví autoři pouze na určité skupiny organismů nebo určité oblasti. Obecnost takových předpovědí byla sice limitována, ale jejich přesnost stoupla. Jak bylo řečeno, možnosti byly v zásadě dvě. Buď se zaměřit na určitou taxonomickou skupinu a

případné poznatky se snažit rozšířit i na skupiny další nebo se zaměřit sice na všechny druhy, ale pouze v určité přesně definované oblasti nebo určitého původu.

Predikční modely nejsou dokonalé. Svědčí o tom již jejich síla, tedy schopnost správně stanovit invazní druh jako invazní či neinvazní. Pokud se tato celková přesnost pohybuje okolo 80 %, lze hovořit o velmi úspěšném modelu. Často však nedosahuje ani 70 % nebo je model úspěšný jen v oblasti, pro niž byl vytvořen, ale v oblastech jiných jeho predikční síla prudce klesá. Proč nejsou ani ty nejvypracovanější modely přesnější?

Důvodů je několik: přírodní procesy jsou stochastické, náhodné a velmi těžko předpověditelné. V případě invazí to platí dvojnásob.

Často je diskutována otázka tzv. načasování, tedy druh musí být ve správný okamžik na správném místě. Často souvisí invaze s vlastnostmi či interakcemi jednotlivých vlastností, o nichž nevíme a domníváme se následně, že šlo o náhodu. Na druhou stranu pravděpodobně stejně často opravdu o náhodu jde.

Vedle náhodnosti procesů hraje velkou roli i princip, na němž jsou zejména diskriminační analýzy založeny. Tyto modely hledají vlastnosti, které by co nejpresněji odlišily skupinu druhů invazních od skupiny druhů neinvazních. Z celého souboru druhů a jejich vlastností tak jsou vybírány právě ty proměnné, které co nejpresněji odlišují invazní druhy od zbytku. S tím souvisí skutečnost, že řada modelů je relativně přesná ve stanovení, které druhy budou invazní. Na druhé straně, kamenem úrazu se stává určení, které druhy invazní nebudou. Tyto „bezpečné“ druhy totiž představují onen zbytek souboru po výběru druhů nebezpečných; zbytek se širokým spektrem projevů jednotlivých proměnných. Velmi často se proto stává, že modely ohodnotí řadu bezpečných druhů jako druhy potenciálně nebezpečné. Dostáváme se tak před problém, že kromě nebezpečných druhů zamítáme i řadu druhů bezpečných a často i se slibným ekonomickým potenciálem. Je jen na nás, jak velké riziko jsme ochotni přijmout a zda preferujeme zamítnutí více druhů, z nichž většina bude pravděpodobně nebezpečných pro krajinu či méně druhů s vědomím, že některý z povolených by se mohl stát velmi agresivním invazním druhem. Jak ukazují jednotlivé studie, naše neochota zamítnout některé druhy pramení velmi často z konservatismu.

Dalším faktorem omezujícím přesnost predikčních modelů jsou podmínky prostředí. Zejména pre-introdukční modely pracují se stálými podmínkami prostředí (*Je druh vhodný pro naše klima? Má v současnosti v zájmové oblasti nějaké přirozené nepřátele? Kříží se s něčím? ...*). Je však třeba počítat s tím, že prostředí

se neustále mění. Druhy, které byly za současných podmínek označeny jako bezpečné se tak za 20–30 let mohou stát vlivem změny prostředí velmi agresivními. S tím souvisí i otázka lag fáze. Činit závěry na základě desetileté zkušenosti s pěstováním nepůvodního druhu v zájmové oblasti není nikterak objektivní. Změn prostředí se zejména dotýká předpokládaná změna klimatu. Řada druhů, které se v současnosti vyskytují ať již v kultuře nebo přechodně i v krajině v ČR a ve střední Evropě pochází z klimaticky teplejších oblastí Středozeří a Blízkého východu. Jejich rozšíření je velmi často limitováno teplotou a délkou vegetační sezóny často jen na oblasti velmi teplé, případně do větších sídel působících jako tzv. teplené ostrovy. Proces globálního oteplování, tak jak je nastíněn klimatologem, může v budoucnu hrát významnou roli při rozšíření těchto druhů, které jsou limitovány nízkou teplotou. Je ovšem také možné, že v řadě případů zjistíme, že se druh, o němž jsme se domnívali, že je limitován teplotou, nešíří ani při celkovém oteplení klimatu a je limitován jinými, doposud skrytými faktory. Na druhé straně zejména post-introdukční modely právě faktorů změn prostředí často zahrnují a generují řadu možných scénářů vývoje invazního procesu druhu v různých klimatických či sociálně-politických podmínkách (Křivánek 2006).

#### 4.3.2 Hubení invazních druhů

Hubení nepůvodního druhu bývá účinné zejména v případě, že je včasné odhalen a opatření jsou aplikována rychle. Obvykle se však stává, že průběžné sledování, a to zejména v přírodních oblastech, je nedostatečné pro detekci introdukce nepůvodního druhu krátce poté, co k ní dojde. Mnoho příslušných institucí má bohužel sklon ignorovat výskyt nepůvodního druhu a mají pocit, že pokusy o kontrolu nestojí za starosti a výdaje s tím spojené, dokud se druh nestane rozšířený a invazní. Bohužel, v té době vyhubení již pravděpodobně nepřipadá v úvahu. Tento problém, jak přimět instituce, aby výskyt nepůvodních druhů braly vážně, se zhoršuje o to víc, čím je delší prodleva, která uplyne mezi usazením nového nepůvodního druhu a okamžikem, kdy se začne chovat invazně. Nicméně, některé potenciálně škodlivé neautochtonní druhy se i v takové situaci vyhladit podařilo. Ve všech těchto případech přispěly k úspěchu tři klíčové faktory. Za prvé, konkrétní aspekty biologie cílového druhu naznačovaly, že použité prostředky by mohly být účinné. Například, pro úspěšnou strategii vyhubení bakteriální rakoviny citrusů na jihovýchodě USA počátkem dvacátého století byly rozhodujícími faktory hostitelská specifická a malá schopnost šíření této bakterie. Za druhé, byly vydávány dostatečné zdroje po dostatečně dlouhou dobu. Pokud je financování

ukončeno, jakmile pomine bezprostřední hrozba ekonomického dopadu invaze, vyhubení je nemožné. Za třetí, jak ze strany příslušných orgánů, tak ze strany veřejnosti měla opatření širokou podporu. Lidé důsledně dodržovali karanténu a různá hygienická opatření. Dokonce, i když se úplné vyhubení nepodaří, učiněná opatření se mohou ukázat jako efektivní a je zabráněno podstatným ekologickým škodám. Například dlouhá kampaň na vymýcení *Striga asiatica*, africkou rostlinu parazitující na kořenech několika plodin v Severní a Jižní Karolíně, snížila zamoření ze 162 tisíc až na 6000 hektarů. Navržené metody by byly použity v každém případě alespoň ke kontrole tohoto invazního druhu. Jiné velké projekty tohoto zaměření však byly natolik neúspěšné, že mají podíl na veřejné skepsi a v některých případech problém ještě zhoršily (Mack et al. 2000).

Izolované odstranění druhů může kromě předpokládaného pozitivního efektu také vést k neočekávané změně jiných složek ekosystému. Tyto sekundární efekty budou pravděpodobněji při vyšším počtu interagujících útočníků v ekosystémech a pokud nepůvodní druh v pozdních fázích invaze odstraní původní druhy a nahradí jejich funkční role. K identifikaci ekologických podmínek, které mohou předpovídat potenciální nežádoucí sekundární dopady, mohou být použity potravní řetězce a rámce funkčních rolí. Náhodným, nepříznivým účinkům může zabránit integrace hubení do celkového procesu posouzení a obnovy ekosystému. Na případné dopady odstranění invazivního druhu může mít vliv typ druhu, který má být odstraněn, do jaké míry daný druh nahradil původní taxony a přítomnost jiných nepůvodních druhů. Je nutné předběžné posouzení – včetně kvalitativního hodnocení – trofických interakcí mezi nepůvodními druhy navzájem a mezi původními a nepůvodními druhy a potenciální funkční role nepůvodního druhu. Monitorování po vymýcení je také nesmírně cenné. V neposlední řadě proto, že umožňuje dokumentovat pozitivní výsledky a také poskytuje příležitost poučit se z chyb a dává šanci omezit negativní dopady dříve, než se stanou závažným problémem. Častější ekologické studie, které využívají konkrétní případy hubení invazního druhu jako experimenty v reálném čase ve velkém měřítku ekosystémů, mohou pomoci rozšířit znalosti o reakce celých systémů na odstranění nepůvodních druhů. Je nutné vědět, jak plánovaný zásah přizpůsobit konkrétní složité situaci. Údaje z několika případů ukazují, že pokusy o obnovení původního druhu bez likvidace všech nepřátel, které ho konzumují, pravděpodobně selžou. Jak se hromadí analýzy tohoto druhu – ať už na základě dat získaných po vyhubení nebo modelovaných na ekologických principech – zlepšuje se možnost vytvořit lepší strategie vyhubení a obnovy (Zavaleta et al. 2001).

### 4.3.3 Kontrola výskytu invazních druhů

Pokud vymýcení selže, stává se cílem kontrola a omezování výskytu druhů na přijatelnou úroveň. Široce se využívají tři hlavní přístupy, samostatně nebo v různých kombinacích: chemická, mechanická a biologická ochrana.

V zemědělství pravděpodobně zůstane hlavním nástrojem v boji proti nepůvodním škůdcům chemická ochrana. Ve výše uvedeném případě chemická kontrola, společně s regionální karanténou úspěšně stlačila výskyt rostliny *Striga asiatica* do několika krajů v Severní Karolíně. Chemická ochrana, bohužel až příliš často představuje zdravotní rizika pro lidi a necílové druhy. Dále díky vývoji rezistence u škůdců, vysoké ceně a nutnosti opakované aplikace je často trvalá chemická kontrola nemožná. V případě, že by bylo cílem omezovat invazní druhy v obrovské přírodní oblasti, náklady na chemické metody samy o sobě by byly neúnosné. I když třeba neexistuje žádný pevný důkaz o zdravotních rizicích použité chemické látky ohrožujících člověka, vyvolává masivní použití chemikálií v hustě osídlené oblasti nevyhnutelně enormní odpor veřejnosti.

Mechanické metody omezování nepůvodních organismů jsou někdy efektivní a obvykle nevyvolávají veřejnou kritiku. Někdy mohou dokonce posloužit pro vyvolání zájmu veřejnosti a podporu kontroly invazivních druhů, například angažováním dobrovolníků při kácení invazních dřevin a výsadbě původních druhů. Nicméně, náklady na vybavení, obtížnost skutečně najít cílové organismy a geografický rozsah některých nepůvodních druhů často činí mechanické metody nemožné.

