

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra botaniky a fyziologie rostlin



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

Ekologie invazních rostlin

Bakalářská práce

Alžběta Houdková

Veřejná správa v zemědělství, rozvoji venkova a krajiny

Ing. Pavla Vachová, Ph.D.

© 2024 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Ekologie invazních rostlin" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 26.4.2024

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala především vedoucí bakalářské práce Ing. Pavle Vachové, Ph.D. za ochotu, trpělivost a cenné rady. Dále děkuji mé rodině za podporu, Štěpánovi a přátelům za motivaci a pozitivní přístup.

Ekologie invazních rostlin

Souhrn

Rostlinné invaze jsou aktuální problém po celém světě. Mohou mít negativní dopad jak na vlastnosti a vzhled krajiny, tak na ekonomiku a zemědělství. Tato bakalářská práce se zaměřila na invaze rostlin v biotopech. V úvodu řešila problematiku invazí, jaké mají fáze a dopady. Také zde byly zmíněné faktory, které ovlivňují invazivnost rostlin.

V další části práce charakterizovala jednotlivé biotopy stručným popisem, případně vyjmenováním druhů původních v této vegetaci. Určila výskyt typických invazních druhů pro danou oblast a jejich chování v ní. Jednalo se převážně o vegetaci Evropy. Byly zde zahrnuty vegetační typy alpské oblasti, travinné vegetace, skal a sutí, ruderalní a plevelové vegetace, mokřadů, lesů mírného pásma a křovin. V jednotlivých biotopech byly zmíněny i podmínky, které umožňují expanzi nepůvodních druhů. Práce uvedla míru disturbance stanovišť a specifikovala, o jakou disturbance se jedná, dále i dostupnost živin. Toto jsou podmínky důležité pro šíření invazních druhů.

Je důležité určit invazibilitu území, abychom mohli provést vhodnou prevenci před potenciální invazí nebo likvidaci již probíhající invaze. Tato práce v závěru poukázala na stupeň invazibility jednotlivých biotopů podle náchylnosti na invaze.

Klíčová slova: invazní druhy, vegetace, biotopy, invazibilita, nepůvodní druhy

Ecology of invasive plants

Summary

Plant invasions are a current problem worldwide. They can have a negative impact on both the characteristics and appearance of the landscape and on the economy and agriculture. This bachelor thesis focused on plant invasions in habitats. The introduction dealt with the issue of invasions, their phases and impacts. It also mentioned the factors that influence the invasiveness of plants.

The next part of the thesis characterized individual habitats with a brief description, possibly listing the native species in this vegetation. It allocated the occurrence of typical invasive species for the given area and their behavior in it. It was mainly about the vegetation of Europe. Vegetation types of the alpine region, grassland vegetation, rocks and scree, ruderal and weed vegetation, wetlands, temperate forests and shrubs were included. The conditions that allow the expansion of non-native species were also mentioned in the individual habitats. The thesis stated the degree of disturbance of the habitats and specified the type of disturbance, as well as the availability of nutrients. These are important conditions for the spread of invasive species.

It is important to determine the invasibility of an area in order to carry out appropriate prevention against potential invasion or elimination of an ongoing invasion. This thesis concluded by pointing out the degree of invasiveness of individual habitats according to their susceptibility to invasion.

Keywords: invasive species, vegetation, habitats, invasibility, non-native species

Obsah

1 Úvod	8
2 Cíl práce	9
3 Literární rešerše	10
3.1 Invazní rostliny	10
3.2 Průběh invaze	11
3.2.1 Introdukce	11
3.2.3 Kolonizace	12
3.2.3.1 Tlak propagule	12
3.2.3.2 Abiotické faktory a vlastnosti rostlin	12
3.2.4 Naturalizace	13
3.2.4.1 Doba zpoždění	13
3.2.5 Šíření	14
3.3 Konkurenční tlak	14
3.4 Dopady rostlinných invazí	15
3.5 Likvidace invazních druhů	17
3.6 Invazibilita	19
3.6.1 Tropické lesy	19
3.6.2 Ostrovy	21
3.7 Invazní druhy v biotopech	22
3.7.1 Alpínská a subalpínská vegetace	22
3.7.2 Travinná a keříčková vegetace	23
3.7.2.1 Slaniskové trávníky	23
3.7.2.2 Louky a mezofilní pastviny	24
3.7.2.3 Smilkové trávníky a vřesoviště	25
3.7.2.4 Suché trávníky	26
3.7.2.5 Pionýrská vegetace písčin a mělkých půd	26
3.7.3 Skalní a suťová vegetace	27
3.7.4 Ruderální a plevelová vegetace	28
3.7.5 Mokřadní vegetace.....	30
3.7.5.1 Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin	30
3.7.5.2 Vegetace jednoletých nitrofilních vlhkomilných bylin.....	31
3.7.5.3 Vegetace rákosin a vysokých ostřic	31
3.7.6 Lesy.....	32
3.7.6.1 Mokřadní olšiny a vrbiny.....	32
3.7.6.2 Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy.....	33

3.7.6.3	Teplomilné doubravy	35
3.7.6.4	Acidofilní doubravy	35
3.7.6.5	Boreokontinentální jehličnaté lesy	36
3.7.7	Křovinná vegetace	37
3.7.7.1	Poříční vrbové křoviny a vrbotopolové luhy.....	37
3.7.7.2	Mezofilní a xerofilní křoviny a akátiny.....	38
3.8	Seznam biotopů dle invazibility	39
4	Závěr	40
5	Literatura.....	41
6	Seznam obrázků a tabulek	47

1 Úvod

Šíření invazních rostlin je důležitým tématem v oblasti ochrany přírody a biodiverzity. Invazní rostliny představují druhy, které se šíří mimo své původní prostředí a mohou mít negativní dopady na ekosystémy, biodiverzitu a lidskou činnost. Tato problematika je stále aktuální a vyžaduje pozornost vědeckého výzkumu a ochrany životního prostředí.

Je podstatné řešit otázku ekologie invazních rostlin z několika důvodů. Tyto druhy mohou konkurovat původním druhům, narušovat ekosystémy, snižovat druhové bohatství a mít negativní dopady na zemědělství. Ochrana před invazními rostlinami je klíčová pro udržení ekologické rovnováhy, zachování přirozené krajiny a udržitelného využívání přírodních zdrojů.

Zatímco některé druhy invazního charakteru pronikají do nových oblastí s převážně negativními dopady, jiné se v nových prostředích etablojí nebo se šíří pouze v omezené míře. Pro pochopení tohoto jevu je nezbytné zkoumat širokou škálu faktorů, které ovlivňují invazní úspěch rostlin.

V různých regionech a na různých stanovištích se vyskytují významné rozdíly v úrovních invaze nepůvodních druhů. Abychom efektivně monitorovali a řídili tyto invaze, je nezbytné určit nejzranitelnější stanoviště, identifikovat invazní rostliny a analyzovat faktory, které přispívají k vysoké míře invaze těchto nepůvodních druhů rostlin (Axmanová et al. 2021).

V Evropě jsou přítomny četné skupiny neofytů, tedy nepůvodních rostlin zavlečených člověkem do určité krajiny po roce 1500. Studie dokázaly, že ekosystémy, jako lesy a louky, mají podobný počet neofytů v různých geografických lokalitách. Také vegetační typy nejvíce náchylné a nejvíce rezistentní vůči invazím jsou stejné při srovnání evropských a severoamerických regionů. Tyto dva fakty poukazují důležitost typologie stanovišť pro pochopení rostlinných invazí (Axmanová et al. 2021).

2 Cíl práce

Cílem práce bylo vypracování literární rešerše, jejíž hlavním bodem bylo soustředit literaturu zaměřenou na otázku, proč jsou některé druhy invazní a jiné ne. Součástí práce byl seznam biotopů, které jsou invazibilní, resilientní a rezistentní z hlediska potenciální nebo již probíhající invaze. Jedním z dalších cílů bylo také popsání procesu invaze, její příčiny a důsledky. Byla zaměřená na analýzu rozšíření invazních rostlin a zkoumala faktory, které určují jejich invazní potenciál.

3 Literární rešerše

3.1 Invazní rostliny

Rostlinné invaze jsou globální fenomén úzce spojený s lidskou aktivitou a socioekonomickými faktory. Lidská činnost se týká nejen transportu nových druhů do nových oblastí, ale i rozšíření rostlin v jejich přirozeném prostředí. Následky příchodu invazního druhu lze velmi špatně předvídat a mohou vést k závažným ekologickým a ekonomickým problémům (Gioria et al. 2023).

Jako invazní druh je kategorizován ten, jenž se do dané oblasti dostal úmyslným či neúmyslným zavlečením člověka. Naopak je to u původního druhu, který se rozšiřuje v průběhu evoluce, jde o spontánní migraci. Téměř každý rostlinný druh se může ocitnout v situaci, kdy se stane nepůvodním na určitém území a začne postupně kolonizovat danou oblast. Základním prvkem invazního druhu je, že se šíří do oblastí, kde historicky nebyl přítomen, a poté se zde rozšiřuje na 0 větší vzdálenosti. V nových územích má tento druh negativní dopad na biodiverzitu rostlinných společenstev (Skálová 2014).

Invazní rostliny se vyznačují snadným šířením, dobrou klíčivostí, rychlým růstem a přežitím v nepříznivých podmínkách (Pyšek & Tichý 2001). Dále invazní jedinci v novém prostředí nemají přirozeného konkurenta, patogen, parazity a býložravce, kteří by omezovali jejich růst. Důležitou roli hraje lidský faktor, jenž vytváří imbalance zdrojů a omezuje původní druhy, které by mohly být schopné konkurovat druhu invaznímu (Dutta 2018).

Tyto druhy bývají zavlečeny na dané, nepůvodní území důsledkem lidských činností, které jim umožnily překonat přírodní bariéry a vytvořit tak samovolně se obnovující populace. Dle ekologických a biogeografických kritérií lze invazní druhy rostlin klasifikovat do tří kategorií: druhy přechodně zavlečené, naturalizované a invazní (Richardson et al. 2000).

Přechodně zavlečené druhy nevytvářejí samovolně se obnovující populace v invazním regionu a jejich přežití závisí na opakovaných introdukcích. Nejsou schopny udržet si populaci bez opakovaného zavádění jedinců z jiných oblastí a jejich přežití je závislé na další introdukci semen, plodů, či jiných reprodukčních orgánů. Tyto druhy se obvykle nešíří daleko od míst jejich zavlečení a nemají tak významný dopad na místní ekosystémy (Richardson et al. 2000).

Naturalizované druhy udržují samovolně se obnovující populace po několik životních cyklů, nebo po určitou dobu (většinou 10 let) bez přímé lidské intervence, nebo navzdory lidské intervenci. Naturalizované druhy se od přechodně zavlečených druhů liší tím, že jsou schopny si udržet populaci bez opakovaných introdukcí a mohou se stát součástí místních ekosystémů (Richardson et al. 2000).

Invazní druhy z pohledu těchto tří kategorií udržují samovolně se obnovující populace přes několik životních cyklů, produkují reprodukční potomstvo, často ve velkém množství a na významné vzdálenosti od místa introdukce. Jsou velice podobné naturalizovaným druhům rostlin, avšak ne všechny naturalizované druhy se stávají invazními. Invazní druh je schopen udržet a rozšiřovat svou populaci na úkor původních druhů, ale samotná definice nezahrnuje hodnocení jejich dopadu na ekosystémy (Richardson et al. 2000).

Dále se u invazních druhů kategorizuje doba od zavlečení na dané území, která se rozděluje do dvou skupin (Pyšek et al. 2004):

- archeofyty: rostliny zavlečené od počátku zemědělství v neolitu do roku 1500
- neofyty: rostliny zavlečené po objevení Ameriky

Množství neofytů neustále roste. Některé země mají jiné časové rozdělení pro neofyty, například Austrálie je rozděluje podle evropské kolonizace v roce 1770 (Pyšek et al. 2004).

3.2 Průběh invaze

Invaze rostlin je definována na 4 etapy: introdukce, kolonizace, začlenění (tj. naturalizace), šíření. Etapy nejsou výrazně ohraničené jedna od druhé, každá invaze jednotlivých rostlin se liší v mnoha faktorech. Mezi tyto faktory se hlavně řadí frekvence introdukce nepůvodního druhu, vlastnosti jednotlivých druhů a vlastnosti napadeného ekosystému (Theoharides & Dukes 2007).

3.2.1 Introdukce

Introdukce druhů do nových lokací je běžný jev v přírodě, který byl výrazně amplifikován činností člověka. Člověk umožnil výrazně rychlejší přesun druhů na větší, mezikontinentální vzdálenosti primárně pomocí globálního obchodu. Nicméně mnoho druhů zahyne již při přepravě nebo v důsledku jiných geografických filtrů. Úspěch introdukce ovlivňuje množství přepravených plodů, jejich schopnost přežít transport a uchytit se v nové oblasti (Theoharides & Dukes 2007; Shibu et al. 2013).

Hulme et. al (2008) rozpoznává šest hlavních tříd, které popisují způsoby, jakými se nepůvodní druhy rostlin mohou šířit a introdukovat do nového prostředí:

- Release („vypouštění“): druh je zavlečen jako komodita a je úmyslně introdukovan
- Escape („zplanění,,): druh je zavlečen jako komodita, ale neúmyslně introdukovan do volné přírody
- Contaminant („kontaminace“): neúmyslné zavlečení druhu s dovezením určité komodity (např. parazité a škůdci obchodovaných rostlin a zvířat)
- Stowaway („černý pasažér“): neúmyslné zavlečení dopravou
- Corridor („koridor“): šíření v umělých koridorech mezi mořskými pánvemi
- Unaided pathway („samovolný způsob“): neúmyslné zavlečení druhu samovolným způsobem přes politické hranice

3.2.3 Kolonizace

Kolonizace je fáze invaze, kdy nový druh prochází transportním procesem a dorazí do nové oblasti. Není ale zaručeno, že se skutečně usadí a začne se šířit v cílové oblasti. Přežití nové populace závisí na různých faktorech, jako jsou typ půdy, klimatické podmínky a biotické procesy na místní úrovni. Příchozí populace musí přežít a dosáhnout pozitivního růstu i při nízké hustotě jedinců. Nové populace nepůvodních druhů jsou také silně regulovány příchozím tlakem propagulí (Theoharides & Dukes 2007).

Fáze kolonizace je klíčová pro pochopení interakce nových druhů s prostředím a zjištění, jak se šíří do nových oblastí. Nejdůležitější faktory ovlivňující kolonizaci, tedy tlak propagule a abiotické faktory, budou popsány v následujících kapitolách.

3.2.3.1 Tlak propagule

Definuje sílu invazního jedince a určuje, jak dobře se dokáže zavlečený druh prosadit v novém prostředí. To zahrnuje počet nových jedinců, kteří vstupují do nového prostředí najednou. Dále se zde zahrnuje množství těchto jednotlivých invazí nových druhů a jejich rozprostření po novém území. V případě malé konkurence a vhodných podmínek prostředí stačí pro kolonizaci nízký tlak propagulí. Při velké konkurenci nebo náročných podmínkách je naopak potřebný vysoký tlak propagulí pro úspěšnou kolonizaci (Lockwood et al. 2005).

3.2.3.2 Abiotické faktory a vlastnosti rostlin

Klima představuje velkou překážku pro šíření a rozmnožování rostlin a může zapříčinit kompletní selhání kolonizace. Většina invazních druhů se dokáže naturalizovat v oblastech s podobným klimatem jako je jejich původní. Ovšem existují i rostliny, které zvládly přechod do oblasti s rozdílným klimatem, např. turanka kanadská (*Conyza canadensis*). Zároveň jsou i rostliny, které se nezvládly naturalizovat v jejich přirozeném klimatu na jiném stanovišti, např. lantána (*Lantana trifoliata*) (Theoharides & Dukes 2007).

Rostliny s rozsáhlým geografickým rozšířením ve své původní oblasti mají tendenci lépe se prosadit v novém prostředí, a to díky své schopnosti snášet širší spektrum klimatických podmínek. Rychlý růst, schopnost samooplodnění a vysoká genetická variabilita mohou být také výhodou pro úspěšnou adaptaci a kolonizaci nepůvodních druhů (Goodwin et al. 1999).

Vysoká dostupnost zdrojů a jejich proměnlivost tvoří ideální podmínky pro kolonizující rostlinu. Disturbance (narušení) původní vegetace či přímé přidání zdrojů přispívá k úspěšnosti kolonizace invazního druhu (Theoharides & Dukes 2007).

3.2.4 Naturalizace

Pro úspěšnou naturalizaci rostliny v novém prostředí po předchozí kolonizaci si rostlina musí vytvořit samostatnou, expandující populaci. Tato expanze probíhá ve větším geografickém měřítku (Theoharides & Dukes 2007).

V průběhu začlenění je invazní rostlina vystavena mnohým výzvám, především biotickým faktorům, dále environmentálním faktorům, vlastnostem daného druhu a tlaku propagulí. Biotické faktory jsou vytvořeny činností místních živých organismů. Tato činnost tvoří přírodní bariéru, která ovlivňuje přežití, růst a reprodukci invazního druhu.

Pro naturalizaci jsou velice důležité vlastnosti zvyšující konkurenceschopnost a odolnost proti konkurenčním druhům a vlastnosti, které umožňují dobrý přístup ke zdrojům využívaným ostatními druhy (Theoharides & Dukes 2007).

Další výhodou pro rostlinu k úspěšné naturalizaci je produkce chemických sloučenin, která odrazuje místní býložravce, nebo uvolňování látek z kořenů, které poškozují okolní rostliny. Dále je to rychlý růst a velká reprodukční rychlost (Theoharides & Dukes 2007).

3.2.4.1 Doba zpoždění

Doba zpoždění nepůvodního druhu, neboli lag-fáze, je období mezi jeho introdukcí do nové oblasti a začátkem exponenciálního růstu populace. Toto zpoždění lze přičíst faktorům, jako je původní nedostatek vhodných míst pro invazi, nedostatek zásadních mutualistů, či nedostatečná genetická rozmanitost brzdící invazní proces. Zpoždění může trvat velmi dlouho (dekády i staletí), přesto se některé druhy dokáží šířit ihned po introdukci bez zjevného zpoždění. S tím je spojován také pojem „dluh z invaze“. To znamená, že i když introdukce druhu ustane, nebo jiné faktory invaze budou sníženy, budou pokračovat invaze nové. Toto způsobí, že se již invazní druhy budou dále rozšiřovat, což bude mít na prostředí ještě větší dopady, protože mnoho přítomných invazních druhů je ve zpožděné fázi a mají potenciál se šířit dál (Essl et al. 2011). Exponenciální růst populace během počátečních fází invaze neodmyslitelně zahrnuje dobu zpoždění. Nepůvodní druhy mohou přetrvávat v nízkém počtu desítky let předtím, než začnou exponenciálně růst. Navíc se invazní druhy mohou vyvíjet tak, že se stávají agresivnějšími v čase, což zvyšuje impakt na původní druhy (Crooks 2005).

Doba zpoždění představuje výzvy pro efektivní management invazí, může vést k nesprávným odhadům rizika a zmeškaným příležitostem k předejití negativního impaktu. Proto se dbá na přísnost prevence. Měly by se tedy všechny invazní druhy považovat za potenciálně škodlivé, protože dlouhá doba konzistentního chování invazního druhu nemusí předvídat jeho budoucí chování (Crooks 2005).

3.2.5 Šíření

Do procesu šíření přechází rostlina v případě, že je plně naturalizována a populace dosáhla bodu, kdy dokáže produkovat velké množství propagulí, které překonávají dříve omezující bariéry pro prostorové šíření. Invazní druhy poté expandují na velké vzdálenosti. Pouze zlomek naturalizovaných druhů přejde do fáze šíření. Druhy, které v této fázi výrazně ovlivňují vlastnosti prostředí, jsou označovány jako „transformers“. Prostor, který invadují, mění kvůli výraznějšímu využívání zdrojů. Dále podporují erozi a mění požárový režim (Pyšek 2005)

3.3 Konkurenční tlak

Mezi faktory ovlivňující invazivnost rostlin v ekosystémech patří konkurenční tlak, tzn. schopnost nepůvodních druhů přežít závisí na konkurenčním tlaku již přítomných druhů. Konkurenceschopnost dokáže tedy ovlivnit úspěšnost invaze. Záleží i na přizpůsobení se novému prostředí. Například původně lesní druhy nemusí být úspěšné při šíření do travinné vegetace. Také vliv býložravců a patogenů ovlivňuje schopnost nepůvodních druhů přežít a šířit se v novém prostředí, stejně jako klimatické podmínky. Ovšem jsou i druhy, které jsou odolnější vůči extrémním podmínkám než jiné (Pyšek & Chytrý 2009).

Tento faktor je brán jako jeden z klíčových pro nastolení dominance nad populací na daném území. Zdrojová konkurenceschopnost druhu říká, jak efektivně dokáže rostlina využívat dostupné zdroje narozdíl od ostatních druhů. Invazní druhy často dokáží efektivněji zužitkovat dostupné, limitované zdroje než své okolí. Dále mohou mít vlastnost využívat zdroj, který je ostatními rostlinami nedotčený (Weiner 1993). Lepší kapacita pro vstřebávání vody může také hrát roli v začlenění nepůvodního druhu. U prostředí charakterizovaného nízkou dostupností vody se očekává, že původní rostliny budou lépe adaptovány na iregularitu vody, avšak existují důkazy, že i v tomto případě je invazní druh konkurenčně silnější. Nernberg a Dale (1997) zjistili, že sverep bezbranný (*Bromus inermis*) byl konkurenčnější než 5 původních druhů v oblasti s malým přístupem k vodě.

Kořenový systém invazních rostlin bývá hlubší, a tudíž lépe získává vodu a živiny z půdy než konkurenční původní druhy. Kořeny mohou měnit složení půdy a produkovat chemické látky, které negativně ovlivňují konkurenty. Taková změna v půdě může odpuzovat i místní býložravce (Kulmatiski et al. 2008).

K dalším důležitým faktorům patří vstřebávání světla. Efektivnější vstřebávání zdrojů pomáhá nepůvodním rostlinám přerůst svou konkurenci a umožní rychlejší produkci vlastní biomasy. Společně s lepším vstřebáváním světla a následným stínovým efektem dokáže invazní rostlina přebrat území a vstřebávání světla na dané ploše (Hobbs & Mooney 1986).

Ve výčtu vlastností, jimiž bývá charakterizována úspěšná invazní rostlina, většinou nechybí velká reprodukční kapacita (např. velké množství semen, která dlouho vydrží v půdě), dobrá klíčivost, snadné šíření, schopnost přežít v nepříznivých podmínkách, rychlý růst a velká produkce biomasy (Pyšek & Tichý 2001).

3.4 Dopady rostlinných invazí

V dnešní době je většina ekosystémů poznamenána zavlečenými druhy. Hlavní dopad představuje úbytek biodiverzity a degradace ekosystémů. I přes negativní důsledky invazních rostlin je mnoho zemí, především rozvojových, které jsou závislé na jejich ekonomickém aspektu. Likvidace původní vegetace za účelem zemědělství a lesnictví je významnou disturbancí, jež usnadňuje expanzi nepůvodních druhů (Pyšek & Tichý 2001; Radosevich et al. 2007).

Poškození vzniklá zavlečenými rostlinami z velké části zobrazuje činnost člověka na planetě v průběhu historie. Nejvíce postižené oblasti lze nalézt v Jižní Africe, Novém Zélandu a Spojených státech. Záměrná zavlečení proběhla zhruba u poloviny dnes známých invazních druhů. V současnosti je vedeno několik druhů, které vyžadují urgentní pozornost a několik druhů s vysoce nebezpečným potenciálem (Pyšek & Tichý 2001).

Hustě obydlená Česká republika s fragmentovanými biotopy poskytuje vhodné prostředí pro šíření invazních druhů především i díky intenzivní zemědělské činnosti. V porovnání s ostatními zeměmi však Česká republika nepatří mezi nejohroženější (Pyšek & Tichý 2001).

Kvůli intenzifikaci a automatizaci zemědělství došlo k úbytku lidí pracujících v zemědělství. Tento fakt společně se zvyšující se urbanizací mohou za snížení počtu lidí, kteří pracují v krajině. Kvůli menšímu kosení, vysekávání a zbavování se náletových dřevin dochází ke změně krajiny, a to zhruba od počátku 20. století. Od přelomu tisíciletí však sledujeme trend suburbanizace, kdy dochází k rozvoji příměstských oblastí, ve kterých se objevují zarůstající místa nechaná ladem nebo oblasti zcela bez vegetace neustále disturbované (Hejda & Pyšek 2018).

Dochází také k eutrofizaci – větší množství živin lze pozorovat především u dusíku, což má za následek expanze rostlin vyžadujících velké množství živin (jedná se o nitrofilní rostliny). Příkladem takových druhů může být původní kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*) a třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), nebo nepůvodní zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a hvězdnice novobelgická (*Aster novi-belgii*) (Hejda & Pyšek 2018).

Otázkou zůstává, zda jsou invaze důsledkem změn vegetací v krajině, nebo zda mohou za změnu vegetace. Změny v krajině, invaze nepůvodních druhů a expanze nitrofilních původních druhů jsou příčinou vzniku monodominantních porostů s malou diverzitou (Hejda & Pyšek 2018).

V České republice má největší dopad na diverzitu rostlinných společenstev bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatky (*Reynoutria* spp.) a šťovík alpský (*Rumex alpinus*). Na druhou stranu velice četné netýkavky (*Impatiens* spp.), nebo slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), mají malý vliv na celkovou diverzitu vegetace, kde invadují (Hejda & Pyšek 2018). Dalším příkladem malého dopadu invaze na původní společenstvo je lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*), která ale omezuje růst vzácných druhů rostlin především na horských loukách s velkou diverzitou (Hejda et al. 2009).

Křídlatka snižuje druhové bohatství v rostlinných společenstvech omezením růstu jiných nepůvodních druhů a široce expandujících plevelů. Křídlatka i zlatobýl (*Solidago*) takto invadují ruderální a plevelovou vegetaci (Florianová & Münzbergová 2017).

U křídlatky je také problémem její invaze na orných půdách a pastvinách, kde se stále zvyšuje její početnost. To může negativně ovlivnit zemědělský výnos (Bohren 2011; Radosevich et al. 2007).

Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (viz Obr. 1) ovlivňuje původní vegetaci především svojí silnou konkurenceschopností během raných fází sezóny. Pokud jsou invazí potlačeny jarní, heliofilní rostliny, značí to kompetici o světlo. Pokud míra potlačení koreluje s i jinými vlastnostmi rostlin (např. s náročností na živiny, nebo zásobováním vodou), bude konkurence v půdě pravděpodobnější (Florianová & Münzbergová 2017). Naopak její pokryvnost prudce klesá po odkvětu a od začátku července je nízká, což dopady invaze snižuje. Toto je způsobeno fenologií netýkavky, která je jednoletá, a tak není potřeba, aby rostlina dlouho přetrvávala po odkvětu a rozšíření semen (Hejda 2012). Výzkum od Florianová & Münzbergová (2017) v dubohabrových lesích dokázal, že původní druhy společenstev nejvíce zasažené invazí netýkavky jsou ty, které zvýšily pokryvnost po odstranění netýkavky. Jednalo se o jarní aspekty, raně kvetoucí heliofyty, konkrétně o sasanku hajní (*Anemone nemorosa*), pižmovku mošusovou (*Adoxa moschatellina*) a dymnivku dutou (*Corydalis cava*). Tyto druhy nejsou přizpůsobeny nízké dostupnosti světla, a tak jsou zranitelné vůči možné nadzemní konkurenci, i když je konkurent spíše slabší. Netýkavka však nezpůsobuje dlouhodobé změny ve společenstvu, dochází zde k rychlé obnově po jejím odstranění. Dopad invazí tedy závisí na podobnosti invazního druhu s druhy původními; při podobných vlastnostech druhů bude mít invaze menší dopad na původní vegetaci.

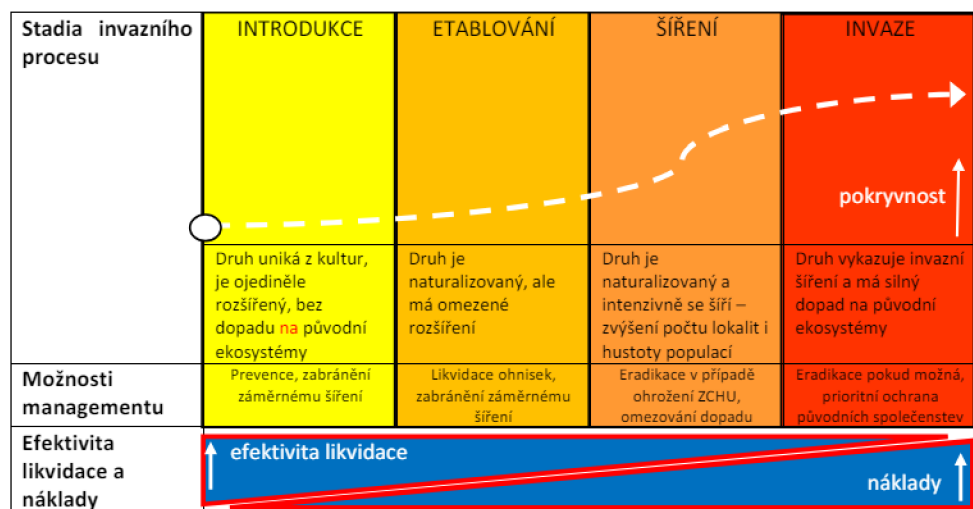


Obr. 1: Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) - Moravičany (okr. Šumperk): PR Doubrava, J část, 17. 7. 2015, Dana Holubová (Michalcová). (Dostupné z: <https://pladias.cz/taxon/pictures/Impatiens%20parviflora#image12>)

Je důležité sledovat míru relativní dominance nepůvodního druhu oproti zástupcům původní vegetace. Například bolševník v horských oblastech, které nemají výrazné dominanty dané vegetace, má pak velký dopad na původní společenstvo (Hejda & Pyšek 2018).

3.5 Likvidace invazních druhů

Invazní druhy celosvětově zapříčiňují velké ekonomické ztráty. Například Evropská komise v roce 2013 vyčíslila škodu způsobenou biologickými invazemi na 12 milionů eur ročně. Velkou část zastupují náklady za likvidaci. Pro úspěšnost jednotlivých zásahů vůči nepůvodním invazním rostlinám je důležité věnovat pozornost plánování projektů a zvolení realistického a dosažitelného cíle likvidace druhu. Neefektivnějších zásahů je dosaženo při podchycení invazního druhu před větším šířením a následném omezení šíření, případně při likvidaci ohnisek. V opačném případě je regulace silně rozšířeného invazního druhu vysoce finančně zatěžující a nemusí mít žádaný efekt (viz Obr. 2) (Berchová-Bímová 2019).



Obr. 2: Efektivita a náklady likvidace invazních rostlin během stádií invazního procesu (Dostupné z: https://invaznidruhy.nature.cz/documents/735810/1280690/Metodika_Berchova_likvidace_TACR_zav_zprava_280120.pdf/9f51da5b-636c-6f79-dbe1-b39585339069?t=1653397329567)

V praxi je odstraňování invazních druhů limitované několika faktory:

- pozdní přístup k likvidaci - plošný zásah na daný invazní druh by silně ovlivnil samotný ekosystém
- nedostatečné zmapování oblasti a odhalení ohnisek
- množství finanční zdrojů a jejich nedostatečná alokace pro dlouhodobější monitoring postižené lokace
- neidentifikování zdroje propagule druhu
- jednotlivé zásahy řeší problém invazního druhu pouze krátkodobě (z hlediska většinou 5 let)

Tudíž i když jsou jednotlivé zásahy vůči invazním rostlinám často hodnoceny jako úspěšné, v jejich likvidaci často dojde v dlouhodobém měřítku pouze k jejich krátkodobému omezení (Berchová-Bímová et al. 2019).

Ze Standardů péče o přírodu a krajinu – Likvidace vybraných invazních druhů rostlin (AOPK ČR 2016) vyplývá, že přednostně by měly být likvidovány invazní druhy označené jako „transformers“, které mají vysoký potenciál pro dopad na ekosystémy. K další likvidaci jsou označené druhy s významným dopadem na lidské zdraví. Likvidace invazního druhu může být ale velmi problematická, protože eliminace jednoho druhu může vést k rozšíření jiných invazních rostlin.

Ekologicky orientovaný přístup k řízení invazních rostlin, poskytuje systematický rámec pro identifikaci příčin invazí rostlin a volbu reakcí managementu. I přes úsilí identifikovat charakteristiky úspěšných invazních druhů jako prostředek k předpovědi jejich úspěchu v nových prostředích, pouhé atributy druhů nestačí k přesnému předpovídání, které rostliny budou invazní v dané krajině. Tento management vyžaduje porozumění vazbám mezi ekologickými procesy, dynamikou vegetace, manažerskými postupy a hodnocením (Monaco & Sheley 2012).

3.6 Invazibilita

Při porovnávání, zda je určité území náchylnější vůči šíření nepůvodních druhů více než jiné, dochází k častému problému, jelikož jednotlivé invazní druhy ovlivňují různé faktory. Ekosystém, který by měl být náchylný, tak může být invadován velmi málo, jestliže je zde nepatrný přísun diaspor invazních druhů. Naopak rezistentní ekosystém vůči invazím může být invadován při větším množství diaspor nepůvodních druhů (Pyšek & Chytrý 2009).

Je důležité zmínit, že obecně je složení nepůvodní flóry podobnější mezi různými habitaty ve stejném regionu než mezi stejnými habitaty různých regionů. Tento vzor byl nalezen Weberem (1997) ve své analýze výskytu nepůvodních rostlin v evropských zemích a na tuto problematiku poukázali Lloret et al. (2004), kteří na osmi velkých středomořských ostrovech identifikovali více než 400 nepůvodních druhů, ale pouze čtyři z nich byly přítomny na všech ostrovech. Složení nepůvodní flóry v rostlinných porostech stejných habitatů se liší mezi regiony, takže invaze v každém regionu jsou spíše ovlivněny vlastnostmi samotných habitatů než vlastnostmi jednotlivých nepůvodních druhů.

Guo et al. (2021) odhalili souvislost také zeměpisné šířky a invazí. Jejich test Mann-Whitneyho dokázal, že regiony na severní polokouli byly méně invazní než regiony na jižní polokouli ve stejné zeměpisné šířce. Interakce mezi druhy mohou být důležitější blíže k rovníku, zatímco fyzikální faktory mohou hrát větší roli při určování rozšíření druhů na vyšších zeměpisných šířkách. To má důležité dopady na invazivnost rostlin a schopnost prostředí být invazibilní.

3.6.1 Tropické lesy

Lesy bez nepůvodních druhů rostlin jsou nejčastěji ty, které nejsou tolik vystaveny propaguli z městských nebo zemědělských oblastí. Větší tlak propagule nepůvodních druhů v tropických lesích zvyšují pravděpodobnost zavedení populace a následného populačního růstu. Fragmentace biotopu vede k většímu vystavení tlaku propaguje z blízkých disturbovaných oblastí, kde se mohou tyto nepůvodní druhy nacházet. Dostupnost zdrojů, jimiž je voda, světlo, prostor a výživa, ovlivňují úspěch invaze. Míra dostupnosti těchto zdrojů může změnit narušení a fragmentace habitatu, což má za následek usnadnění prosazení nepůvodních druhů, ovšem pokud nejsou zdroje díky konkurenci původních druhů nedostupné (Denslow & DeWalt 2008; Weber 2003).

Trvalé narušování ekosystému vede k otevření korun stromů. Toto poskytuje vhodné podmínky pro rychle se rozšiřující zavlečené druhy. Na kontinentálním ostrově Singapuru počet nepůvodních druhů pozitivně koreluje s otevřeností korun, ale neporušený deštný prales je odolný vůči invazím (Denslow & DeWalt 2008).

Na šíření nepůvodních druhů se také významně podílí exotičtí kopytníci. Například na Havaji prasata kypří půdu a rozptylují semena rostlin. Obzvláště významným druhem, kterému usnadňují rozšiřování do vlhkých lesů, je *Psidium cattleianum* neboli jahodový stromek viz Obr. 3 (Denslow & DeWalt 2008).



Obr. 3: Jahodový stromek (*Psydium cattleianum*) (Giuseppe Mazza) (Dostupné z: <https://www.monaconatureencyclopedia.com/psidium-cattleianum/?lang=en>)

Větší diverzita funkčních skupin v kontinentálních tropických lesích brání strukturálním změnám v ekosystému způsobenými nepůvodními druhy v jiných ekosystémech. Ovšem pokud invazní druhy představují nové funkční skupiny, pravděpodobně změní strukturu společenstva, procesy v půdě a režim disturbance, což bude mít dopady na celý ekosystém. Další podmínky, jsou živiny a dostupnost vody. Ty jsou přirozeně dostupné v deštných pralesích, takže se nedají invazí tolik ovlivnit. Liány jsou významnou funkční skupinou v deštných pralesích, ovšem vysoké zastoupení lián jak původních, tak nepůvodních, má za následek poškození korun stromů a zabránění růstu stromů. Tím dochází k postupné degradaci deštného pralesa (Denslow & DeWalt 2008; Weber 2003).

Většina nepůvodních druhů byla zavlečena do původních lesů z důvodu rozsáhlých lesnických a zemědělských rekultivačních projektů. Rychle rostoucí druhy rodů *Pinus*, *Tectona* a *Eucalyptus* byly záměrně vysazovány pro získávání průmyslového dřeva. Naopak rody *Leucaena*, *Albizia*, *Acacia*, a *Calliandra* byly vysazovány pro obnovu degradované půdy a pro palivové dříví. Tyto druhy potřebují k růstu velké množství světla a pralesy proti nim nemusí být imunní, a tak mohou na lesních mýtinách bránit opětovnému růstu původních druhů (Denslow & DeWalt 2008; Weber 2003).

Denslow & DeWalt (2008) došli k závěru, že celkové malé množství nepůvodních druhů v kontinentálních tropických lesích naznačuje, že jsou proti rostlinným invazím rezistentní. Základ takové odolnosti vůči invazím tvoří vysoká diverzita druhů i funkčních skupin. Ovšem existují i výjimky v tomto tvrzení; kontrola a prevence jsou klíčovými činnostmi v ochraně lesů proti rostlinným invazím.

3.6.2 Ostrovy

Ostrovy a souostrovní, především geograficky izolované s taxonomicky izolovanou flórou, jsou invadovány více než pevnina. Jedná se především o Havajské ostrovy a Nový Zéland. Počet invazních druhů se zde blíží počtu druhů původních (Pyšek & Chytrý 2009).

Důvodem takových invazí na ostrovech existence volných nik. Ostrovy mají v průměru menší množství druhů než stejně velké území na pevnině se stejnými podmínkami. Absence některých druhů způsobuje to, že jsou určité zdroje nevyužity a některé biotopy neobsazeny, nebo je již obsadily druhy jiné, které nejsou tolik přizpůsobeny danému prostředí. Kvůli špatné konkurenceschopnosti původních druhů na ostrovech se snadno šíří nepůvodní druhy (Pyšek & Chytrý 2009).

V případě tropů je invaze vyšší na tropických ostrovech než tropické kontinentální oblasti. To zčásti způsobují rozdíly v hustotě obyvatel a turismu. Lidé upřednostňují cestovat spíše na ostrovy než do kontinentálních oblastí. Navíc tropy jsou bohatší na množství druhů, tím se zvyšuje i počet konkurentů u rostlin, býložravců a škůdců. V průměru mají biotopy na ostrovech asi dvakrát tolik zavlečených druhů jako stejné habitaty na pevnině (Denslow & DeWalt 2008).