Problémy s chemickými a mechanickými metodami zaměřily pozornost na biologické metody kontroly – introdukce přirozeného nepřítel invazivního druhu, v podstatě plánované invaze. Jejich cílem je vytvořit v alespoň části prostředí pro cílový druh podmínky odpovídající jeho původnímu prostředí. Některé biologické metody kontroly podařilo úspěšně omezit velmi rozšířené, škodlivé invaze na přijatelnou úroveň s minimálními náklady. V těchto případech přirozený nepřítel kontroluje škodlivý druh neustále, a to bez dalšího zásahu člověka. Když se rozmnoží škodlivý druh, přirozený nepřítel se adekvátně rozmnoží a vyvolá úbytek invazivního druhu, který je následován úbytkem přirozeného nepřítel. Ani jedna strana není vyhubena, ani jedna se nemůže volně šířit. Biologická ochrana byla nedávno kriticky zkoumána z toho důvodu, že necílové druhy, z nichž některé dokonce jsou předmětem ochrany, byly napadeny, a dokonce směřovaly k zániku díky působení nepůvodních činitelů biologické kontroly. V těch případech, kdy predátoři či herbivoři napadají mnoho druhů kořisti, nedochází k vzájemné kontrole



rozvoje populace mezi predátorem / herbivorem a druhem, jenž má být takto regulován. Diskuze o těchto problémech se zaměřuje především na dvě otázky: Zda je dostatečná kontrola pro detekci takového neplánovaného dopadu a pravděpodobnost, že druh introdukovaný pro biologickou kontrolu invazního druhu začne napadat nové hostitele. Skutečnost, že činitelé biologické ochrany se sami mohou rozšířit rozptýlit a vyvíjet, jako jakýkoli jiný druh introdukovaný do nového prostředí, znamená, že předběžné hodnocení těchto opatření by mělo být velmi pečlivé a měla by být prováděna pouze za extrémně bezpečných okolností (Mack et al. 2000).

#### 4.3.4 Specifika managementu invazních druhů v chráněných územích

Management invazních druhů v chráněných územích se v zásadě neliší od managementu v konvenční krajině. V každé fázi jsou však určitá specifika vycházející z rozlohy chráněného území, hodnot, jejichž ochrana je cílem existence chráněného území, kapacity a zdrojů, které má správce chráněného území, legislativní možnosti apod.

Optimálně by měl plán péče o chráněné území nebo jiný strategický dokument obsahovat i strategii ochrany před nepůvodními druhy, která by měla dle Tu (2009) obsahovat:

- zhodnocení hrozeb invazních druhů (stávajících i potenciálních),
- prevenci nových invazí a šíření zdomácnělých druhů,
- kontrolu prioritních invazních druhů na prioritních místech a
- obnovu původních druhů a společenstev na prioritních místech.

Pro většinu chráněných území založených za účelem ochrany místních hodnot je dostačujícím prvním krokem k pochopení problémů a příčin biologických invazí identifikace invazních druhů, které jsou přítomny v chráněné oblasti nebo že jsou v blízkosti a mají vysokou pravděpodobnost vniknutí a způsobení škody, a míst v chráněné oblasti, kde je největší pravděpodobnost napadení a usazení invazních druhů.

V mnoha chráněných územích jsou to lokality podél cest, kolem rozcestí značených cest a jiných narušených ploch, kde se nové invazní druhy s největší pravděpodobností objeví (Tu 2009). Prevence je úzce spojena s identifikací cest a vektorů šíření invazních druhů – jakým způsobem invazní nebo potenciálně invazní druhy mohou migrovat na nové místo. I když mohou existovat stovky nebo tisíce nepůvodních druhů, které by se mohly stát invazní v dané oblasti, existuje poměrně

málo cest, kterými tyto druhy mohou vniknout a usadit se v chráněné krajinné oblasti, regionu nebo dokonce státu (Mack 2003).

Owen (1998) ve svém strategickém dokumentu určeném pro management invazních druhů v chráněných územích na Novém Zélandu navrhuje řadu preventivních opatření na různých úrovních:

- lokální preventivní opatření, např. požadavek na čištění všeho tábornického a cestovního vybavení, vozidel, člunů, boty, oblečení atd., před vstupem do areálu, uzavírání cest a silnic, které by mohly sloužit k vniknutí invazních druhů, omezování vjezdu vozidel do chráněných území,
- systémová preventivní opatření zahrnující zákaz či omezení používání nepůvodních druhů pro protierozní opatření, rekreační účely, výsadbu kolem návštěvnických zařízení a vypracování procesu pro stanovení rizik potenciálních invazních druhů, které by mohly být neúmyslně zavlečeny
- národní nebo mezinárodní opatření zejména legislativního a smluvního charakteru.

Pro hubení, kontrolu a mírnění následků invazních druhů rostlin v chráněných se běžně užívají obvyklé metody ochrany (mechanická, chemická, biologická) či jejich kombinace. Žádnou metodu nelze obecně označit za nejlepší a je třeba v rámci managementu daného invazního druhu sestavit plán podle toho, o jaký druh se jedná, v jakém environmentálním kontextu se vyskytuje a ujistit se, že použitá metoda bude ve prospěch hodnot, které jsou předmětem ochrany v daném chráněném území. Z důvodu efektivnějšího a účinnějšího využití dostupných zdrojů je nutné stanovit priority managementu, protože není reálné, že by byl dostatek finančních prostředků nebo pracovníků pro kompletní management všech známých i potenciálních invazních druhů na celé ploše chráněného území. Celkovým cílem při stanovování priorit je využít zdroje tak, že budou minimalizovat dlouhodobé škody způsobené invazními druhy a celkovou zátěž nezbytnou k dosažení tohoto cíle. Je lepší zaměřit se spíše na několik invazních druhů, které nejsou tak rozšířené tam, kde je dobrá šance na úspěch, než soustředit úsilí na široce rozšířené druhy, které nebude pravděpodobně možné v rámci celého chráněného území mít pod kontrolou. Na základě analýzy situace v území by měly být identifikovány ty invazní druhy nebo jejich populace, které jsou nejvyšší prioritou pro aktivní management, s důrazem na prevenci, rychlou detekci a následnou kontrolu. Je nejlepší se zaměřit na udržení oblastí bez jakýchkoliv invazních druhů a pak na ty invazní druhy a populace, které mají největší vliv na hodnoty chráněného území (Tu 2009).

## 5 RUMEX ALPINUS

### 5.1 Popis

*Štovík alpský (Rumex alpinus L.)* je vytrvalá, až 160 cm vysoká bylina se silným plazivým oddenkem.

Nadzemní část se skládá z vegetativních výhonků se třemi až pěti velkými listy a plodných stonků nesoucích menší listy a až několik tisíc květů a plodů. Oddenky rostou obvykle v hloubce až 5 cm, jsou rovnoměrně segmentovány a jejich průřez je tmavě oranžové barvy, oválný, zploštělý v horizontální rovině. Každý segment je produktem jednoho vegetačního období, proto lze snadno odhadnout skutečný věk jednotlivých oddenků. Nicméně, celkové stáří jednotlivé rostliny může být stanoveno pouze u rostlin, které pocházejí ze semen, u kterých je nejstarší část rhizomu s primárním hlavním kořenem stále zachována (Šťastná et al. 2009).

Primární kořen ztrácí svou dominantní roli v druhém roce života rostlin, ale je často uchováván po dobu více než 10 let. Trsy přídatných kořenů se vyvíjí v horní třetině na oddenku, ale jen některé přežívají do příštího roku. Dospělá rostlina má kořeny většinou vyrostlé z bočních a spodních částí oddenku, kořeny mají průměr asi 10 mm. Celková délka se uvádí až 100 cm, podle jiných až 300 cm (Kutschera et al. 1992 ex. Šťastná et al. 2009). Většina z podzemní biomasy obvykle dosahuje hloubky 20-40 cm (Šťastná et al. 2009).

Listy jsou až 50 cm dlouhé, lysé, mají široce vejčitou srdčitou bázi, na konci jsou tupé, stopka je dlouhá 70–80 cm. Květenstvím je bezlistá lata, s přímými větvemi. Květy jsou oboupohlavné a jsou opylovány větrem. Rostliny začínají kvést v červnu, plodit začínají v červenci. Plodem jsou nažky ukryté v trojbokých nebo srdčitých krovkách (Šmarda et al. 1963 ex. Říčařová 2003). Rostlina má vytrvalý, větvený segmentovaný stonek, o průměru cca 3 cm, oranžové barvy. Z postranních větví starých 1 rok vyrůstá lodyha nesoucí reprodukční orgány, po dozrání plodů větve odumírají (Šmarda et al. 1963 ex. Říčařová 2003).

Druh *Rumex* patří odedávna mezi jednu z tradičních zemědělských plodin horských oblastí již od roku 2 400 př. n. l. Osadníky byl aktivně pěstován pro širokou paletu využití. Sytě oranžové oddenky se používaly k obarvování látek, mladé listy jako salát nebo špenát, oloupané řapíky se daly upravit jako rebarbora, nasekané čerstvé mladé listy se zase přidávaly do cukroví nebo pudinků. Spařené výživné listy posloužily jako krmivo pro prasata a v Tyrolsku se do listů balilo máslo, aby dlouho vydrželo. Od středověku je známo jeho využití i pro medicínské účely proti zažívacím problémům a ekzémům. Též se přikládal na tělo při horečkách (Janata et

Šťastná 2010). Dobytek tuto rostlinu spásá jen v nejnútnejších případech, jinak ji nechává nedotčenou (Bucharová 2003).

## 5.2 Ekologie

Primárním areálem jsou horstva střední a jižní Evropy (Alpy, Karpaty), Kavkaz a Zakavkazí, severní Turecko. Etabloval se v ČR i na Slovensku, ve Velké Británii, Severní Americe a jihovýchodní Asii (Jáva). Na území ČR je tento neofyt poprvé dokladovaný v roce 1819. Vyskytuje se hojně v pohraničních horských polohách od Jizerských hor až po Beskydy, ojediněle sestupuje i do podhůří. Vzácně je splavován do nížin. V primárním areálu obsazuje stinná místa, podél potoků v rozmezí nadmořských výšek 1500–2000 m. Běžně roste na loukách a pastvinách, v lesních lemech, na okrajích cest a na lesních pasekách převážně v horských polohách (Mlíkovský et Stýblo 2006). Je to nitrofilní, konkurenčně silný druh a dnes se chová jako synantropní a ruderalní. Jeho výskyt můžeme pozorovat na bezlesých stanovištích bohatých na dusík – tedy zejména v blízkosti lidských sídel (horské boudy – odpadní stružky), na bývalých nocležištích dobytka a podél cest, kde je dále rozšiřován lidmi (Bucharová 2003).

Rozšiřuje se oddenky a semeny, jež přeléhají v půdě klíčivé až 13 let. Jedná se o druh se značnou regenerační schopností; regeneruje již druhý den po posečení (Mlíkovský et Stýblo, 2006). Semenná banka pod rostlinou je velmi bohatá, ale semena pod rostlinou kvůli nedostatku světla téměř neklíčí (Klimeš 1992), mohou ale hrát roli při obnovování porostu po případné disturbanci (Bucharová 2003). Semena hrají významnější roli spíše při šíření na delší vzdálenosti a kolonizaci nových habitatů (Červenková 2007). Semena na latě vytrvávají někdy až do následujícího jara, během zimy se mohou postupně uvolňovat a přichycovat se na sněhové pokrývce (Šťastná et al. 2009). Díky krovkám semena dobře plavou, což umožňuje šíření rostliny směrem po proudu vodních toků (Červenková 2007). Významné také zřejmě bude vegetativní šíření pomocí úlomků oddenků podél potoků a lavinových drah (Šťastná et al. 2009). *Rumex alpinus* má velkou regenerační schopnost, oddenky slouží jako zásobní orgány a umožňují rychlou regeneraci i po mnohonásobném pokosení (Bucharová 2003).