Důsledky výskytu nepůvodních druhů nejsou nutně vázány na disturbovaná místa. Na Havajských ostrovech je počet původních (989) a počet naturalizovaných zavlečených (1044) druhů vcelku vyrovnaný. Mnoho těchto nepůvodních naturalizovaných druhů ovšem invadují původní lesy a poškozují je. Ovšem ne všechny tropické ostrovy mají vysokou hustotu zavlečených druhů (Denslow & DeWalt 2008).

3.7 Invazní druhy v biotopech

3.7.1 Alpínská a subalpínská vegetace

Nejvyšší nadmořské výšky jsou zatím relativně bez nepůvodních rostlin. Kombinace nízké dostupnosti propagule a nízké invazibility vysvětluje, proč se ve vysokohorských oblastech vyskytuje jen málo nepůvodních rostlin ve srovnání s nížinnými ekosystémy. Některé biotopy alpínských ekosystémů nejsou tak odolné vůči invazím. Tyto ekosystémy budou neustále čelit rostoucímu tlaku v důsledku zavlečení již přizpůsobených druhů alpínskému klimatu, změny klimatu a expanzi původních druhů. Již v některých oblastech tento tlak vyvolává obavy, důležitá je tedy prevence proti invazním a expanzivním druhům (Alexander et al. 2016).

Přítomnost velkého množství neofytů v určitých typech travních porostů pozitivně koreluje s jejich přirozenou disturbancí (nadměrnou pastvou, záplavami, poškozením půdy zvěří apod.) či vysokým stupněm antropogenního vlivu (Culiță 2016).

Většina nepůvodních druhů byla však do horské vegetace zavlečena neúmyslně a rozšířila se podél cest. To neplatí u aljašské lupiny (*Lupinus nootkatensis*), která byla zavlečena na Island záměrně pro stabilizaci půdy a rozšířila se tak invazně mimo cesty, navíc silně konkuruje původním druhům (Alexander et al. 2016).

Výzkum v Rumunsku zaznamenával počet invazních neofytů v jednotlivých společenstvech rumunské travinné vegetace. Sekundární horské a subalpínské mezofilní a acidofilní trávníky měly v rostlinné skladbě pouze 2 druhy neofytů - heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea*) a sítinu tenkou (*Juncus tenuis*). Pro srovnání vegetace s největším počtem invazních neofytů byla *Potentillo-Polygonetalia* ze třídy luk a mezofilních pastvin, a to s 27 invazními druhy. Jedinými typy travních porostů z tohoto výzkumu, které byly zcela bez invazních neofytů, byly typy patřící do třídy *Juncetea trifidi*, tedy primární alpínské a subalpínské acidofilní trávníky (Culiță 2016).

Alpínské a subalpínské vápenaté pastviny se vyskytují nad hranicí lesa na zásaditých půdách ve vysokých horách Evropy. Pro toto stanoviště jsou charakteristické drsné klimatické podmínky (tj. nízké teploty, dlouhotrvající mráz, silné nahromadění sněhu), které omezují vegetační období na několik měsíců. Až na některé výjimky, např. Švýcarsko, se počet hospodářských zvířat na evropských alpských pastvinách snížil. Omezení pastvy umožňuje invazi keřů a opětovné zalesňování v těchto zónách, což je důvod, proč se předpokládá, že rozsah tohoto stanoviště bude klesat. Další predikce je možná invaze křovin a kolonizujících stromů subalpínských pastvin, příkladem může být borovice kleč (*Pinus mugo*) v Alpách. Četné výzkumy udávají jako další důvod změn ve vegetaci vysokohorských oblastí také zvyšující se teploty (García-González 2008).

Subalpínská vysokobylinná a křovinná vegetace je jedna z druhově nejbohatších vegetací ze skupiny horských luk a pastvin, počet druhů je více než sto. Tato společenstva se nachází na vlhkých půdách bohatých na živiny, od horských oblastí po alpínské pásmo (Kricsfalusy 2013).

3.7.2 Travinná a keříčková vegetace

3.7.2.1 Slaniskové trávníky

Slaniska se formují na půdách, které jsou ovlivněné solí a mají nestabilní zásobenou vodou. Tato stanoviště jsou rozšířená jak v pobřežních oblastech po celém světě s výjimkou Antarktidy, tak i ve vnitrozemských oblastech se suchým klimatem. Jejich rozmanitá povaha je způsobena variacemi vlastností půdy, topografie a klimatu, což vede k proměnlivosti jejich salinity. Díky těmto specifickým podmínkám dochází k vytvoření několika slaniskových habitatů s vysokou diverzitou rostlinných specialistů, tzv. halofytů, které jsou schopné tolerovat abiotický stres (Dítě et al. 2021).

Slaniska se nachází v mírném pásmu Evropy a navazují až do centrální Asie. Rumunsko se dá považovat za významné centrum slanisek - pobřežní slaniska se nacházejí v okolí Černého moře a vnitrozemská slaniska se rozkládají napříč celou zemí (Dítě et al. 2021).

V sušších slaniskových trávnících se většinou nachází teplomilné vytrvalé halofyty, např. pelyněk slanomilný (*Artemisia monogyna*), limonka (*Limonium* spp.) nebo zblochanec (*Puccinellia* spp.). Mezofilní a vlhké slaniskové trávníky zahrnují halofilní až subhalofilní vegetaci. Půda má již stabilnější zásobenou vodou. Rostou zde především trávy a ostřice, ale i byliny, např. mochna husí (*Potentilla anserina*), či mokřadní traviny. S menším obhospodařováním přichází i expanze třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), hlohu (*Crataegus* spp.) a růže šípkové (*Rosa canina*) (Šumberová et al. 2007).

Yuritsyna (2021) sledoval invaze této vegetace v jihovýchodní Evropě. Bylo zjištěno, že se zde vyskytují pouze tři druhy archeofytů, které mají charakter invazních rostlin - lebeda tatarská (*Atriplex tatarica*), úhorník mnohodílný (*Descurainia sophia*), řeřicha rumní (*Lepidium ruderale*), ovšem ani pokryvnost není tak vysoká. Běžně se tyto tři zástupci ve zkoumané oblasti nacházejí v sekundárních habitatech (např. na okrajích silnic, na polích, sídlišti), ale mohou se rozšířit i do disturbovaných slaných biotopů nebo do stepí. Lebeda tatarská má častější výskyt než úhorník a řeřicha, jelikož je více adaptovaná na salinitu.

V rámci pozorování sukcese slaniskové vegetace bylo zaznamenáno, že po osmi letech od opuštění tohoto prostředí se začal šířit pouze jeden invazní druh, a to zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*). Obecně je tato vegetace rezistentní vůči invazím, což potvrdil výzkum, který prováděla Melečková et al. (2014). Zkoumaný biotop byl rezistentní, jelikož kolem studované oblasti byl zlatobýl obrovský hojně rozšířen a trvalo dlouho, než se do slaniskové vegetace dostal. Ovšem při delší době ponechání ladem by se počet invazních druhů zvyšoval.

3.7.2.2 Louky a mezofilní pastviny

Třída *Molinio-Arrhenatheretea* zahrnuje louky, obhospodařované pastviny a vysokobylinné louky na více či méně úrodných půdách. Je běžným biotopem v mírném pásmu Evropy a přilehlých částech Asie. V tomto rozlehlém území prosperuje v různorodých klimatických a půdních podmínkách a pod různými způsoby hospodaření (sečení, pastva nebo hnojení), což vede k složitým vzorcům rostlinné diverzity s mnoha druhy vegetace (Škvorec et al. 2020).

Ovsíkové louky (*Arrhenatherion*) jsou nejnovějším typem luk vyvíjejícím se ve střední Evropě, ale nejrozšířenější jsou v jihozápadní části. Typickými druhy jsou ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*), škarďka dvouletá (*Crepis biennis*), zvonek rozkladitý (*Campanula patula*), svízel bílý (*Galium album*), kerblík lesní (*Anthriscus sylvestris*) a kakost luční (*Geranium pratense*). Ovsíkové louky se nacházejí na středně vlhkých půdách (Leuschner & Ellenberg 2017).

Mezofilní ovsíkové louky se kromě alpského a subalpského stupně nacházejí rozptýleně po celé České republice. Pokud se tyto louky nechají ležet ladem, zarostou dominantnějšími druhy nacházejících se v nich, a poté zarůstají expanzivními druhy, např. třtinou křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Kučera & Šumberová 2010). Šíří se zde i další invazní neofyty, jako je pelyněk černobýl (*Artemisia vulgaris*), vratič obecný (*Tanacetum vulgare*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (Kučera 2007).

Výše v horách se místo ovsíkových luk začínají objevovat horské trojštětové louky (*Trisetion*), pokud nedojde k větší intenzitě hnojení. Tyto louky bývají druhově bohatší než v nižších polohách (Leuschner & Ellenberg 2017).

Pastviny, které se častěji hnojí, a jsou tedy bohaté na živiny, vytvářejí samostatnou alianci poháňkových pastvin (*Cynosurion*). Zde je však absence charakteristických druhů pro mezické (středně vlhké) louky a chybí i typické pastevní druhy (Leuschner & Ellenberg 2017).

Místo listnatých smíšených lesů, které přirozeně rostou na minerálních vlhkých půdách, se při obhospodařování vytvářejí na živiny chudé bezkolencové louky (aliance *Molinion*). Bezkolencové louky jsou jedny z druhově nejbohatších luk ve střední Evropě. Vyskytují se na půdách s nižším obsahem dusíku (Leuschner & Ellenberg 2017). Proto, když dojde k eutrofizaci, již předchází odvodnění a následná mineralizace, expandují konkurenčně silnější trávy – psárka luční (*Alopecurus pratensis*), srha říznačka (*Dactylis glomerata*) a bezkoleneček (*Molinia* spp.), nebo druhy nepůvodní – třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a šťovík (*Rumex* spp.) (Kučera & Šumberová 2010).

Druhově velmi podobné louky těm bezkolencovým jsou vlhké pcháčkové louky (*Calthion*). Liší se od nich především tak, že nejsou tolik chudé na živiny. Dostatečné množství živin jim přináší záplavová voda bohatá na sedimenty (Leuschner & Ellenberg 2017).

Aluviální psárkové louky spadající do nížinných aluviálních luk (*Deschapsion*) jsou vcelku nejednoznačným biotopem. Jsou druhově chudší a druhy mohou odpovídat i jiným skupinám vegetací. Tyto louky potřebují pravidelné zaplavování, v České republice se nejvíce nacházejí v nivách řek. Při nedostatečném kosení dochází k šíření nepůvodních druhů, jimiž jsou zlatobýl (*Solidago* spp.), astříčka (*Aster lanceolatus*), křídlatka (*Reynoutria* spp.) a topinambur (*Helianthus tuberosus*) (Lustyk 2008).

V biotopu kontinentální vysokobylinné vegetace také dochází k šíření nepůvodních druhů při nedostatečné seči, konkrétně k šíření invazních neofytů, a to třapatky dřípate (*Rudbeckia laciniata*), zlatobýlu obrovského (*Solidago gigantea*) a opět astříčky kopinaté (*Aster lanceolatus*). Pro zabránění expanze takových druhů je vhodné provádět seč co nejčastěji. Častá seč omezí růst vysokobylinných porostů, ovšem ty se po omezení seče dokáží regenerovat (Kučera & Šumberová 2010).

Výzkum na Kamčatce potvrdil také výskyt lupiny mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*) a vikve ptačí (*Vicia cracca*) ve třídě *Molinio-Arrhenatheretea*. Vikev zde byla běžným polním plevelem, ale v poslední době se stala rostlinou s vysokým stupněm invazivnosti a je rozšířena po celém poloostrově. Lupina byla po dlouhou dobu pěstována jako okrasná rostlina, ale s její aktivní reprodukcí semen se rychle stala invazní rostlinou ohrožující spoustu biotopů (Abramova et al. 2017).

3.7.2.3 Smilkové trávníky a vřesoviště

Druhově bohaté porosty smilkových trávníků bývají v subalpínském stupni podmíněny extenzivním hospodařením, pastvou a kosením, kdežto horské smilkové trávníky jsou zcela závislé na obhospodařování. Subalpínské trávníky jsou poškozovány nejčastěji výsadbou nepůvodních dřevin, nebo pokud nejsou obhospodařovány, či eutrofizací. Většina oblastí spadajících do této vegetace je chráněná, a tak jsou mechanické disturbance většinou pouze v okolí turistických cest. Tím dochází k sešlapu porostů v okolí cest a prosazování druhů snázejících sešlap, např. metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*) (Kočí 2008). Dalším problémem je také vysazování borovice kleče (*Pinus mugo*), která zde rychle expanduje (Krahulec 2010).

V podhorských a horských smilkových trávnících může vlivem eutrofizace dojít k invazi ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*) (Kočí 2008). To samé platí u suchých vřesovišť nížin a pahorkatin. Ve vřesovištích, která jsou obohacena živinami, expandují konkurenčně silnější trávy, jako právě ovsík, a vytlačují tím postupně keříčky rostoucí v této vegetaci. Dobrou prevencí je v těchto případech pastva (Krahulec 2010).

Ve vřesovištích se silná eutrofizace objevuje současně s invazí akátu (*Robinia pseudoacacia*), takže má akát ze všech rychle se šířících rostlin nejhorší dopad na vegetaci. Dalšími sukcesními druhy jsou např. růže (*Rosa* sp.), osika (*Populus tremula*), břízy (*Betula*), hloh (*Crataegus* sp.) a trnka (*Prunus spinosa*). V podhorských a horských oblastech vřesovišť je vážné také zarůstání třtinami (*Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*) a ostřicí třeslicovitou (*Carex brizoides*) (Grulich & Kocourková 2008).

V brusnicové vegetaci skalín a drolín se vlivem eutrofizace šíří třtiny (*Calamagrostis arundinacea*, *C. villosa*, *C. epigejos*). Invazně se šíří i borovice vejmutovka (*Pinus strobus*). Oproti vřesovištím zde i navíc expanduje s menšími negativními následky smrk (*Picea abies*), jeřáb (*Sorbus aucuparia*), a borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (Grulich 2008)

3.7.2.4 Suché trávníky

Jedná se druhově rozmanitou vegetaci rostoucí na sušší půdě s menším množstvím živin. Půda navíc obsahuje více vápníku a je jílovitá (Leuschner & Ellenberg 2017).

Skalní vegetace s kostřavou sivou spadající do této třídy je nejčastěji ohrožována invazí akátu (*Robinia pseudoacacia*), šeříku (*Syringa vulgaris*) a na některých místech expanzí višně turecké (*Prunus mahaleb*). U trav to je ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*). Tyto druhy ohrožují i pčhavové trávníky (Grulich et al. 2008).

Disturbance úzkolistých suchých trávníků bývají nejčastěji neobhospodařování oblasti a imise atmosférického dusíku, což má za následek expanzi trav *Arrhenatherum elatius* a třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*). Jedná se o vysoké trávy, které brání v růstu nižším druhům rostlin, nebo i vzácným stepním druhům. Další fáze obnáší invazi dřevinami – pajasanem žláznatým (*Ailanthus altissima*), kustovnicí cizí (*Lycium barbarum*) a akátem (*Robinia pseudoacacia*) (Chytrý 2010).

Acidofilní suché trávníky jsou velmi náchylné k invazi ovsíku vyvýšeného (*Arrhenatherum elatius*), což je opět projevem eutrofizace (Grulich & Kocourková 2008). Tento biotop zarůstá dřevinami, konkrétně akátem (*Robinia pseudoacacia*), břízou bělokorou (*Betula pendula*) či borovicemi (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. strobus*) (Chytrý 2010).

3.7.2.5 Pionýrská vegetace písčin a mělkých půd

Třída trávníků písčin a mělkých půd je nejvíce rozšířena v mírném pásmu Evropy. Vyskytuje se na písčích, především na nížinách severu Německa a Polska. Je charakteristická jak pro bylinnou vegetaci mělkých půd na písku či kolem skalních výchozů, tak pro oblasti s mechanicky narušenými ploškami uprostřed trávníků, nebo na druhotně ruderalizovaných stanovištích. Na těchto místech jsou rostliny vystaveny disturbancím, především mechanickému poškození způsobenému vodní a větrnou erozí. Navíc je zde nedostatek vláhy, rychlé změny teplotních podmínek a často jsou tyto lokality chudé na živiny, přičemž příkladem mohou být písky, nebo jsou zásobeny živinami jednostranně, například vápníkem (Sádlo et al. 2007).

Takové podmínky měly za následek selekci ekologických skupin rostlin, které jsou sice konkurenčně slabé, ale zároveň jsou schopné odolat stresu z okolního prostředí. Tyto druhy rostlin jsou specializované na podobná stanoviště a adaptují se na extrémní podmínky prostředí, což zajišťuje jejich přežití a úspěšnou reprodukci. Do specializovaných skupin patří jarní efeméry, vytrvalé efemeroidy, klonální sukulenty s typem metabolismu CAM, mechy a lišejníky. Z důvodu silného vztahu k disturbancím se při jejich regulaci vegetace dokáže rychle obměnit a rozšíří se zde konkurenčně silnější trávy a byliny, čemuž napomáhá i malá konkurenceschopnost (Sádlo et al. 2007).

Efeméry a jiné druhy této vegetace jsou r-stratégové, tedy rostliny s rychlejším růstem a produkcí velkého počtu semen, která se snadno šíří. Mají krátkou životnost a neinvestují mnoho energie do obrany před přirozenými nepřáteli, konkrétně před býložravci a chorobami. Díky těmto vlastnostem jsou ideální pro kolonizaci takto disturbovaných oblastí. Po sukcesi dojde k seskupení druhů tolerujících stres; s-stratégu. Ty mají pomalou rychlost růstu a nízkou produkci, mají malé listy, často jehlice (Grime 1977). Pionýrská vegetace je dynamická a hlavně dočasná. S postupnou stabilizací a změnou dostupnosti zdrojů se mění. Časem může být nahrazena rostlinami kompetitivnějšími v případě, že se situace v oblasti ustálí. Tyto kompetitivnější rostliny v ní dokáží přežít (Connell & Slatyer 1977).

Rozšiřují se zde nepůvodní druhy, především turan roční (*Erigeron annuus*) a pupalka dvouletá (*Oenothera biennis*) (Sádlo & Chytrý 2010).

V acidofilních trávnících mělkých půd má negativní dopad také expanze (*Robinia pseudoacacia*). Výskyt ovsíku (*Arrhenatherum elatius*), lipnice luční (*Poa pratensis*) a podobných rostlin je známkou eutrofizace. Šíření ovsíku představuje vážnou hrozbu a je obtížné ho účinně řídit. Tento proces sukcese může probíhat samostatně, nebo jako reakce na jiný faktor degradace. Požár může z jedné strany podpořit obnovu biotopu odstraněním stařiny, ale z druhé strany může vést k rozšíření invazních druhů, jako je třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*) (Grulich & Kocourková 2008).

V bazifilní vegetaci jarních efemér a sukulentů způsobuje invazi navíc i sešlap a jiné podobné disturbance. Invadují nejčastěji ruderalní rostliny. Sešlap podporuje i velké množství zvěře. Přezvěření má za následek také okus (Grulich & Kocourková 2008).

3.7.3 Skalní a suťová vegetace

Tento bezlesý biotop zahrnuje vegetaci rostoucí ve štěrbinách balvanů a skal. Je zde převaha rozvolněných porostů s mechy a kapradinami, travami (především třtinovými), nitrofilními bylinami, rybízem alpským (*Ribes alpinum*) a růží převislou (*Rosa pendulina*). V České republice se vyskytuje v různých oblastech až na subalpínské a alpínské oblasti (Sádlo 2010).

Většina biotopů spadajících do skalní a suťové vegetace nepotřebuje přílišnou péči. V některých případech je potřeba omezit turistiku a horolezectví, nebo je nutné prořezávat stínící stromy a zabraňovat sukcesi v les (Sádlo 2010).

U vysokobylinné vegetace zazemněných drolin či v pohyblivých sutích se může často objevovat invazní netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Sádlo 2010).

3.7.4 Ruderální a plevelová vegetace

Ruderální vegetace je charakteristická vlivem lidského faktoru. Lidské aktivity a změny, které vytváří ve městech se odráží na diverzitě vegetace, rychlosti a distribuci nepůvodních druhů (Rendeková et al. 2017).

Studie v Bratislavě zaznamenala zvýšení počtu a pokryvnosti neofytů včetně invazních v letech 2011 - 2014 oproti létům 1975 – 1982. Tato čísla se zvedla ve třídách ruderální vegetace, konkrétně ve třídách suchomilné ruderální vegetace (*Artemisietea vulgaris*) a ruderální polopřirozené nitrofilní vegetace vlhkých míst (*Galio-Urticetea*). Naopak zde došlo k úbytku archeofytů. V ruderálních stanovištích v Bratislavě se nachází několik invazních druhů – křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) (viz Obr. 4), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*) a sítina tenká (*Juncus tenuis*). Z toho křídlatka a topinambur nebyly v 1975 – 1982 v této vegetaci nalezeny (Rendeková et al. 2017).



Obr. 4: Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) (Dostupné z: <https://botany.cz/cs/reynoutria-japonica/>)

Tato studie také zaznamenala výskyt invazních archeofytů – chundelka metlice (*Apera spica-venti*), lebeda tatarská (*Atriplex tatarica*), vesnovka obecná (*Cardaria draba*) a ježatka kuří noha (*Echinochloa crus-galli*). Ke zvýšení počtu invazních neofytů došlo u druhů: pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), ambrosie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*) a javor jasanolistý (*Negundo aceroides*). Vegetace sešlapávaných míst byla nejvíce invadována ambrosií peřenolistou (*Ambrosia artemisiifolia*) (Rendeková et al. 2017).

Trend rostoucího počtu invazních neofytů v ruderální vegetaci, ke kterému dochází nejen v Evropě, ale i na Blízkém východě a Novém Zélandu, vede ke snižování biodiverzity a homogenizaci bioty. Stále se zvyšující antropogenní vliv na vegetaci zvětšuje poměr a počet nepůvodních druhů, především těch invazních (Rendeková et al. 2017).

V poslední době se také věnuje pozornost lupině mnoholisté (*Lupinus polyphyllus*) viz Obr. 5 původem ze Severní Ameriky. Je invazního charakteru a rozšiřuje se po celé Evropě. V České republice ji lze nalézt na okrajích cest, na pasekách, podél železnic, v lemech lesů, a to jak rozptýleně v různých vegetacích, tak ve větších nápadnějších porostech (Láníková et al. 2009).



Obr. 5: Lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*) (Dostupné z: <https://botany.cz/cs/lupinus-polyphyllus/>)

Jednoleté trávníky sešlapávaných míst s lipnicí roční (třída *Poëtum annuae*) často napadá invazní heřmánek terčovitý (*Matricaria discoidea*), který při větší převaze tvoří samostatnou třídu - sešlapávaná vegetace s invazním heřmánkem terčovitým (*Lolio perennis-Matricarietum discoideae*). Tato speciální třída se nachází na okrajích, výběžích pro dobytek. Jde o těžší hlinité půdy, kde je malá konkurence ostatních druhů. Teplomilná stanoviště invaduje bělotrn kulatohlavý (*Echinops sphaerocephalus*) vytvářející samostatnou třídu ruderální vegetace s invazním bělotrnem kulatohlavým (Láníková et al. 2009).

Tam, kde se nachází netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), může dojít k potlačení původní vegetace. Jedná se nejčastěji o břehy vodních toků a ráz těchto biotopů se může rychle změnit. Vyskytuje se nejvíce v lesních porostech s dostatkem vláhy a světla. Původem je netýkavka z Asie. Zapojené porosty, někdy i monodominantní vytváří i netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Láníková et al. 2009; Pyšek & Prach 1997).

Současným problémem jsou i porosty s dominantním invazním bolševníkem velkolepým (*Heracleum mantegazzianum*). Tato vegetace se vyskytuje na loukách, které již přestaly být sečeny a jinak obhospodařovány, dále na lemech s křovinami, nebo podél vodních toků. Půdy, na kterých se nacházejí, bývají vlhké a bohatší na živiny (především na dusík). Nejvíce invadují na předem disturbovaných místech. Bolševník díky své výšce dokáže zastínit okolní porost a vytlačit tak vegetaci v jeho blízkosti (Láníková et al. 2009).

Dalším nebezpečným invazním druhem vytvářejícím samostatné monodominantní vegetace je křídlatka – nejčastěji křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) a sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*). Ta se často nachází podél vodních toků nebo na místech s významnějším lidským faktorem. Půdy bývají vlhčí, bohaté na živiny a toleruje jak zástín, tak osvětlená místa. Problémem při šíření bývá jejich rozrůstání pomocí oddenků. Jejich odstraňování je tak velmi náročné (Láníková et al. 2009).

Samostatné třídy rudérálních porostů s dominujícími invazními druhy vytváří zástupci: štětinec laločnatý (*Echinocystis lobata*), šťovík alpský (*Rumex alpinus*) (v horských oblastech), zlatobýly (*Solidago* spp.) (viz Obr. 6), rukevník východní (*Bunias orientalis*), klejichou hedvábnou (*Asclepias syriaca*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), severoamerické hvězdnice – hvězdnice kopinatá (*Aster lanceolatus*) a hvězdnice novobelgická (*Aster novi-belgii*) (Láníková et al. 2009).



Obr. 6: Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) (Dostupné z: <https://plants.ces.ncsu.edu/plants/solidago-canadensis/>)

3.7.5 Mokřadní vegetace

3.7.5.1 Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin

Tato vegetace obsahuje porosty v nevápenatých, tedy kyselých jezerech či rybnících. Může být pokryta vodou, nebo zůstat suchá po celé měsíce či roky. Typickými zástupci jsou zeměžluč spanilá (*Centaurium pulchellum*), drobyšek nejmenší (*Centunculus minimus*), sítina žabí (*Juncus bufonius*), pobřežnice jednokvětá (*Littorella uniflora*) nebo lobelka (*Lobelia dortmanna*). Jsou to pomalu rostoucí rostliny na dně vod s malým až středním množstvím živin (Leuschner & Ellenberg 2017).