## 5.3 Jiné invazní druhy rodu *Rumex*

V České republice se rozšířily mimo svůj původní areál i další druhy, které však nezpůsobují nijak výrazné škody na druhové diverzně jako *R. alpinus* (Naglová 2012)

*Rumex longifolius* je jedním z širokolistých šťovíků připomínající běžný šťovík tupolistý. Na rozdíl od *R. alpinus* netvoří polykormony. Původní je v severní Evropě, ale v současné době se šíří mimo svůj původní areál. V České republice je jeho výskyt omezen na pohraniční pohoří (Šumava, Krkonoše, Krušné hory, Jizerské hory), do nižších poloh sestupuje vzácně. Mapování v letech 1990–1993 ukázalo, že se *R. longifolius* rozšířil za pár let na značnou část východních Krkonoš a to především podél cest. V boji proti invazi tohoto druhu šťovíku je však podstatné, že ke kontrole stačí pravidelné kosení (Kubínová et Krahulec 1997).

*Rumex palustris* Sm. má v rámci České republiky areál původního rozšíření na jihovýchodní Moravě, kde roste jen velmi zřídka. V roce 1991 byl nalezen poprvé na březích Labe mezi Ústím n. L. a Svádovem, v roce 1993 ve velkém množství na odkalovacích nádržích papírny Štětí (Kubát 1997 ex Naglová 2012).

Druh *Rumex patientia* L. se České republice se vyskytuje jen jako neofyt. Kdysi byl pěstován jako listová zelenina, v posledních desetiletích prakticky vymizel (Kubát 1997 ex Naglová 2012).

*Rumex stenophyllus* Lebed. byl v České republice původně rozšířen pouze na jihovýchodní Moravě. Roste na vlhčích místech u vodních toků, na vlhčích loukách. Občas je zavlékán na nádraží, skládky. Staré sběry zavléčených rostlin jsou velmi vzácné, v posledních desetiletích se počet lokalit pozvolna zvětšuje (Kubát 1997 ex Naglová 2012).

#### **5.4 Invaze druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších a její management**

Nejčastěji přijímanou teorií o introdukci *Rumex alpinus* na českou stranu hor je zavléčení alpskými kolonisty, kteří do Krkonoš přišli koncem 16. století těžít dřevo. Jeho další šíření probíhalo pozvolna na stanoviště bohatá dusíkem (nocležiště dobytka), k masivní expanzi došlo až po skončení 2. světové války, kdy se druh šířil na neobhospodařované louky. Negativním faktorem byla v té době nepravidelná péče o louky. Nejisté majetkové poválečné poměry a následné neobhospodařování měly významný vliv. Objevily se i odborné názory, že kosení horských luk nepřispívá k druhovému bohatství. V 70. letech byl stav horských luk tak žalostný, že KRNP využil legislativy a nařídil alespoň občasné kosení. Na rozsáhlých změnách v původním druhovém složení i ve struktuře společenstev se podepsalo i přehnojování luk, posléze acidifikace a eutrofizace.

V současné době správa KRNAP vyvíjí velké úsilí o obnovu hospodaření na horských loukách prostřednictvím dotačních titulů z resortů zemědělství a životního prostředí. Jedním z posledních negativních vlivů je rozvoj turistiky, který trvá dodnes. Horské rekreační objekty, cesty a vyhlídky jsou ohniskem šíření synantropní flóry. Plody, semena, ale i celé části rostlinných druhů se do hřebenových partií dostávají nejen s cizorodým materiálem pro výstavbu rekreačních objektů a cest, ale i aktivitou samotných turistů (Naglová 2012).

Účinným postupem proti invazi se ukázala být bodová či plošná aplikace 5% postřiku roztokem herbicidu s účinnou látkou glyphosat. První postřik je vhodné provádět od poloviny května do června, kdy je rostlina v plném rozvoji. Po třech týdnech případně znovu ošetřit opomenuté, nedostatečně zasažené rostliny či nově vzešlé semenáčky. Tomuto postupu je třeba se věnovat, dokud dochází ke vzcházení semenáčků, často i déle než pět let. Nezbytné je nenechat během likvidačního procesu dozrát ani jednu šťovíkovou latu, proto když dojde k vynechání postřiku, je alespoň potřeba dozrávající laty odlomit a spálit, zabránit vysemenění. Užitečné též je vytvoření konkurenčního prostředí domácimi trávami a bylinami doséváním regionální směsi bylin a trav (Janata et Šťastná 2010). Dle Bucharové (2003) se z travních druhů osvědčily druhy *Agrostis capillaris* a *Festuca rubra*. Vzniklý trávník je nutné minimálně jednou ročně kosit. Na ošetřených místech by se měl vyvinout zapojený trávník s ojedinělým výskytem *Rumex alpinus*. Ani po několika letech však není vhodné od kosení ustoupit, protože je pravděpodobné, že by *R. alpinus*, dosud zastoupený v minoritním množství, opět začal dominovat. Při obhospodařování trávníku je třeba dbát na omezení a kontrolu disturbancí (rozježdění traktorem, výkopy odvodňovacích stružek, krtiny apod.), jinak by *R. alpinus* mohl vyklíčit ze své semenné banky a na místě se sníženou disturbancí se znovu uchytit (Bucharová 2003).

## 6 REŠERŠE KVALIFIKAČNÍCH A VÝZKUMNÝCH PRACÍ

### 6.1 Kvalifikační práce

Téma invaze druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších dlouhodobě řeší na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, Ph.D. Pod jejím vedením vznikla řada na sebe navazujících bakalářských a diplomových prací, které jsou zdrojem cenných poznatků.

Anna Bucharová (2003) ve své diplomové práci zhodnotila výskyt a management druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších a na základě experimentu navrhla jako vhodný management pro likvidaci porostů asanační postřik a následné osetí travním semenem, kdy při pravidelném kosení nově vzniklého porostu vznikne zapojený travník s ojedinělým výskytem druhu *Rumex alpinus*. Kosení zde ale představuje klíčový prvek managementu, pokud bude pozemek ponechán ladem, je pravděpodobná opětná dominance *Rumex alpinus*.

Zita Červenková (2007) se zabývala invazí druhu *Rumex alpinus* na krajinné úrovni, kde zdůraznila úlohu generativního rozmnožování při šíření na delší vzdálenosti. Semena se dobře šíří jak větrem, tak – díky krovkám – i ve vodě. Ze svých poznatků vytvořila křivku šíření druhu po 10 a 20 letech. Dále zjišťovala vhodnost podmínek pro tuto rostlinu na zhruba 80 % rozlohy národního parku a zjistila, že 70 % tohoto území má vhodné podmínky pro jeho růst.

Veronika Řičařová (2011) následně zkoumala možnost dálkového šíření druhu. Ověřila, že na louce se semena dokázala šířit anemochoricky až na vzdálenost 20 m, na poli dokonce na vzdálenost 26 m. Prostřednictvím hydrochorie se semena šířila až do vzdálenosti 100 m, kde měření končila. Z výsledků je ale patrné, že semena mají potenciál šířit se ještě dál. Terénním měřením odvodila, že predikční modely zpracované Červenkovou (2007) jsou nadhodnocené. Jako účinnější způsob dálkového šíření stanovila z obou možností hydrochorii, která je nadto podporována dobrou klíčovostí semen ve vlhkém prostředí a skutečností, že odpadní vody z většiny rekreačních zařízení končí často bez dostatečného čištění ve vodotečích, čímž dochází k eutrofizaci dusíkatými sloučeninami. Dovojuje také, že dálkové šíření *Rumex alpinus* nemá na jeho invazi rozhodující vliv, významnější je šíření na krátké vzdálenosti, kde se dobře uplatní vegetativní rozmnožování, ať už podzemními oddenky nebo jejich úlomky.

Odborná pracovnice Správy KRNAP Mgr. Petra Šťastná PhD. (2011) ve své disertační práci podrobně prozkoumala růstové charakteristiky rostliny, zejména růstové znaky na oddencích, korelace růstu s klimatem či výškovým gradientem.

Navrhuje další možná témata výzkumu tohoto druhu, např. porovnávání rozdílů v růstu s růstem okolních stromů pomocí letokruhů), vzájemný vztah mezi kvetením a vegetativním růstem. Uzavírá, že metoda herb-chronologie se ukazuje jako velmi užitečný nástroj pro retrospektivní studium růstu rostlin *Rumex alpinus* a poskytuje velmi cenné údaje o dlouhodobých reakcích růstu sledovaných druhů na podmínky okolního prostředí.

Z dalších prací považuji za vhodné zmínit diplomovou práci Michaely Pomahačové (2012), zaměřenou na možnost využití dálkového průzkumu Země (DPZ) při monitoringu luční vegetace v Krkonoších. V rámci klasifikace lučních společenstev do kategorie degradovaných luk zařadila i podkategorii „*Rumex alpinus* – velmi často monodominantní, husté porosty v nitrofilním okolí bud a při tocích odvodňovacích struh nebo potůčků; ochranně nejmeně žádaný a často likvidovaný typ vegetace“. Výsledek její práce jako degradované louky zařazuje mimo jiné i porosty v enklávách Zadní Rennerovky a Klínové boudy. Podle vyjádření konzultanta práce Mgr. Stanislava Březiny PhD., odborného pracovníka Správy KRNAP se ovšem právě na Zadních Rennerovkách zjištěná klasifikace nepodobá realu. Vzorky zaměřené v terénu popsány jako „rumexoviště“ a „pastvina, kde byl aplikován roundup na šťovík“, které sloužily jako trénovací plochy pro klasifikace jsou lokalizovány do prostoru Klínových bud, jako „šťovíkoviště“ pak lokalita u Lyžařské boudy v Peci pod Sněžkou. Takto provedeným průzkumem byly jako degradované louky zjištěny plochy v enklávě Zadních Rennerovek, kde je i dle jiných zdrojů (Šturma 2010, AOPK 2017, Správa KRNAP 2016) zdokumentován rozsáhlý výskyt druhu *Rumex Alpinus*. I přes oprávněné výhrady konzultanta k přesnosti těchto výstupů se jedná o výsledek hodný pozornosti, na druhou stranu se tato metoda těžko stane součástí managementu invaze, neboť pomocí DPZ těžko zjistíme, zda se jedná právě o druh *R. alpinus* nebo o jeho příbuzný a také expandující druh *R. longifolius*. Navíc takto zjistitelné mohou být pouze rozsáhlejší porosty, zatímco menší ohniska invaze jsou kvůli technickým limitům této metody nezjistitelná.

## 6.2 Vědecké a výzkumné práce

Správa Krkonošského národního parku dlouhodobě a systematicky koordinuje výzkumné aktivity na území národního parku, zadavatelem některých výzkumných úkolů dokonce sama je a má rozsáhlou databázi již provedených výzkumů a jejich závěrečných zpráv.

V práci věnované geobotanickému průzkumu synantropizace okolí 26 bunkrů v subalpinském vegetačním stupni Krkonoš zmiňuje Wagnerová (2002) výskyt



druhu *Rumex alpinus* u pěti bunkrů, všechny se nalézají u frekventovaných turistických cest (Dvoračky – Vrbatova bouda – Labská bouda) poblíž rozcestí či vyhlídkových míst. Autorka přisuzuje výskyt mimo jiné tomu, že neukáznění návštěvníci národního parku využívají okolí bunkrů jako veřejné záchodky, eutrofizaci dokládají i odebrané půdní vzorky s vysokým obsahem dusíku a fosforu. Za významný faktor je třeba považovat i fakt, že ke zpevnění cest byly používány bazické materiály (vápenec, melafyr), jejichž zanášení na botách až k bunkrům přispívá k výraznému zvýšení pH půdy. Je pravděpodobné, že i vlastní introdukce druhu *R. alpinus* spočívala v přímém neúmyslném zavlečení diaspor návštěvníky parku. Tento příklad potvrzuje v předchozí kapitole citovaný postřeh Tu (2009), která konstatovala souvislost šíření invazních druhů v chráněných územích v okolí cest, rozcestí, značených cest či jinak narušených ploch.

Prausová (2005) ve své studii zpracované pro Správu KRNAP porovnála 5 dílčích ploch porostů *Rumex alpinus* s odlišným managementem (přípravek Roundup v různé koncentraci účinné látky, odstranění nebo ponechání lat). Přestože nebyl proveden floristický průzkum ani fytoocenologické snímkování, ze kterých by bylo možné porovnat výchozí a následný stav, konstatuje, že na všech plochách, kde byl proveden zásah, došlo k potlačení výskytu *R. alpinus*, přestože na všech ošetřených plochách znovu obrazil, jeho pokryvnost je do 5 % a vitalita nízká. Dále došlo k výraznému zvýšení druhové diverzity – pravděpodobně o druhy, které vyžadují prosvětlení a obnažení půdního povrchu. Pro obnovu původních druhů náležejících do společenstev, která se v lokalitě pravděpodobně vyskytovala před invazí *R. alpinus*, je však třeba v návaznosti na aplikaci herbicidu zahájit pravidelné kosení včetně odstraňování biomasy a neustálou kontrolu obnovy invazního druhu z podzemních oddenků a bohaté semenné banky. Jako jednoznačně nejúčinnější se ukázal postup, který kombinuje odstranění lat v době květu (před dozráním semen) s aplikací postřiku.

Wagnerová (2007) ve své další práci zdokumentovala flóru antropicky narušené vegetace v okolí turisticky frekventované Vosecké boudy v západních Krkonoších v roce 1996 a po deseti letech, ve vegetační sezóně roku 2006, po několikaleté aplikaci herbicidu Roundup bioaktiv. Po pouhém posečení populací *Rumex alpinus* ve vegetační sezóně roku 1999 se opět vytvořila nadzemní biomasa tohoto druhu, ještě téhož roku koncem srpna byl proveden celoplošný postřik 2 % roztokem herbicidu Roundup bioaktiv, s použitím postřikovače, který měl pozitivní účinek na potlačení daného druhu. Další úspěšné zásahy byly realizovány v následujících letech 2001 až 2006, kdy byl 2 % roztok herbicidu aplikován již jen

bodově, na postupně stále více potlačenou populaci. V rámci dalších nápravných ochranných opatření doporučila autorka výměnu zeminy v okolí boudy (včetně geologicky nepůvodních navážek) za autochtonní typ, provést úklid celého prostranství v bezprostředním okolí, včetně likvidace drobných skládek odpadků. Dále pak rekultivaci a rekonstrukci narušených fytoocenóz, osemem či drnováním autochtonními druhy, pravidelnou revizi účinnosti čističky odpadních vod a nepoužívat vápence, melafyry a obdobný materiál k úpravě cest a odpočívadel v okolí boudy.

V práci Šturmy (2010) je na základě dvouletého období terénních průzkumů vyhodnoceno celkem 102 vybraných lokalit, které autor označuje za nejzachovalejší krkonošské louky. Ve 13 z nich zaznamenal výskyt druhu *Rumex alpinus*. Většinou se jedná o budní enklávu, v menším počtu extravilán obce. V rámci porovnání všech lokalit nelze nicméně vystopovat žádné průkazně typické vlastnosti pro výskyt druhu *R. alpinus*, snad jen s výjimkou celkového stavu enklávy, který je buď degradovaný, leč s udržitelnou kvalitou lokality, nebo silně degradovaný s absencí hospodaření, sukcesí dřevin, kde reálně hrozí zánik lokality. Jako hlavní příčinu stávajícího stavu vidí absenci tradičního hospodaření na většině zkoumaného území, rudelizaci, oligotrofizaci. Jako cestu k záchraně krkonošských luk vidí podporu „měkkého“ turistického ruchu zacíleného na znovu obnovené drobné farmy hospodařící v dosud degradujících enklávách, podporu místních nadšenců ochotných likvidovat populace expandujících druhů i mimo vlastní pozemky a využití terénních pracovníků, kteří by během sezóny procházeli vybrané luční enklávy a s pomocí ručního nářadí likvidovali největší hrozby. Uzavírá nicméně, že základem je významná systémová změna využívání Krkonoš.

## 7 REŠERŠE NÁLEZOVÝCH DAT

### 7.1 Zdroje nálezových dat

Hlavními veřejnými datovými zdroji nálezových dat jsou v současné době zejména veřejné databáze a geografické informační systémy institucí zabývajících se ochranou přírody.

Správa Krkonošského národního parku provádí dlouhodobě vlastní botanické inventarizační průzkumy, druh *Rumex alpinus* je v nich sledován nicméně až od 80. let, do té doby nebyl v interní metodice zahrnut mezi sledované druhy (Irena Špatenková, III. 2017 pers. comm.). Nejnovější botanické inventarizační průzkumy digitalizované a georeferencované jsou již k dispozici na mapovém serveru Správy KRNAP, u starších jsou oskenované jednotlivé mapové listy, nejstarší pouze v listinné podobě. Paralelně s tímto průzkumem probíhá mapování invazních rostlin, které jsou předmětem samostatného zkoumání. K dispozici jsou data z roku 2009 a 2013; bodové, liniové a plošné nálezy. Mapování invazních rostlin bylo ovšem omezeno na výskyty invazivních rostlin ve 3. zóně, ochranném pásmu a na enklávu Klínové boudy. Data měla být podkladem pro projekt, likvidující invazivní rostliny v těchto oblastech. V 1. a 2. zóně je problém s invazivními rostlinami minimální, ale dopad velkého projektu na další objekty ochrany by mohl být podstatný, proto se v těchto zónách mapování neprovádělo (Tomáš Janata, III. 2017, pers. comm.). Data z roku 2013 ovšem v současné době probíhají finální úpravou před zveřejněním a v době zpracování této práce k dispozici nebyla.

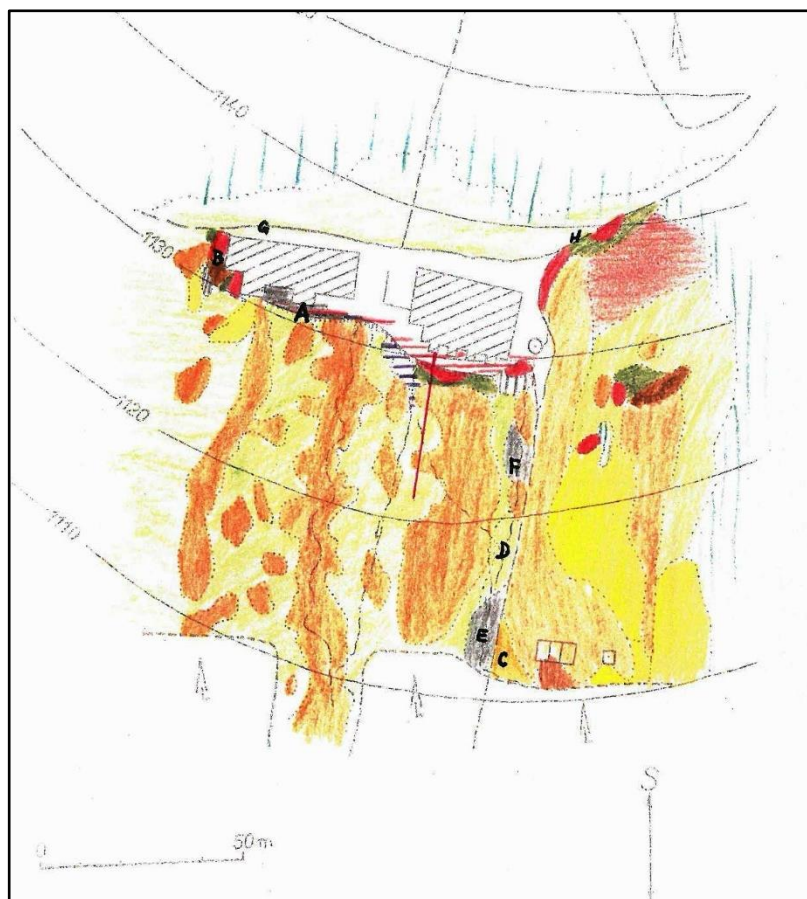
Agentura ochrany přírody a krajiny ČR provozuje na svých webových stránkách Nálezovou databázi ochrany přírody (NDOP), která shromažďuje a prostřednictvím mapového portálu zveřejňuje nálezová data. Tato data lze obecně rozdělit do dvou skupin:

1. Vlastní nálezová data získaná v rámci mapování biotopů. Hlavním smyslem mapování biotopů je vytvoření odborného podkladu k navrhování evropsky významných lokalit (EVL) soustavy Natura 2000 pro jednotlivé typy přírodních stanovišť (habitaty). Mapování probíhalo v letech 2001-2004, následné řešení dílčích problémů do roku 2005. Jeho výsledkem je základní vrstva mapování biotopů ČR (která přináší výchozí celoplošnou informaci o výskytu a stavu přírodních biotopů na území naší republiky. V roce 2007 byla zahájena aktualizace jednotlivých mapovacích okrsků, aktualizací perioda byla stanovena na 12 let. (AOPK, 2017).
2. Nálezová data získaná z externích průzkumů. Jedná se o poměrně nesourodý soubor dat získaný z historických výzkumných prací (nejstarší údaj o druhu

*Rumex alpinus* je zde z roku 1925), přes novější práce z přelomu 20. a 21. století. Do databáze jsou zařazena i data z posledních botanických inventarizačních průzkumů a dalších výzkumných záměrů projektů Správy KRNAP.

Databanka flóry České republiky spravovaná Centrem pro výzkum biodiverzity Botanického ústavu Akademie věd a Pracovní skupinou pro výzkum vegetace v Ústavu botaniky a zoologie Přírodovědecké fakulty Masarykovy univerzity vznikla za účelem sjednocení a společné prezentace různých floristických databází. Kromě zmíněných institucí se v databázi vyskytují též údaje z NDOP, výzkumných prací a Databáze lesnické typologie zpracovávané Ústavem pro hospodářskou úpravu lesů. Jedná se o zajímavý zdroj informací, který je ovšem poznamenán nízkou polohovou přesností, poloha je často vymezena slovním popisem, např.: „Krkonoše: Lahrbusch (1050 m) /SV Strážného// dle inf. Dr. Chrtka jde o cestu u Lahrovy Boudy/“, s uvedenou přesností až 4045 m, což je pro srovnání s podrobnějším mapováním pomocí GPS nepoužitelné. Perličkou je záznam lokality zaznamenané v roce 1786 věhlasným botanikem Tadeášem Haenkem v rámci expedice České společnosti nauk.