Semena této vegetace dokáží přežít i několik desetiletí na dně vodních ploch. To umožňuje rostlinám přežít případné změny ve vodním režimu mokřadů.

Jednoletá vegetace vlhkých písků může zarůstat na okrajích rybníků konkurenčně silnými rudérálními druhy a neofyty; dvouzubcem černoplodým (*Bidens frondosa*), vrbovkou žláznatou (*Epilobium ciliatum*), heřmánkovcem nevonným (*Tripleurospermum inodorum*). Vhodnou prevencí je zachování nízké vodní hladiny přes léto, alespoň tři měsíce (Šumberová & Chytrý 2010).

3.7.5.2 Vegetace jednoletých nitrofilních vlhkomilných bylin

Rostliny v této třídě tvoří velké množství biomasy. Vegetace má malou druhovou diverzitu a vyskytuje se jak v okolí řek a jiných vodních útvarů na vlhkých půdách, tak v blízkosti lidských sídel, kde dochází k pravidelným záplavám. Půda by měla mít vysoký obsah živin, především dusíku a vyšší obsah humusu. Vegetace jednoletých nitrofilních vlhkomilných bylin se nachází po celé Evropě, nejvíce v mírném pásmu. Oblasti, kde se nachází, jsou velmi podobné jako u předchozí třídy jednoletých vlhkomilných bylin. Porosty této třídy se liší nejvíce náročností na živiny (Šumberová 2011).

Tato třída je typická pro růst v korytech řek s vysokým stupněm přirozeného narušení. Studie na Baskicku tento biotop označila za jeden z nejvíce invadovaných na tomto území. Společenstva fluviálních štěrkopísků, kterými je tato vegetace, jsou napadána invazními druhy jiných nitrofilních vegetací. Jde o druhy s roční délkou života – řepeň durkoman (*Xanthium strumarium*), laskavec rozkladitý (*Amaranthus hybridus*) a dvouzubec černoplodý (*Bidens frondosa*). Rostou především na silně disturbovaných místech nejlépe u koryt řek (Campos et al. 2013).

Dalšími invazními zástupci této třídy mohou být řepeň polabská (*Xanthium albinum*) a ambrosie lysoklasá (*Ambrosia psyllostachya*) s velkým množstvím rozvětvených oddenků (Abramova & Golovanov 2018), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), dvouzubec černoplodý (*Bidens frondosa*) (Šumberová 2011).

3.7.5.3 Vegetace rákosin a vysokých ostřic

Vyskytuje se v mezotrofních až eutrofních sladkých vodách a v některých případech také v brakických vodách. Při úbytku vody jezera, které bude stále více vysychat, se lůžka rákosu obecného (*Phragmites australis*) budou zmenšovat a řídnout, čímž vznikne prostor pro společenstva vysokých ostřic (*Carex* spp.). Tato společenstva ostřic sdílejí s rákosovými porosty tolik druhů, že jsou přiřazovány do stejné skupiny. Mimo ostřice se v této vegetaci nachází svízel bahenní (*Galium palustre*) adaptovaný na záplavy a lipnice bahenní (*Poa palustris*) (Leuschner & Ellenberg 2017).

V rákosinách podél tekoucích vod dochází v současné době k lehké degradaci. Šíří se zde kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), topinambur (*Helianthus tuberosus*), křídlatky (*Reynoutria* spp.), třapatka dřípatá (*Rudbeckia laciniata*), méně často i kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*). V těchto rákosinách je dominantou chřastice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), která již začíná nabývat invazního charakteru. To je způsobeno především rychlou expanzí porostu, který vytváří, v němž následně zcela zanikají ostatní druhy typické pro vegetaci rákosin podél tekoucích vod (Vydrová & Rydlo 2008).

Důvodem, proč bývá tento biotop často napaden invazními druhy jsou různé disturbance ekosystému, především eutrofizace, která se projevuje ruderalizací. Dále se může jednat o degradaci úpravami břehů apod. (Vydrová & Rydlo 2008).

3.7.6 Lesy

Většina invazních druhů rostlin v lesích je záměrně zavlečena lidmi. Pokud lesy nejsou disturbované, bývají vysoce rezistentní vůči invazím. Toto tvrzení však vyvrací Martin et al. (2009) s tím, že zastíněné lesy mírného a tropického pásu, které nebyly nijak disturbovány, jsou hluboce napadeny invazními druhy. Do lesů jsou záměrně introdukovány rostliny rychle rostoucí a rostlinné druhy netolerující stín, jimiž mohou být například borovice, akácie a eukalypty (Weber 2003). Existuje také podskupina zavlečených druhů tolerantních vůči stínu, které byly vysazeny záměrně a mohou se v zalesněných oblastech stát invazními. Nepůvodní druhy tolerantní stín nejsou z podstaty méně invazní než jiné druhy. Důvodem, proč se zdají být méně invazní, je jejich menší počet oproti jiným invazním druhům. To je způsobeno tím, že většina invazních dřevin, zejména těch v lesích, byla záměrně introdukována a vybrána pro své vlastnosti rané sukcese, spíše než pro stínovou toleranci. I přesto se stává vysoké procento druhů tolerantních stín invazními po zavlečení do lesů, pouze tempo invaze je pomalejší, což může být někdy problémem, jelikož může dojít k podcenění růstu invaze, a dopady tak mohou být dlouhodobé a závažné (Martin et al. 2009).

Již zmiňovaná disturbance je také velice důležitým faktorem pro expanzi rostlin. Pokud jsou rostliny s raně sukcesními znaky také adaptovány na disturbance, invaze budou v nenarušených ekosystémech vzácné a větší roli bude hrát konkurenceschopnost rostliny (Martin et al. 2009).

3.7.6.1 Mokřadní olšiny a vrbiny

Tyto eurosibiřské a středomořské bažinaté lesní a křovinaté porosty rostou na povrchových glejových půdách, které jsou obvykle bohaté na nerozloženou organickou hmotu i rašelinu (Biondi et al. 2015).

Ve stromovém a keřovém patře se nejčastěji nachází olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), vrba popelavá (*Salix cinerea*), či vrba ušatá (*Salix aurita*). V bylinném patře dominují bahenní druhy tolerantní k oxidativnímu stresu na trvale podmáčených místech (*Carex riparia*) a (*Caltha palustris*) (Koljanin et al. 2023), dále vytrvalé mokřadní druhy - třtina ostrokvětá (*Calamagrostis canescens*), svízel bahenní (*Galium palustre*) (Douda 2013).

Tato třída se nachází okolo břehů rybníků a jezer, na opuštěných mokřadech, ve slepých ramenech řek a na okrajích rašelinišť (Douda 2013).

Studie v Baskicku na severu Španělska pozorovala relativní bohatství nepůvodních druhů (procentuální zastoupení nepůvodních druhů z celkového počtu druhů) a relativní pokrytí nepůvodními druhy (procentuální vyjádření pokrytí plochy nepůvodními druhy), aby zjistila stupeň invaze v určitých ekosystémech. Baskicko je velmi bohaté na původní druhy rostlin. Zároveň je zde i větší poměr invazních druhů (19,5 %). Třída mokřadní olšiny a vrbiny s menším počtem původních druhů patří v této studii ke třídám s nejmenším počtem invazních rostlin. Pokrytí nepůvodními druhy vykazuje větší variabilitu než ukazatel relativní bohatství nepůvodních druhů, přičemž tato třída přesahuje 50 % průměrného pokryvu. Tato vysoká hodnota znamená, že je podíl zavlečených druhů na pokryvu těchto lesů vysoký i přes menší počet jednotlivých druhů, a může mít tak větší dopad na biotop.

Významné zde jsou společenstva s vrbou *Salix atrocinerea* a pomíšenkou nepitolistou (*Baccharis halimifolia*), které rostou na podmáčených půdách. Invazní keř *Baccharis halimifolia* často dosahuje hodnot pokryvu 100 %. Na místě svého původu, kterým je severní a střední Amerika, avšak takto dominantní postavení nevykazuje, jelikož zde konkuruje jiným keřům. Pouze *Salix atrocinerea* je schopna konkurovat stanovištěm pomíšenky v ústí řek s menší salinitou a méně podmáčených (Campos et al. 2013).

V mokřadních olšínách je velikou hrozbou také liána štětinec laločnatý (*Echinocystis lobata*) a netýkavka, konkrétně dva druhy – *Impatiens parviflora* a *Impatiens glandulifera*. Netýkavka dokáže zcela nahradit původní druhy v travním patře. Dalšími invazními neofyty jsou zlatobýl (*Solidago* sp.) a křídlatka (*Reynoutria* sp.) (Zavialova et al. 2021).

3.7.6.2 Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy

Tato vegetace zahrnuje opadavé širokolisté lesy mírného pásma Evropy. Dřeviny jsou náročnější na množství vody a živin v půdě. Dominuje zde buk lesní (*Fagus sylvatica*), habr obecný (*Carpinus betulus*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), javor klen (*Acer pseudoplatanus*), javor mléč (*Acer platanoides*), jilm drsný (*Ulmus glabra*) nebo jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Z listnatých stromů lze v této vegetaci nalézt i duby - dub zimní (*Quercus petraea*) a dub letní (*Quercus robur*). Duby spadají často do jiných tříd vegetace, kde dominují (Boublík et al. 2013).

Jehličnaté stromy zde především zastupuje jedle bělokora (*Abies alba*), od střední Evropy (pouze do horských oblastí) až po Rusko nejvíce dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*) (Boublík et al. 2013).

Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy se nacházejí především na půdách typu hnědozem či kambizem, nevyskytují se ve vyšších horských polohách. Rozdíly v toleranci zastínění jednotlivých druhů zásadně ovlivňují konkurenční poměry mezi jednotlivými druhy stromů (Boublík et al. 2013).

Bylinné patro je závislé na době olistění stromů, které jsou v dané skupině dominantní. Druhy bylin, které kvetou před olistěním dominantních stromů, mohou být sasanka hajní (*Anemone nemorosa*), dymnivka (*Corydalis* spp.), sněženka (*Galanthus nivalis*) a křivatec žlutý (*Gagea lutea*). Ke kvetení bylin před olistěním stromů dochází od března do první poloviny května, záleží na typu lesa. V červnu dochází k druhému kvetení rostlin v lesích. Zde se jedná o druhy netýkavka nedůtklivá (*Impatiens noli-tangere*), zvonek kopřivolistý (*Campanula trachelium*), jestřábník lesní (*Hieracium murorum*). Někdy ale dokáží určité druhy asimilovat celý rok – např. ostřice chlupatá (*Carex pilosa*) a hluchavka skvrnitá (*Lamium maculatum*) (Boublík et al. 2013).

Tato třída je méně zasažena přítomností invazních druhů. Vegetace roste dál od zdrojů propagulí nepůvodních druhů a zároveň se nejedná o tak disturbovaný biotop oproti ruderálním stanovištím. Nejčastější invazní druhy vyskytující se v této třídě jsou netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) (Rendeková et al. 2017). Netýkavka se nejsnadněji šíří v dubohabrových lesích a bučinách spadajících do této třídy. Její invazi ovlivňuje například pokryvnost bylinného patra, míra zastínění stromy nebo půdní vlhkost. Netýkavka spíše potlačuje menší časné kvetoucí rostliny, většinou původní druhy tolik nepoškozuje (Aldorfová 2019). Dalším častým invazním druhem je trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*), viz Obr. 7 (Rendeková et al. 2017), křídlatka (*Reynoutria* sp.) a zlatobýl (*Solidago* sp.) (Filippov 2008).



Obr. 7: Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) (Dostupné z: <https://www.fenofaze.cz/cz/sledovane-druhy/trnovnik-akat/>)

Mimo výskyt invazních druhů jsou častými poškozeními lužních lesů také expanze druhů rostlin s větší konkurenční silou. Ty mají pak vysokou pokryvnost a původní vegetaci potlačují. Může se jednat o chřastici rákosovitou (*Phalaris arundinacea*), rákos (*Phragmites australis*) a ostřici třeslicovitá (*Carex brizoides*). Druhy, které vytlačují druhy typické pro lužní lesy, jsou ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*) a starček vejčitý (*Senecio ovatus*) (Filippov 2008).

Eutrofizace má za následek silné šíření kopřivy dvoudomé (*Urtica dioica*), bršlice kozí nohy (*Aegopodium podagraria*), popence obecného (*Glechoma hederacea*) a svízelu přítuly (*Galium aparine*) (Filippov 2008).

Suťové lesy jsou jedny z nejzachovalejších přirozených lesů v ČR. Výsadba nepůvodních dřevin je zde menší než v jiných lesích. I tak se v teplejších oblastech šíří akát (*Robinia pseudoacacia*), který má na biotop větší negativní dopad, než invaze netýkavky malokvěté (*Impatiens parviflora*) (Grulich 2008).

3.7.6.3 Teplomilné doubravy

Ve třídě *Quercetea pubescentis* jsou zahrnuty teplomilné, listnaté doubravy, které obývají spíše teplé a suché oblasti Evropy. Tyto doubravy se často vyskytují v otevřených prostředích, kde dominují teplomilné byliny náročné na světlo. Rostou zde i suché trávníky, bylinné lemy na okrajích lesů a teplomilné křoviny. V rámci střední Evropy byly některé z těchto lesů historicky udržovány prostřednictvím pastvy a kácení a obnovovány výsadbou mladých stromů. Zastavení těchto tradičních způsobů hospodaření často vede k postupné transformaci směrem k hustším a stínovějším lesním porostům (Roleček 2013).