Pozoruhodným zdrojem informací se ukázala diplomová práce Špatenkové z roku 1980, která provedla podrobný průzkum synantropní vegetace v okolí horských bud Krkonoš. U celkem 19 lokalit (15 v té době existujících a 4 zaniklé boudy) provedla podrobný botanický průzkum, jehož výsledkem je bohatá grafická příloha pro jednotlivé lokality, včetně zde v práci podrobněji zkoumaných enkláv Dvoračky a Klínové boudy (zde pouze na zbořeništi již zaniklého vlastního objektu Klínové boudy). Pečlivě ručně vypracované mapy výskytu druhu *Rumex alpinus* z doby před téměř 40 lety mohou být dobrým srovnáním se současnými záznamy (viz obr. 2). Každá barva odpovídá konkrétnímu druhu dominantní rostliny, plochy výskytu druhu *Rumex alpinus* jsou na obrázku s vybarveny oranžově.



Obrázek 2 Výskyt rostlinných druhů v lokalitě Dvoračky (Špatenková 1980), digitálně upraveno

## 7.2 Srovnání nálezových dat z databází AOPK a Správy KRNAP ze stejného období

Rozdíly v obou databázích vyplývají přirozeně z účelů, ke kterým vznikly. Zatímco Správa KRNAP pořizuje data především za účelem managementových opatření v chráněném území a je pro ně klíčové mít zdokumentované jednotlivé pozemky dle katastru nemovitostí, na kterých se druh nachází, včetně rozlohy zasažené plochy, pokryvnosti a dalších popisných informací, AOPK své mapování odvíjí od jednotlivých biotopů, bodové nálezy tedy neviduje a zakresluje pouze plošné nálezy biotopů bez ohledu na hranice pozemků, v textových informacích je též kód biotopu dle Katalogu biotopů (Chytrý et al. 2001). Srovnání obou vrstev polygonů jasně tento rozdílný přístup dokládá, plochy zaznamenané AOPK zasahují většinu území, jedná se o celistvé biotopy, ve kterých byl druh *Rumex alpinus* zaznamenan, zatímco plochy vyznačené Správou KRNAP jsou konkrétní plochy výskytu druhu rozdělené na části podle hranic pozemků, bodové nálezy pak značí výskyt jedince mimo rozsáhlejší a souvislejší porosty.



0 50 100 200 300 400 m

© AOPK, 2017  
© Správa KRNAP 2017

### Legenda

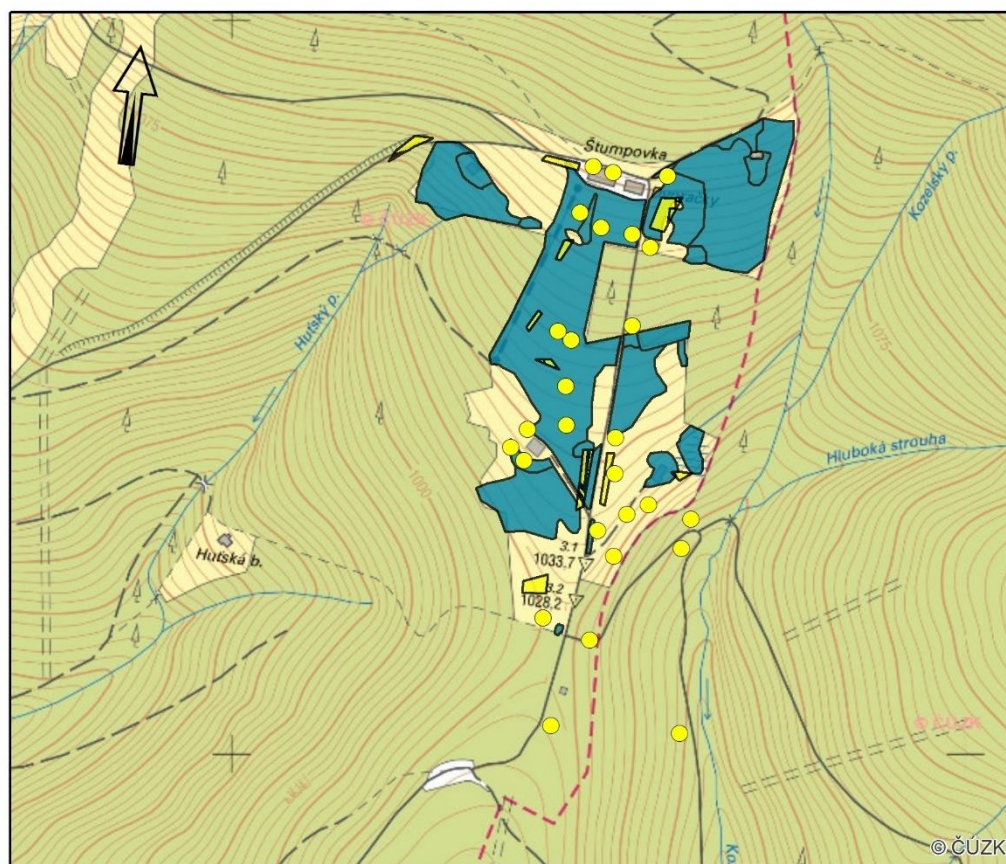
- Mapování invazních rostlin - KRNAP - bodové nálezy
- Mapování invazních rostlin - KRNAP - plošné nálezy
- Aktualizace vrstvy mapování biotopů ČR - AOPK

Obrázek 3 Nálezy druhu *Rumex alpinus* v enklávě Klínovky 2009

V obou sledovaných lokalitách nicméně srovnání obou metod přináší rozdílné závěry. V lokalitě Klínových bud (obr. 3) převážně plochy výskytu druhu *R. alpinus* vyznačené mapováním Správy KRNAP zasahují do biotopů, označených v mapování AOPK jako biotopy s výskytem druhu. Správa KRNAP ovšem nemá žádné záznamy o výskytu na území severovýchodně od cesty, která enklávu protíná, stejně jako v okolí koryta Klínového potoka pod enklávou, u kterých mapování AOPK výskyt eviduje. Toto je zdůvodněno tím, že dle metodiky Správy KRNAP bylo mapování prováděno pouze v 3. zóně ochrany a ochranném pásmu a ve vlastní enklávě Klínové boudy (Tomáš Janata, III. 2017, pers. comm.). Evidence AOPK na druhou stranu nijak nespecifikuje rozsah a četnost výskytů na těchto poměrně rozsáhlých plochách.

V lokalitě Dvoračky (obr.4) je situace odlišná v tom, že je v mapování Správy KRNAP poměrně více bodových nálezů, na druhou stranu se dá říct, že nálezy z obou databází si až protirečí. AOPK zde označila velké plochy, ve kterých Správa KRNAP žádné nálezy nemá, naproti tomu významný počet bodových nálezů Správy

KRNAP (především mimo vlastní enklávu, podél cest v lese) v databázi AOPK žádnou adekvátní položku nemá. Protože se jedná o mapování z jedné vegetační sezóny, nelze usuzovat, že by se jednotlivé exempláře rostliny vyskytovaly na tak odlišných místech. Domnívám se, že kromě rozdílné metodiky terénních výzkumů je zde klíčový lidský faktor – tedy kvalita práce mapovatele.



0 50 100 200 300 400 m

© AOPK, 2017  
© Správa KRNAP, 2017

#### Legenda

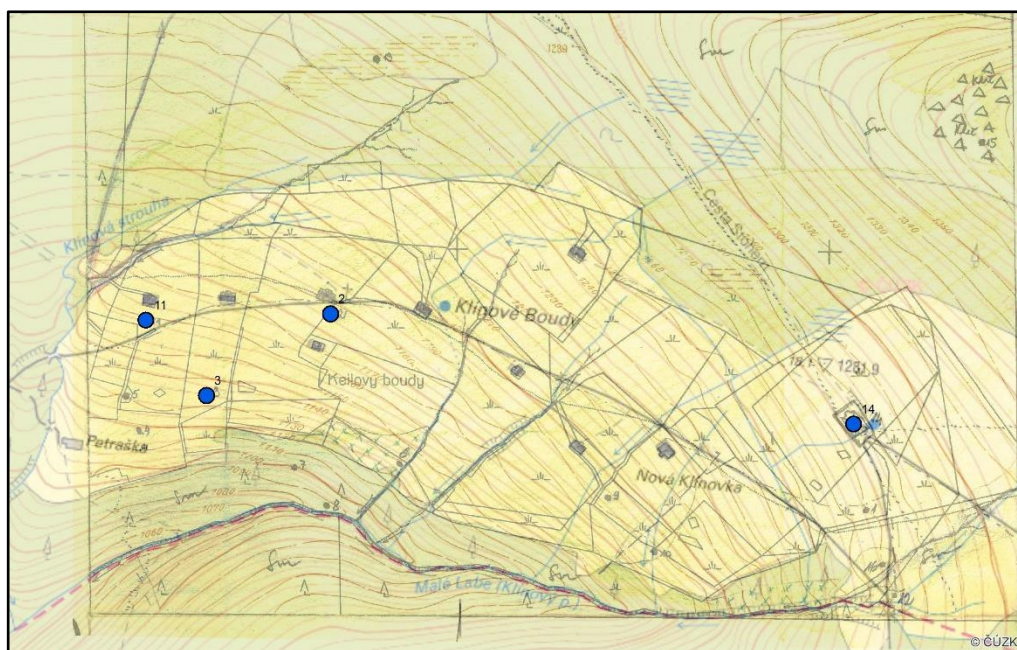
- Mapování invazních rostlin, KRNAP - bodové nálezy *Rumex alpinus*
- Mapování invazních rostlin, KRNAP - plošné nálezy *Rumex alpinus*
- Plochy s výskytem *Rumex alpinus* dle Aktualizace vrstvy mapování biotopů ČR, AOPK

Obrázek 4 Nálezy druhu *Rumex alpinus* v enklávě Dvoračky 2009

### 7.3 Srovnání geodat z botanických průzkumů KRNAP v různých obdobích

Nejstarší botanické průzkumy, které byly použity pro účely této práce, pocházely z let 1979 (lokalita Klínovky) a 1980 (lokalita Dvoračky). Jako podkladová mapa pro průzkum sloužily mapové listy Státní mapy v měřítku 1:5000. Do mapy

byla zakreslena jednotlivá lokalita, na které mapovatel prováděl inventarizaci, zvláště pak byla označena stanoviště s výskytem významného či chráněného druhu (hvězdičkou a číslem dle seznamu taxonů). Bohužel *Rumex alpinus* mezi těmito druhy není, tudíž jediným zdrojem informací o něm je, že je označen v zaškrťovacím seznamu, náležícím ke každému stanovišti. Stanoviště je pouze číslováno, nijak není vyznačen jeho rozsah a hranice. Tímto způsobem se podařilo skenovaný mapový list se zákresy osadit do odpovídajících souřadnic tak, že vizuálně se většina linií přibližně kryje (viz obr. 5, modrémi body jsou označeny lokality s výskytem druhu). Následně byly všechny nálezy vyznačeny jako body a barevně kategorizovány podle toho, zda mapovatel výskyt druhu *Rumex alpinus* zaznamenal či nikoliv. Do atributové tabulky pak byly doplněny informace: datum nálezu, popis lokality a nadmořská výšky z karty.