Submediteránní bazifilní teplomilné doubravy mají minimální počet nepůvodních druhů s malou pokryvností. Subkontinentální lesostepní doubravy a acidofilní teplomilné doubravy jsou častěji zastoupeny nepůvodními druhy, ale pokryvnost je stále malá (Medvecká et al. 2017).

V teplomilných doubravách je častá invaze netýkavky malokvěté (*Impatiens parviflora*). Takové obnažení půdy vlivem okusu, které poté usnadňuje invazi, se připisuje spárkaté zvěři (Chytrý 2010).

V poslední době je také kladen důraz na rychlé šíření dubu červeného (*Quercus rubra*), jenž se začíná označovat také jako invazní. To je způsobeno především vytlačováním původních dřevin a jeho rychlou přirozenou obnovou. Také způsobuje změny v půdě; nižší půdní reakce, vyšší kyselost a má negativní vliv na půdní sorpční komplex, množství humusu a živin v půdě (Miltner et al. 2017).

Dalšími druhy ohrožujícími teplomilné doubravy jsou pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*) a trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*). V přírodní rezervaci Svatý kopeček v Mikulově se pajasan šíří na východně orientovaném svahu, kde se z původních teplomilných doubrav dochoval pouze malý porost (Jongepier et al. 2015).

V tomto biotopu dochází k plošné disturbanci půdy, což vede ke snadnějšímu šíření invazních druhů, protože se likvidují druhy lesního podrostu. Šíří se tak třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*), ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*) (Roleček 2008).

3.7.6.4 Acidofilní doubravy

Tato kategorie zahrnuje dubové lesy, kde roste především dub zimní (*Quercus petraeae*) nebo dub letní (*Quercus robur*) a nacházejí se na půdách chudých na živiny a kyselého charakteru. Keřové podrosty jsou obvykle řídké a v bylinném patře nalezneme převážně druhy s vysokou tolerancí vůči kyselým podmínkám. Tento biotop se vyskytuje jak na mělkých půdách tvořených kyselými horninami, tak i na hlubších půdách v oblastech s vysokým obsahem srážek (Roleček 2013).

Acidofilní lesy se nacházejí v mírném pásmu Evropy od západu až po evropskou část Ruska. Mimo dub jsou do této třídy i zahrnuty světlomilné dřeviny snášející půdy méně bohaté na živiny, především bříza bělokora (*Betula pendula*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) (Roleček 2013).

Některé porosty acidofilních doubrav na písku zcela zanikly kvůli invazi trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*). Po úbytku tradičního hospodaření v lesích došlo k expanzi třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ostružiníku křovitého (*Rubus fruticosus*) (Neuhäuslová & Chytrý 2010).

V acidofilních doubravách v západní Evropě je považován za invazní druh pěnišník pontický (*Rhododendron ponticum*). Vyskytuje se na kyselých půdách méně bohatých na živiny a především v lesích, které byly předtím disturbovány. Jedná se o stálezelený keř vytvářející hustý porost, který konkuruje okolní vegetaci, a tím zhoršuje přirozenou regenerační schopnost a biodiverzitu (Casati et al. 2023).

3.7.6.5 Boreokontinentální jehličnaté lesy

Tato vegetace zahrnuje jehličnaté lesy severní Eurasie, obvykle subpolárního podnebí a lesy mírného pásma nacházející se v horských oblastech. Často je zde dominantní jeden zástupce. Četné jsou keřky, např. brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), mechorosty a lišejníky. Bylinné patro je druhově chudší. Stromovému patru buď dominuje borovice lesní (*Pinus sylvestris*), nebo smrčiny s jedlinami. Výskyt určitých druhů závisí na náročnosti dřevin na vlhkost půdy a množství živin. Nejnáročnější jsou jedle, poté smrk, po něm borovice lesní, a nejméně modřín. Modřín však netvoří přirozeně lesy s jejich dominancí (Chytrý et al. 2013).

Do této třídy se zahrnují i rašelinné lesy, tedy rašelinné bory, rašelinné březiny a rašelinné smrčiny, jelikož klasifikace není stále kompletní a bude potřeba dalších studií pro vhodnější zařazení (Chytrý et al. 2013).

Boreokontinentální bory jsou ohrožovány invazí borovice vejmutovky (*Pinus strobus*) či trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*). Eutrofizace způsobuje také šíření expanzivních druhů - třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a ostružiníku křovitého (*Rubus fruticosus*).

Rašelinné brusnicové bory jsou často poškozovány, a to těžbou dřeva a vysoušením substrátu k získávání rašeliny, tím dochází k expanzi netýkavky malokvěté (*Impatiens parviflora*), ostružiníku (*Rubus* spp.), třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*) a medýňku měkkého (*Holcus mollis*) (Hájek et al. 2008).

Ve vysázených borových hájích s na svazích roklí v Rusku je významná invaze bolševníku Sosnowského (*Heracleum sosnowskyi*) viz Obr. 8, ve východní Evropě je jedním z nejnebezpečnějších invazních druhů. Jelikož je adaptovaný na chladné klima, invaduje dále oblasti na severu Evropy (Panasenko 2017).



Obr. 8: Bolševník Sosnowského (*Heracleum sosnowskyi*) (Dostupné z: https://ukrbin.com/show_image.php?imageid=252353)

3.7.7 Křovinná vegetace

3.7.7.1 Poříční vrbové křoviny a vrbotopolové luhy

Tato vegetace se nejčastěji nachází u břehů vodních toků a záplavové části říčních niv. Je rozšířena po celé Evropě, výjimečně k Sibiři až do východní Asie. V České republice se objevuje od nížin do podhorských oblastí. Tyto křoviny jsou poměrně závislé na pravidelném zaplavování na jaře (Neuhäuslová et al. 2013).

V lesech dominují v keřovém patře vrba bílá (*Salix alba*), vrba křehká (*Salix fragilis*) a vrba trojmužná (*Salix triandra*). Ze dřevin se zde nacházejí i vrba nachová (*Salix purpurea*) a topol černý (*Populus nigra*). Bylinné patro může být více potlačeno, pokud je keřové patro vrbin zapojené. Z bylin jsou častými zástupci: kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), psineček výběžkatý (*Agrostis stolonifera*), metlice trsnatá (*Deschampsia cespitosa*), chrstice rákosovitá (*Phalaris arundinacea*), lipnice obecná (*Poa trivialis*) a pryskyřník plazivý (*Ranunculus repens*) (Neuhäuslová et al. 2013).

Typickým problémem pro tento biotop je poškození vegetace z důvodu expanze druhů z biotopů, které se vyskytují poblíž. Jde především o svízel (*Galium aparine*) a kopřivu dvoudomou (*Urtica dioica*). Invazní jsou druhy netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*) a křídlatka (*Reynoutria* sp.) (Lustyk 2008).

Lužní vlhkomilný les s vrbou křehkou je náchylný na invazi javorem jasanolistým (*Acer negundo*). Bolševník Sosnowského (*Heracleum sosnowskyi*) také tento biotop invaduje. Například v Brjanské oblasti v Rusku tvoří pokrytí bolševníkem v 50-80 % lesů s vrbou křehkou (Panasenko 2017).

Měkké luhy jsou jedny z nejnáchylnějších lesů k invazím. Invadují v nich mimo již uvedené druhy i štětinec laločnatý (*Echinocystis lobata*), javor jasanolistý (*Acer negundo*), třapatka dřípata (*Rudbeckia laciniata*), hvězdnice kopinatá (*Aster lanceolatus*) (Filippov 2008).

3.7.7.2 Mezofilní a xerofilní křoviny a akátiny

Nacházejí se zde především světlomilné keře. Nejčastěji zde rostou rostliny sušších stanovišť. Bylinné patro má zástupce typické pro suché a středně vlhké louky, ruderalní porosty a lesní porosty. Charakteristickými keři pro tuto třídu jsou rody hloh (*Crataegus*), slivoň (*Prunus*), růže (*Rosa*), ostružiník (*Rubus*) a jeřáb (*Sorbus*). Mohou se zde nacházet i stromy, jako je javor babyka (*Acer campestre*), habr obecný (*Carpinus betulus*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Z bylin je častý řebříček obecný (*Achillea millefolium*), rozrazil rezekvítek (*Veronica chamaedrys*) a z travin srha říznačka (*Dactylis glomerata*) a ovsík vyvýšený (*Arrhenatherum elatius*) (Sádlo et al. 2013).

Tyto biotopy často napadají neofyty javor jasanolistý (*Acer negundo*), netvařec křovitý (*Amorpha fruticosa*), netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*) a mahónie (*Mahonia*). Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) je velice odolným invazním druhem vůči znečištění ovzduší, škodám způsobenými spárkatou zvěří, požáru a dalším disturbancím. Trnovník akát je původem z USA a v Evropě nemá významného škůdce. Je zdrojem kvalitního dřeva, a proto se v řadě zemí využívá pro ekonomické účely i přes jeho invazivnost. V určitých biotopech se eliminuje kvůli zachování biodiverzity (Chytrý 2014).

Jsou zde hojné i invazní rostliny křídlatka (*Reynoutria*), zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*) a astříčka (*Symphyotrichum*) (Chytrý 2014).

3.8 Seznam biotopů dle invazibility

Nejvíce invazibilní biotop ze střeoevropských vegetačních typů je plevelová a ruderalní vegetace. Tento biotop má také největší invadovanost (tj. počet invazních druhů). Nejvíce rezistentní biotopy mají malou míru disturbance, vyrovnané množství živin a také malou invadovanost (Chytrý & Pyšek 2008).

Tab. 1: Vegetační typy rozděleny do kategorií dle invazibility (Převzato a upraveno z: Chytrý & Pyšek 2008)

Vegetační typ	Disturbance	Dostupnost živin
Velmi vysoká invazibilita		
Plevelová vegetace polních kultur	časté, silné	velká, časté a silné dotace z okolí
Vysoká invazibilita		
Jednoletá ruderalní vegetace	časté, silné	velká, náhlé dotace z okolí
Sešlapávaná vegetace	časté, silné	velká, náhlé dotace z okolí
Vytrvalá ruderalní vegetace	časté	velká, náhlé dotace z okolí
Listnaté lesní kultury (neofyty)	silné při založení porostů	velká, silně zvýšená při založení porostů
Střední invazibilita (resilience)		
Jehličnaté lesní kultury (archofyty)	silné při založení porostů	silně zvýšená při založení porostů
Listnaté lesní kultury (archofyty)	silné při založení porostů	velká, silně zvýšená při založení porostů
Disturbované lesní porosty	silné	velká, náhle zvýšená po disturbanci
Sutě	časté	malá, příležitostně kolísá
Pobřežní křoviny	časté	velká, často kolísá
Porosty vysokých ostřic	občasné	velká, příležitostně kolísá
Vlhká vysokobylinná vegetace	občasné	velká, vyrovnaná
Mezofilní křoviny	občasné	střední až velká, vzácně kolísá
Skály a zdi	občasné	malá, příležitostně kolísá
Vlhké louky (neofyty)	občasné, prediktabilní	velká, příležitostně kolísá
Mokřadní vrby	vzácné	malá, vyrovnaná
Směšené lesy (neofyty)	vzácné	velká, vyrovnaná
Malá invazibilita (rezistence)		
Slané rákosiny	občasné	střední a vyrovnaná
Suché trávníky	občasné, prediktabilní	malá, vyrovnaná
Lesní lemy	vzácné	malá, vyrovnaná
Mezofilní louky a pastviny	občasné, prediktabilní	velká, příležitostně kolísá
Vlhké louky (archofyty)	občasné, prediktabilní	velká, vyrovnaná
Trávníky slanisk	občasné, prediktabilní	střední, vyrovnaná
Opadavé lesy	vzácné	velká, vyrovnaná
Jehličnaté lesní kultury (neofyty)	silné při založení porostů	silně zvýšená při založení porostů
Subalpínské křoviny	občasné	velká, příležitostně kolísá
Subalpínská vysokobylinná vegetace	občasné	velká, příležitostně kolísá
Vřesoviště	občasné	velká, příležitostně kolísá
Směšené lesy (archofyty)	vzácné	velká, vyrovnaná
Alpínské trávníky	vzácné	malá, vyrovnaná
Jehličnaté lesy	vzácné	malá, vyrovnaná

4 Závěr

Cílem práce bylo sepsat literární rešerši zaměřenou na otázku, proč jsou některé druhy rostlin invazní a jiné ne. Dále bylo zahrnuto zkoumání biotopů z hlediska jejich invazibilní, resilientní a rezistentní povahy, stejně jako popis procesu invaze, jejích příčin a důsledků.

Práci se podařilo analyzovat rozšíření invazních rostlin a identifikovat faktory ovlivňující jejich invazní potenciál. Díky literární rešerši bylo možné lépe porozumět mechanismům invaze a faktorům, které hrají klíčovou roli v procesu invaze rostlin.

Invaze jsou velkou hrozbou pro druhovou rozmanitost v biotopech, i přesto se však jednotlivé biotopy liší v náchylnosti k invazi a některé biotopy invaze tolik nezasáhne. Ty nejvíce rezistentní jsou horské oblasti, dále jehličnaté lesy, smíšené lesy s archeofyty a opadavé lesy. Oblasti s malou invazibilitou jsou méně disturbované s vyrovnaným množstvím živin a bez eutrofizace.