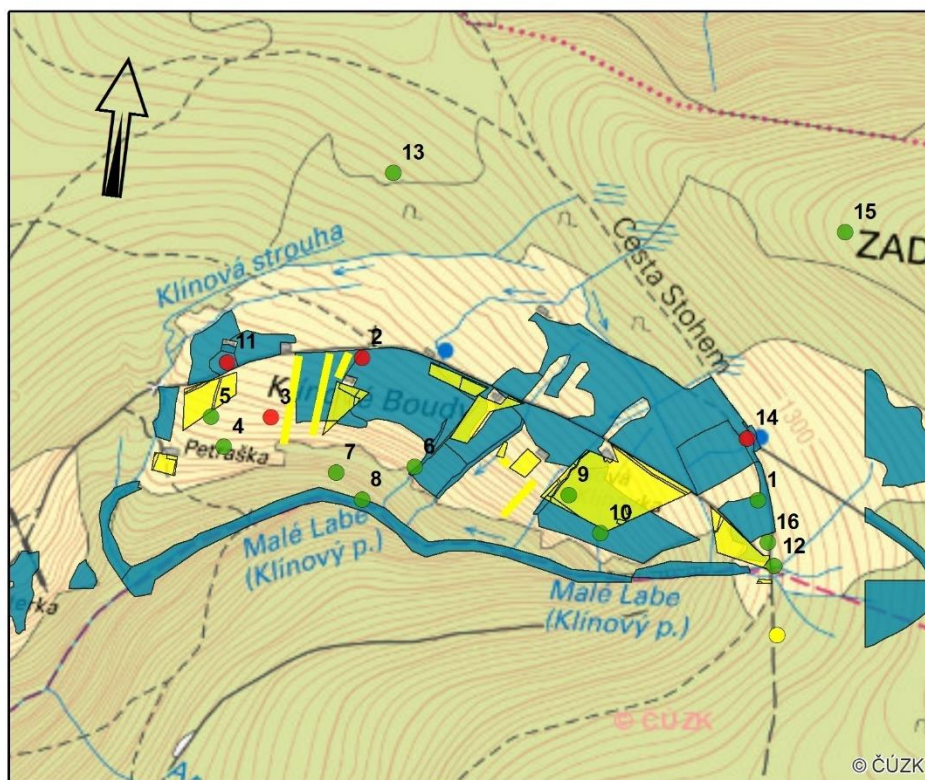
Obrázek 5 Soutisk skenovaného mapového listu a digitální základní mapy

Pro srovnání bylo jako základna použito mapování invazních rostlin Správy KRNAP z roku 2009, které se zdá být (v tom území, pro které je provedeno) nejpodrobnějším zdrojem dat. Z botanického inventarizačního průzkumu sice nelze přesně určit, na jakých místech a v jakých plochách se *Rumex alpinus* vyskytuje, lze ale učinit srovnání tak, že porovnáme stanoviště nálezu, ve kterých v rámci botanického inventarizačního průzkumu druh zjištěn nebyl, s o dvacet let starším mapováním, kde jsou plochy, linie i jednotlivé nálezy vykresleny přesně.

U lokality Klínovky (obr. 6) tak můžeme zjistit, že v okolí stanoviště 5 (pod boudou Spisovatel) v roce 1979 druh zjištěn nebyl, pouze na smetišti přímo pod boudou



(stanoviště 11). V roce 2009 už je pod cestou rozsáhlý porost. Lze dovozovat, že se jedná o rozšíření právě ze stanoviště 11, kde již v roce 1979 uvádí mapovatel dominanci druhu. U stanovišť 9 a 10 mapovatel v kartě a textové zprávě zmiňuje, že se jedná o v lokalitě jediné bohatší louky, kde je řádné hospodaření nahrazeno alespoň částečně intenzivním lyžováním. Při porovnání s ortofotomapou z roku 2016 již žádný lyžařský vlek zřejmý není a mapování z roku 2009 na místě eviduje rozsáhlý porost *Rumex alpinus*. Je tedy pravděpodobné, že intenzivní rekreační



0 50 100 200 300 400  
m

© Správa KRNP 2017  
© AOPK 2017

### Legenda

Naleziště z botanického inventarizačního průzkumu 1979, Správa KRNP

- s nálezem *Rumex alpinus*
- bez nálezu *Rumex alpinus*

■ Plošné nálezy *Rumex alpinus* dle mapování invazních rostlin 2009, Správa KRNP

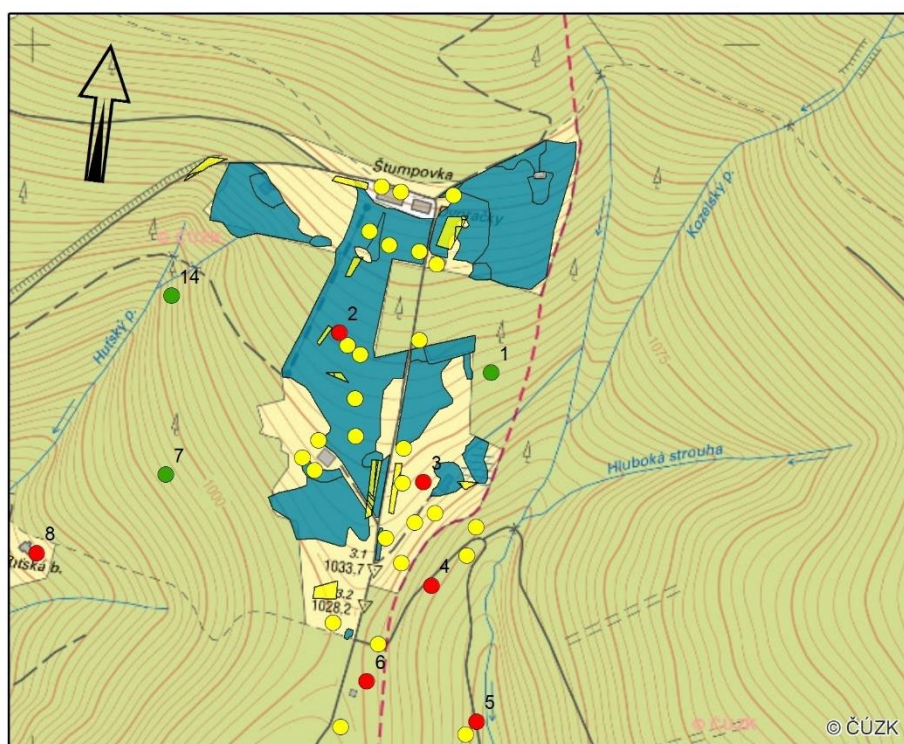
● Bodové nálezy *Rumex alpinus* dle mapování invazních rostlin 2009, Správa KRNP

— Liniové nálezy *Rumex alpinus* dle mapování invazních rostlin 2009, Správa KRNP

■ Plochy s výskytem *Rumex alpinus* dle Aktualizace vrstvy mapování biotopů 2009, AOPK

Obrázek 6 Porovnání nálezů z roku 1979 s nálezů z roku 2009 - lokalita Klínovky

využití louky (ve vazbě na celospolečenské změny, kdy podnikové rekreační chaty přestaly být jednou z mála možností zimní rekreace) skončilo, a protože louka nebyla využívána ani k zemědělské činnosti, ať už na pokos, či pastvu, *Rumex alpinus* se zde úspěšně rozšířil. Autor zprávy upozorňuje, že jedinou cestou ke zlepšení stavu luk je řádné kosení a obhospodařování, stejně jako údržba drobných vodotečí, které neplní svůj účel a přispívají k šíření druhu. Zajímavé by bylo srovnání u stanovišť 7 a 8, celá lokalita je ale již ve II. zóně ochrany, pro kterou se mapování invazních rostlin neprovádělo, s výjimkou vlastní enklávy Klínové boudy. Výskyt druhu dále AOPK uvádí v roce 2009 v korytě Klínového potoku, zatímco na stanovišti 8 z roku 1979 *Rumex alpinus* zaznamenán nebyl. Mapování AOPK dále potvrzuje výskyt druhu na dřívě „čistých“ nalezištích 9 a 10, navíc též na nalezištích 1 a 16.



0 50 100 200 300 400 m

© AOPK, 2017  
© Správa KRNP, 2017

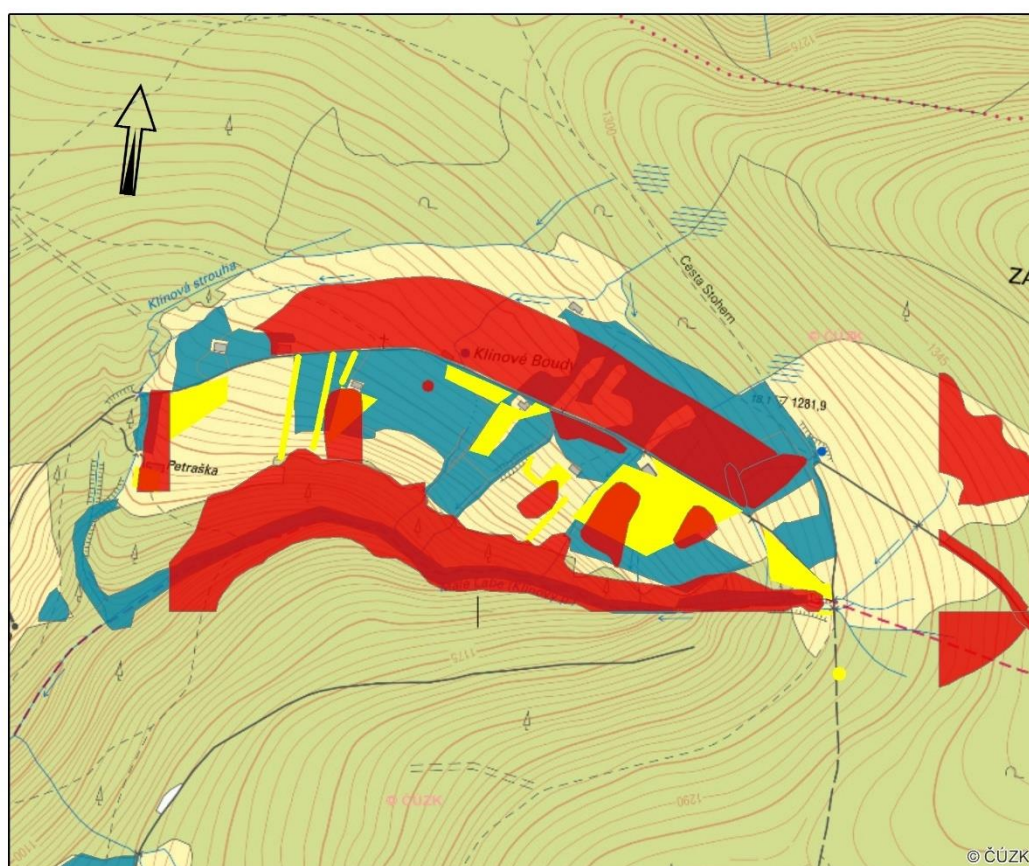
### Legenda

Naleziště z botanického inventarizačního průzkumu 1980, KRNP

- bez výskytu *Rumex alpinus*
- s výskytem *Rumex alpinus*
- Bodové nálezy *Rumex alpinus* z mapování invazních rostlin 2009, KRNP
- Liniové nálezy *Rumex alpinus* z mapování invazních rostlin 2009, KRNP
- Plošné nálezy *Rumex alpinus* z mapování invazních rostlin 2009, KRNP
- Plochy s výskytem *Rumex alpinus* dle Aktualizace vrstvy mapování biotopů ČR 2009, AOPK

Obrázek 7 Porovnání nálezů z roku 1979 s nálezů z roku 2009 - lokalita Klínovky

V lokalitě Dvoračky (obr. 7) naproti tomu žádný výrazný rozpor mezi jednotlivými nálezy není. Protože ani mapování biotopů AOPK ani botanický inventarizační průzkum nezaznamenávají konkrétní vymezení porostů druhu *Rumex alpinus* nebo jeho pokryvnost či počet jedinců v rámci zkoumaného území, není bohužel možnost činit jakákoliv kvalifikovaná srovnání. Snad jediné, co lze konstatovat, je že druh se šíří především podél cest a na neudržovaných loukách v okolí bud, kde lze očekávat eutrofizaci půdy odpadními vodami. Tento poznatek lze ale dovést prakticky u každé lokality, kde se druh vyskytuje.



#### Legenda

- Botanický inventarizační průzkum období 2006 - 15, KRNP
- Mapování invazních rostlin 2009 - bodové nálezy
- Mapování invazních rostlin - liniové nálezy
- Mapování invazních rostlin 2009 - plošné nálezy
- Plochy s výskytem *Rumex alpinus* dle Aktualizace vrstvy mapování biotopů ČR 2009, AOPK

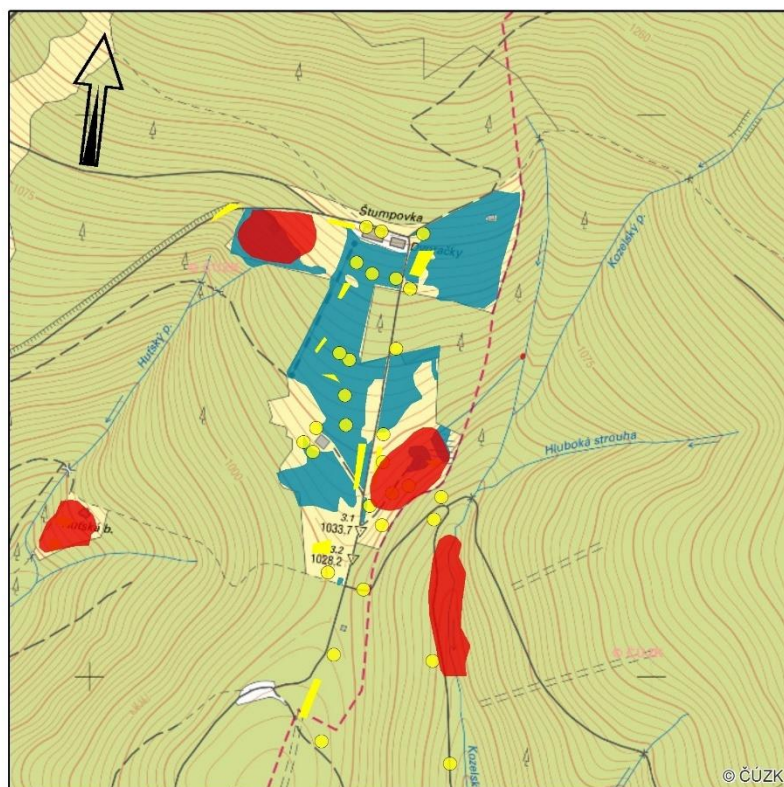
© Správa KRNP, 2017  
© AOPK, 2017

0 50 100 200 300 400  
m

Obrázek 8 Srovnání botanických inventarizačních průzkumů s dalšími zdroji, lokalita Klínovky

Botanické inventarizační průzkumy v digitální podobě mají ovšem také proměnlivou kvalitu. Ne všechny plochy s výskytem druhu mají v textových atributech rok nálezu, jednoznačné je zde z časového hlediska pouze dělení do tří období – v atributové

tabulce jsou označena jako „1980“, „90az2000“ a „06az15“. Při rozdělení do těchto tří kategorií je zřejmé, že průzkumy se neprovádějí systematicky a plošně, ale nahodile pro různé lokality (obr. 8, obr.9). U některých nálezů je podrobný slovní popis, u některých nikoli. Není ani úplně zřejmé, co vyznačená plocha představuje,



© Správa KRNAP, 2017  
© AOPK, 2017

### Legenda

- Botanický inventarizační průzkum období 2006 - 15, KRNAP
- Mapování invazních rostlin 2009 - bodové nálezy, KRNAP
- Mapování invazních rostlin - liniové nálezy
- Mapování invazních rostlin 2009 - plošné nálezy
- Plochy s výskytem *Rumex alpinus* dle Aktualizace vrstvy mapování biotopů ČR 2009, AOPK

Obrázek 9 Srovnání botanických inventarizačních průzkumů s dalšími zdroji, lokalita Dvoračky

tvarem nedopovídá ani uceleným biotopům s výskytem druhu *Rumex alpinus* podle aktualizace mapování vrstvy biotopů AOPK, ani přímo zaměřeným porostům v rámci mapování invazních rostlin Správy KRNAP

## 8 DISKUZE

V rámci zpracování práce se v první řadě ukázala roztříštěnost až nesystematičnost zpracování a evidence nálezových dat. Bohužel ani jeden z datových souborů, které jsem získal, neobsahoval metadata nebo doprovodné informace o metodice sběru a zápisu dat. V atributových tabulkách dat AOPK je k nálezu vždy připojeno pouze datum a autor, další doprovodné informace o lokalitě, zdroji dat, přesnější popis lokality atp. pouze někde. U některých nálezů je slovní popis biotopu, v němž k nálezu došlo, jinde odkaz na kód podle Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2001). Je zřejmé, že AOPK jako zpracovatel databáze tuto činnost nijak metodicky neřídí, pouze shromažďuje data v takové podobě, v jaké jsou jí předána. Záleží tedy hlavně na metodice, kterou si určí sám zpracovatel výzkumu, účelu, ke kterému vůbec výzkum slouží, a na ukázněnosti a pečlivosti konkrétního mapovatele. Samostatnou kapitolou je mapování vrstev biotopů, které provádí sama AOPK pro účely soustavy Natura 2000, u které není účelem zmapovat výskyt druhu *Rumex alpinus*, ale zakreslit biotopy. Informace o výskytu druhu je zde pouze doprovodnou informací.

Česká národní fytoocenologická databáze je z pohledu cíle této práce v podstatě bezcenná, neboť eviduje převážně historická data ze starších výzkumných prací, bez georeferencí, pouze se slovním popisem umístění, čemuž pak odpovídá přesnost, často v desítkách až stovkách metrů.

Pokud jde o vlastní zdroje KRNAP, ať už jde o botanické inventarizační průzkumy z 80. let, které jsou evidovány pouze jako mapové listy, nebo jejich skeny, nebo ať jde o digitalizované průzkumy z let pozdějších, společným jmenovatelem obou je skutečnost, že *Rumex alpinus* se v nich sledoval pouze z hlediska výskytu na určitém stanovišti. V mapách jsou tedy zakresleny pouze plochy, na nichž byl výskyt druhu zaznamenán. Někdy je součástí slovního popisu informace o intenzitě jeho výskytu (*roztroušeně, hojný...*). V některých případech lze ze slovního popisu dovodit, že zaměřená plocha znázorňuje ucelený porost druhu, nicméně vzhledem k nejednotné metodice zápisu tímto způsobem nelze data filtrovat. Například zápis „porost *Rumex alpinus* na kosené kulturní louce“ i s ohledem na zakres v mapě pravděpodobně označuje ucelený porost a v rámci, takto (nebo podobně) označených, tvoří ale ze všech polygonů, ve kterých je nález druhu zaznamenán, pouhý zlomek (atribut „popis“ začínající výrazem „*Rumex alpinus*...“ nebo „Porost *Rumex alpinus*...“). V botanických inventarizačních průzkumech z let 2006–2015 byl tento atribut u 71 datových záznamů z celkem 1575, na nichž je výskyt zaznamenán. Navíc je zřejmé, že takto zaznamenávají pouze někteří mapovatelé,

jiní zakreslují celou louku, kde jen výskyt uvedou do slovního popisu. Bodové nálezy druhu v botanickém inventarizačním průzkumu vůbec nejsou.

Z hlediska managementu invaze by bylo dobré mít tak podrobné podklady, jakým je práce Špatenkové (1980). Realitou je ovšem skutečnost, že dle vlastní terénní průzkum a mapování zabralo jedno celé léto a další rok pak zpracování získaných dat (Irena Špatenková, III. 2017, pers. comm.), a to se jedná o pouhý zlomek řešeného území. I přestože technologické podmínky mapování a digitalizace dat jsou dnes jinde, zpracování takto podrobného snímkování rozsáhlejších ploch napříč celým národním parkem by bylo nesmírně náročné na čas i zdroje, včetně finančních a je otázkou, zda vůbec takto podrobný a současně tako rozsáhlý zdroj informací je pro účely managementu národního parku třeba.

Po zhodnocení získaných dat se jako nejpropracovanější podklad rozhodně jeví proběhlé mapování invazních rostlin, které Správa KRNAP prováděla v roce 2009. Bylo by určitě zajímavé je porovnat s mapováním z roku 2013, které však bohužel k datu zpracování této práce dosud nebylo zveřejněno. Každopádně, přestože územní rozsah tohoto mapování byl omezený, poskytuje nejlepší podklad pro management invaze *Rumex alpinus*. Nálezová data jsou zaznamenávána buď jako bodové nálezy, liniové nebo polygony s odhadem počtu rostlin, následně byly digitalizované záznamy propojeny s mapou katastru nemovitostí a je tedy přesně zmapován rozsah invaze. Jednoznačným pozitivem tohoto podkladu je podrobně zpracovaná metodika mapování, nevýhodou náročnost následného zpracování.

V mapových dokumentech, které jsou přílohou této práce (příloha 1 a příloha 2) lze doložit rozdíl v kvalitě jednotlivých zdrojů dat na celém území národního parku. Zatímco mapování invazních rostlin prováděné Správou KRNAP je nejpodrobnější v oblasti 3. zóny ochrany (zejména urbanizované lokality, často podél vodních toků), nálezová data z ostatních zdrojů dokládají roztříštěnost a nesystémovost sběru dat. Mnohé plochy z botanických inventarizačních průzkumů označují lokality, kde výrazně pečlivější mapování invazních rostlin uvádí bodové nálezy. Naopak ale existují v 1. a 2. zóně ochrany plochy, na kterých botanické inventarizační průzkumy zaznamenaly výskyt *Rumex alpinus*, stejně jako jsou zaznamenány v nálezové databázi AOPK jednotlivé bodové nálezy z různých výzkumných prací, které ale v rámci mapování invazních rostlin sledovány nebyly.

## 9 ZÁVĚR

Problematikou invaze druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších se v posledních letech zabývala řada prací, ať už kvalifikačních nebo výzkumných, často z podnětu samotné Správy Krkonošského národního parku. Tyto práce přinesly důležité poznatky o ekologii druhu, zejména o jeho šíření v souvislosti s antropogenními vlivy.

Existuje několik zdrojů nálezových dat, zaznamenávající výskyt druhu *Rumex alpinus*, jejich kvalita a relevance je velmi proměnlivá. Nálezová databáze ochrany přírody, spravovaná Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR, shromažďuje jednak data z různých výzkumných prací, jednak sama provádí mapování biotopů pro účely soustavy Natura 2000. Data výzkumných prací nemají jednotnou metodiku a řada z nich postrádá doplňující informace, které by byly třeba k upřesnění místa a charakteru výskytu. Vrstva mapování biotopů pak pouze zmiňuje ucelené biotopy, na kterých se sledovaný druh nachází, ovšem bez toho, že by upřesňovala rozsah a množství. Česká národní fytoocenologická databáze pak výskyt eviduje pouze ve slovním popisu polohy, bez georeference, často s nedostatečnou přesností. Podobně nedostatečná jsou i data získaná z botanických inventarizačních průzkumů, ve kterých je výskyt druhu *Rumex alpinus* zaznamenán většinou pouze v textovém popisu určité plochy, souvislých porostů se zakreslenou polohou je pouze zlomek záznamů. Bodové nálezy pak v nich nejsou žádné.

Rovněž analogová data dřívějších botanických průzkumů nejsou příliš použitelná, protože v mapách je pouze zakresleno místo, na němž byl zaznamenáván výskyt rostlin, lze tedy pouze dovodit, na kterém stanovišti se druh vyskytoval a na kterém nikoliv.

Za jednoznačně nerelevantnějším zdroj nálezových dat, která jsou k dispozici, lze považovat mapování invazních rostlin, které prováděla sama Správa KRNAP. Díky propracované metodice mapování a následnému zpracování včetně propojení na katastr nemovitostí se jedná o nejlépe aplikovatelný nástroj pro management invaze daného druhu.

Cíle této bakalářské práce spočívající v dohledání a revizi jiných zdrojů nálezových dat druhu *Rumex alpinus* v KRNAP byly splněny. Bylo zkonstatováno, že revidované zdroje nemají informační hodnotu na takové úrovni jako vlastní zdroje Správy KRNAP. Existuje řada dokumentů a dat, které dokládají výskyt druhu *Rumex alpinus* na mnoha lokalitách v Krkonoších, jejich přesnost a relevance je ovšem natolik omezená, že mohou sloužit pouze jako informativní zdroj indikující, že na

daném stanovišti je výskyt zaznamenán, pro vlastní management ovšem bude třeba ho řádně zmapovat. Skutečný rozsah invaze v takové lokalitě z těchto dat ovšem nezjistíme. Závěry této práce jsou Správou KRNAP využitelné při výběru metodiky dalšího mapování výskytů *Rumex alpinus* v Krkonoších.



## 10 POUŽITÁ LITERATURA

### 10.1 Literární zdroje

BLACKBURN T. M., PYŠEK P., BACHER S., CARLTON J. T., DUNCAN R. P., JAROŠÍK V., WILSON J. R. U. et RICHARDSON D. M., 2011: A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolutions* 26: 333 - 339.

BUCHAROVÁ A., 2003: *Rumex alpinus* L. v Krkonoších – rozšíření a management, diplomová práce. Univerzita Karlova, Praha, 61 s.

ČERVENKOVÁ Z., 2007: Invaze druhu *Rumex alpinus* v Krkonoších na krajinné úrovni, diplomová práce. Univerzita Karlova, Praha, 87 s.

DIDHAM R. K., TYLIANAKIS J. M., HUTCHINSON M. A., EWERS R. M. et GEMMELL N. J., 2005: Are invasive species the drivers of ecological change? *TRENDS in Ecology and Evolution* 20: 471-474.

CHYTRÝ M., KUČERA T., KOČÍ M. (eds), 2001: *Katalog biotopů České republiky*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 304 s.

JANATA T., 2009: *Metodika pro mapování invazních rostlin v III. zóně KRNAP a jeho OP 2009*, nepublikováno. Dep: Správa Krkonošského národního parku

JANATA T. et ŠŤASTNÁ P., 2010: Invaze: Šťovík. *Krkonoše a Jizerské hory* 5: 16 - 17.

KUTSCHERA L., LICHTENEGGER E., 1992: *Wurzelatlasmitteleuropäischer Grunlandpflanzen vol. 2: Pteridopyta und Dicotyledoneae (Magnoliopsida)*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.

KŘIVÁNEK M., 2006: *Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi*. Výzkumný ústav SILVA TAROUČY pro krajinu a okrasné zahradnictví, Průhonice, 68 s.

MACDOUGALL A. S. et TURKINGTON R., 2005: Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 85: 42-55.

MACK R. N., SIMBERLOFF D., LONSDALE W. M., EVANS H., CLOUT M. et BAZZAZ F. A., 2000: Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10: 689–710

MACK R.N., 2003: Global plant dispersal, naturalization and invasion: Pathways, modes, and circumstances. In: RUIZ G. M. et CARLTON J. T. (eds.) 2003: *Invasive Species: Vectors and Management Strategies*. Island Press, Washington DC: 3 - 30

- MLÍKOVSKÝ J. et STÝBLO P., (eds.) 2006: *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha 496 s.
- NAGLOVÁ Š., 2012: *Problematika invaze Rumex alpinus v Krkonoších*, bakalářská práce. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, 39 s.
- PRAUSOVÁ R., 2005: *Fytocenologické snímkování ploch se šťovíkem alpským (Rumex alpinus L.) po realizaci útlumového managementu* (studie pro Správu KRNAP) Dep.: Správa Krkonošského národního parku
- PYŠEK P., SÁDLO J. et MANDÁK B., 2002: Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*. 74: 97 – 186.
- RICHARDSON D. M., PYŠEK P, REJMÁNEK M., BARBOUR M. G., PANETTA F. D. et WEST C. J., 2000: Naturalization and invasion of alien plants: concept nad definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93 - 107.
- ŘÍČAŘOVÁ V., 2011: *Dálkové šíření Rumex alpinus*, diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, 72 s.
- ŠMARDA J., ŠEDA Z., CHLÁDEK F., KUNERT J. et ONDRÁČKOVÁ F., 1963: *Druhotná rostlinná společenstva v tatranskom národnom parku*. Knižnica sborníka prác o tatranskom národnom parku.
- ŠPATENKOVÁ – SKALSKÁ I., 1980: *Synantropní flóra a vegetace v okolí horských bud Krkonoš*, diplomová práce, Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta, 113 s.
- ŠTURMA J.: *Kde jsou v Krkonoších nejzachovalejší louky*. Závěrečná zpráva z terénního průzkumu ve vegetačních sezónách 2009 & 2010. nepublikováno. Dep.: Správa Krkonošského národního parku.
- ŠŤASTNÁ P., 2011: *Ecology of Rumex alpinus – a retrospective studies using annual growth markers on rhizomes*, disertační práce, Jihočeská univerzita, Přírodovědecká fakulta, 23 s.
- ŠŤASTNÁ P., KLIMEŠ L. et KLIMEŠOVÁ J., 2010: Biological flora of Central Europe: *Rumex alpinus L.*, *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:, 67 – 79.
- VITOUSEK P. M., D'ANTONIO C. M., LOOPE L. L. et WESTBROOKS R., 1996: Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468 – 478.

WAGNEROVÁ Z., 2002: Výzkum synantropizace v okolí bunkrů v Krkonoších (monitoring, management). *Východočeský sborník přírodovědný - Práce a studie*, 10: 83 – 96.

WAGNEROVÁ Z., 2007: Floristické poměry v okolí Vosecké boudy v Krkonoších v letech 1996 až 2006 (po aplikaci herbicidu na populace *Rumex alpinus* L.). *Východočeský sborník přírodovědný – Práce a studie*, 14: 159-174

WEBER E., et GUT D., 2004: Assessing the risk of potentially invasive plant species in Central Europe. *Journal for Nature Conservation* 12: 171 - 179.

ZAVALETA E. S., HOBBS R. J., MOONEY H. A., 2001: Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *TRENDS in Ecology & Evolution* 16: 454 – 459.

## 10.2 Internetové zdroje

AOPK, 2016: *Informační systém Úmluvy o biologické rozmanitosti*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha, online: <http://chm.nature.cz/umluva-o-biologicke-rozmanitosti-cbd/o-umluve-cbd/>, cit. 13. 10 2016.

AOPK, 2017: *Portál informačního systému ochrany přírody*, Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, online: [http://portal.nature.cz/publik\\_syst/cihtmlpage.php?what=3&nabidka=hlavni](http://portal.nature.cz/publik_syst/cihtmlpage.php?what=3&nabidka=hlavni), cit. 19.03.2017

CBD, 2006: What are Invasive Alien Species? Convention on Biological Diversity, online: <https://www.cbd.int/idb/2009/about/what/default.shtml>, cit. 26. 11 2016.

KLIMEŠ L, 1992: The clone architecture of *Rumex alpinus* (*Polygonaceae*). *Oikos*, 63: 402–409. online: <http://www.jstor.org/stable/3544966>, cit 03.01.2017

MCNEELY J.A., MOONEY H. A., NEVILLE L. E., SCHEI P., et WAAGE J. K.(eds.) 2001: *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN Gland, online: <http://www.issg.org/pdf/publications/GISP/Resources/McNeeley-et-al-EN.pdf>, cit: 25.12.2016

OWEN S. J., 1998: *Department of Conservation Strategic Plan for Managing Invasive Weeds*. Department of Conservation, Wellington. 102 s. online: <http://www.doc.govt.nz/Documents/science-and-technical/Managingweeds1.pdf>, cit. 26.12.2016

Správa KRNAP, 2010: *Plán péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo (2010–2020)*. online: <http://www.krnep.cz/plan-pece/>, cit 10.04.2017

TU, M. 2009: *Assessing and Managing Invasive Species within Protected Areas*. Convention for Biological Diversity. online: <https://www.cbd.int/invasive/doc/ias-tnc-guide-2009-en.pdf>, cit. 16.10.2016

### **10.3 Datové zdroje:**

AOPK ČR 2017. *Nálezová databáze ochrany přírody*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, on-line: <http://portal.nature.cz>, cit. 10.02.2017.

Databanka flóry České republiky 2017. *Česká národní fytoecologická databáze*. Masarykova univerzita, přírodovědecká fakulta, ústav botaniky a zoologie, Brno, online: <http://florabase.cz/databanka/index.php>, cit. 10.02.2017

Správa KRNAP 2017. *Mapový server Správy KRNAP*. Správa Krkonošského národního parku, Vrchlabí, online: <http://gis.krnep.cz/map/>, cit 4.4.2017

## 11 SEZNAM OBRÁZKŮ A TABULEK

Obrázek 1 Sjedenocný rámec biologických invazí (upraveno dle Blackburn et al. 2011) .....	15
Obrázek 2 Výskyt rostlinných druhů v lokalitě Dvoračky (Špatenková 1980),.....	37
Obrázek 3 Nálezy druhu Rumex alpinus v enklávě Klínovky 2009 .....	38
Obrázek 4 Nálezy druhu Rumex alpinus v enklávě Dvoračky 2009 .....	39
Obrázek 5 Soutisk skenovaného mapového listu a digitální základní mapy .....	40
Obrázek 6 Porovnání nálezů z roku 1979 s nálezů z roku 2009 - lokalita Klínovky .	41
Obrázek 7 Porovnání nálezů z roku 1979 s nálezů z roku 2009 - lokalita Klínovky .	42
Obrázek 8 Srovnání botanických inventarizačních průzkumů s dalšími zdroji, lokalita Klínovky .....	43
Obrázek 9 Srovnání botanických inventarizačních průzkumů s dalšími zdroji, lokalita Dvoračky .....	44
Tabulka 1 Kategorizace populací nepůvodních druhů podle sjedenocného rámce (upraveno dle Blackburn et al. (2011) .....	16

## **12 SEZNAM PŘÍLOH**

Příloha 1: Přehledová mapa plošných nálezů *Rumex alpinus*

Příloha 2: Přehledová mapa bodových nálezů *Rumex alpinus*