Naopak biotopy invazibilní mají časté a silné disturbance, větší dostupnost živin a dochází zde většinou k eutrofizaci. Pro správné plánování opatření proti invazním rostlinám je potřeba popsání invazibility biotopů, je tedy důležité provést efektivní sledování nepůvodních druhů. Je potřeba si uvědomit, že invadovanost, tedy početnost invazních druhů v biotopů, nemá stejný význam jako invazibilita (náchylnost) biotopů. Náchylnost vegetace ovlivňuje míra disturbance v biotopu a množství dostupných živin v půdě.

Bakalářská práce může přispět k lepšímu porozumění problematiky invazních rostlin a poskytnout užitečné informace pro ochranu biodiverzity a ekosystémů. Uvedené faktory invazivnosti mohou být využity při plánování ochranných opatření a managementu invazních druhů rostlin.

Po zpracování této rešerše by bylo vhodné zaměřit se na další studie, které by se soustředily na konkrétní druhy invazních rostlin v konkrétních biotopech a jejich interakce s místními druhy. Dále by bylo užitečné zkoumat efektivitu různých metod kontroly invazních rostlin a možnosti dlouhodobého monitoringu invazí.

5 Literatura

Abramova LM, Golovanov YM. 2018. Invasions of alien plant species in the South Urals: Current state of the problem. *KnE Life Sciences* **29**: 1-9.

Abramova LM, Chernyagina OA, Devyatova EA. 2017. Invasive species in Kamchatka: distribution and communities. *Botanica Pacifica* **6**: 3-12.

AOPK ČR. 2016. Likvidace vybraných invazních druhů rostlin Pages 12-21 in *Standardy péče o přírodu a krajinu*, Praha.

Alexander JM, et al. 2016. Plant invasions into mountains and alpine ecosystems: current status and future challenges. *Alpine Botany* **126**: 89-103.

Aldorfová A. 2019. Interaction of plants and soil and other factors affecting plant invasiveness [PhD. Thesis]. Charles University in Prague, Praha.

Berchová-Bímová K, Kadlecová M, Vojík M, Vardarman J. 2019. Hodnocení efektivity likvidace invazních druhů rostlin. *Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita, Praha*.

Biondi E, Allegrezza M, Casavecchia S, Galdenzi D, Gasparri R, Pesaresi S, Poldini L, Sburlino G, Vagge I, Venanzoni R. 2015. New syntaxonomic contribution to the Vegetation Prodrome of Italy. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* **149**: 603-615.

Bohren C. 2011. Exotic weed contamination in Swiss agriculture and the non-agriculture environment. *Agronomy for sustainable development* **31**: 319-327.

Boublík K, Douda J, Hédl R, Chytrý M. 2013. Mezofilní a vlhké opadavé listnaté lesy. Pages 193-292 in Chytrý M, editor. *Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha.

Campos JA, Biurrun I, García-Mijangos I, Loidi J, Herrera M. 2013. Assessing the level of plant invasion: A multi-scale approach based on vegetation plots. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* **147**: 1148-1162.

Casati M, Spicher F, Kichey T, Decocq G. 2023. Early response of herbaceous vegetation to *Rhododendron ponticum* subsp. *baeticum* invasion in European Atlantic forests. *Applied Vegetation Science* **26** (e12734) DOI0.1111/avsc.12734.

Connell JH, Slatyer RO. 1977. Mechanisms of Succession in Natural Communities and Their Role in Community Stability and Organization. *The American Naturalist* **111**: 1119–1144.

Crooks JA. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions in slow-motion1. *Ecoscience* **12**: 316-329.

Culiță SÎ, Vîntu V, Samuil C, Stavarache M. 2016. Invasive neophytes in natural grasslands of Romania. *Romanian Journal of Grassland and Forage Crops* **13**: 57-66.

Denslow JS, Dewalt SJ. 2008. Exotic Plant Invasions in Tropical Forests: Patterns and Hypotheses. Pages 409-421 in Carson WP, Schnitzer SA, editors. *Tropical forest community ecology*. Blackwell Publishing, Chichester.

Dítě D, Šuvada R, Dítě Z. 2021. Habitat shaped by ancient salt: vegetation of the classes *Therosalicornietea* and *Festuco-Puccinellietea* in the Transylvanian Basin (Romania). *Folia Geobotanica* **56**:109-123.

Douda J. 2013. Mokřadní olšiny a vrbiny. Pages 166-180 in Chytrý M, editor. *Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha.

Essl F, et al. 2011. Socioeconomic legacy yields an invasion debt. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **108**: 203–207.

Filippov P, Grulich V, Guth J, Hájek M, Kocourková J, Kočí M, Lustyk P, Melichar V, Navrátil J, Navrátilová J, Roleček J, Rydlo J, Vydrová A. 2008. *Příručka hodnocení biotopů*. AOPK ČR, Praha.

Florianová A, Münzbergová Z. 2017. Invasive *Impatiens parviflora* has negative impact on native vegetation in oak-hornbeam forests. *Flora* **226**: 10-16.

García-González R. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 6170 Alpine and subalpine calcareous grasslands. European Commission, Jaca.

Gioria M, Hulme PE, Richardson DM, Pyšek P. 2023. Why are invasive plants successful? *Annual Review of Plant Biology* **74**: 635-70.

Goodwin BJ, McAllister AJ, Fahrig L. 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. *Conservation biology* **13**: 422-426.

Grime JP. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist* **111**: 1169–1994.

Guo Q, Cade BS, Dawson W, Essl F, Kreft H, Pergl J, van Kleunen M, Weigelt P, Winter M, Pyšek P. 2021. Latitudinal patterns of alien plant invasions. *Journal of Biogeography* **48**: 253-262.

- Hejda M. 2012. What is the impact of *Impatiens parviflora* on diversity and composition of herbal layer communities of temperate forests?. PLoS One 7 (e39571) DOI: doi.org/10.1371/journal.pone.0039571.
- Hejda M, Pyšek P, Jarošík V. 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology **97**: 393–403.
- Hejda M, Pyšek P. 2018. Environmentální a hospodářské důsledky rostlinných invazí. Živa **5**: 220-225.
- Hobbs R, Mooney H. 1986. Community changes following shrub invasion of grassland. Oecologia **70**: 508–513.
- Hulme PE, et al. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology **45**: 403–414.
- Chytrý M, et al. 2010. Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- Chytrý M, Kočí M, Šumberová K, Sádlo J, Krahulec F, Hájková P, Hájek M, Hofmann A, Blažková D, Kučera T, Novák J. 2007. Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková společenstva. Academia, Praha.
- Chytrý M, Pyšek P. 2008. Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. Zprávy České botanické společnosti **23**: 17-40.
- Chytrý M, Zelený D, Navrátilová J, Sádlo J. 2013. Bazifilní podhorské bory; Boreokontinentální jehličnaté lesy. Pages 366-429 in Chytrý M, editor. Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha.
- Jongepier JW, Jongepierová I, Chytrý M, Grulich V. 2015. White Carpathian Mountains. Pages 189-203 in Chytrý M, Danihelka J, Michalcová D, editors. Botanical Excursions in Moravia. Masarykova univerzita, Brno.
- Koljanin D, Brujić J, Čarni A, Milanović Đ, Škvorc Ž, Stupar V. 2023. Classification of wetland forests and scrub in the western Balkans. Diversity **15**: 1-29.
- Kricsfalusy VV. 2013. Mountain grasslands of high conservation value in the Eastern Carpathians: syntaxonomy, biodiversity, protection and management. Thaiszia **23**: 67-112.
- Kulmatiski A, Beard KH, Stevens JR, Cobbold SM. 2008. Plant-soil feedbacks: a meta-analytical review. Ecology Letters **11**: 980–992.

Láníková D, Chytrý M, Lososová Z. 2009. Suchomilná ruderalní vegetace s dvouletými a vytrvalými druhy. Pages 206-286 in Chytrý M, editor. Vegetace České republiky 2: Ruderalní, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha.

Láníková D, Kočí M, Sádlo J, Šumberová K, Hájková P, Hájek M, Petřík P. 2009. Nitrofilní vytrvalá vegetace vlhkých a mezických stanovišť. Pages 289-377 in Chytrý M, editor. Vegetace České republiky 2: Ruderalní, plevelová, skalní a suťová vegetace. Academia, Praha.

Lloret F, Medail F, Brundu G, Hulme PE. 2004. Local and regional abundance of exotic plant species on Mediterranean islands: are species traits important? *Global Ecology and Biogeography* **13**: 37–45.

Leuschner C, Ellenberg H. 2017. Ecology of Central European Non-Forest Vegetation: Coastal to Alpine, Natural to Man-Made Habitats. Springer, Cham.

Lockwood JL, Cassey P, Blackburn T. 2005. The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in ecology & evolution* **20**: 223-228.

Martin PH, Canham Ch D, Marks PL. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**: 142-149.

Medvecká J, Jarolímek I, Hegedúšová K, Škodová I, Bazalová D, Botková K, Šibíková M. 2018. Forest habitat invasions – Who with whom, where and why. *Forest Ecology and Management* **409**: 468-478.

Melečková Z, Dítě D, Piš V, Galvánek D. 2014. Succession of saline vegetation in Slovakia after a large-scale disturbance. *Annales Botanici Fennici* **51**: 285-296.

Miltner S, Podrázský V, Baláš M, Kupka I. 2017. Vliv dubu červeného (*Quercus rubra* L.) na lesní stanoviště. *Zprávy lesnického výzkumu* **62**: 109-115.

Monaco TA, Sheley RL. 2012. Invasive plant ecology and management: linking processes to practice. CABI, Cambridge, MA.

Nernberg D, Dale MRT. 1997. Competition of five native prairie grasses with *Bromus inermis* under three moisture regimes. *Canadian Journal of Botany* **75**: 2140-2145.

Neuhäuslová Z, Douda J, Chytrý M. 2013. Poříční vrbové křoviny a vrbovotopologové luhy. Pages 45-66 in Chytrý M, editor. Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace. Academia, Praha.

Panasenko NN. 2017. On Certain Issues of Biology and Ecology of Sosnowsky's Hogweed. *Russian Journal of Biological Invasions* **8**: 272-281.

- Pyšek P. 2005. Zavlečené a invazní druhy jako indikátory změn biodiverzity. Pages 129-146 in Vačkář D, editor. Ukazatele změn biodiverzity. Academia, Praha.
- Pyšek P, Chytrý M. 2009. Kam se šíří zavlečené rostliny? Invadovanost a Invazibilita rostlinných společenstev. *Živa* **2**: 60-63.
- Pyšek P, Prach K. 1997. Invazní rostliny v české flóře. Česká botanická společnost, Praha.
- Pyšek P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* **53**: 131-143.
- Pyšek P, Tichý L. 2001. Rostlinné invaze. Rezekvítek, Brno.
- Radosevich SR, Holt JS, Ghersa CM. 2007. Ecology of weeds and invasive plants: relationship to agriculture and natural resource management. Wiley-Interscience, Hoboken, N.J.
- Rendeková A, Randáková Z, Miškovič J, Mičieta K. 2017. Trends in the biodiversity and invasive species dynamics: Local implications on forest, grassland and ruderal vegetation in Bratislava City, Slovakia, Central Europe. *Environment and Natural Resources Research* **7**: 52-68.
- Rendeková A, Miškovič J, Mičieta K, Hrabovský M, Jarolímek I. 2017. Changes in presence of alien species in the ruderal vegetation of a representative ecosystem in a major city over 30 years: a case study from Bratislava. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. **86**: 1-12.
- Richardson DM, Pyšek P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* **30**: 409–431.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions* **6**: 93-107.
- Roleček J. 2013. Teplomilné doubravy; Acidofilní doubravy. Pages 296-362 in Chytrý M, editor. *Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha.
- Sádlo J, Chytrý M, Vítková M, Petřík P, Kolbek J, Neuhäuslová Z. 2013. Mezofilní a xerofilní křoviny a akátiny. Pages 73-148 in Chytrý M, editor. *Vegetace České republiky 4: Lesní a křovinná vegetace*. Academia, Praha.
- Shibu J, Singh HP, Batish DR, Kohli RK. 2013. *Invasive plant ecology*. CRC Press, Boca Raton.
- Skálová H, et al. 2014. Invaze ve faktech a termínech. *Veronica* **2**: 2-5.

Škvorc Ž, Čuk M, Zelnik I, Franjić J, Igić R, Ilić M, Krstonošić D, Vukov D, Čarni A. 2020. Diversity of wet and mesic grasslands along a climatic gradient on the southern margin of the Pannonian Basin. *Applied Vegetation Science* **23**: 676-97.

Šumberová K. 2011. Vegetace jednoletých vlhkomilných bylin; Vegetace jednoletých nitrofilních vlhkomilných bylin. Pages 309-368 in Chytrý M, editor. *Vegetace České republiky 3: Vodní a mokřadní vegetace*. Academia, Praha.

Theoharides KA, Dukes JS. 2007. Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. *New phytologist* **176**: 256-273.

Weber E. 1997. The alien flora of Europe: a taxonomic and biogeographic review. *Journal of Vegetation Science* **8**: 565–572.

Weber E. 2003. *Invasive plant species of the world: a reference guide to environmental weeds*. CABI Pub, Cambridge, MA.

Weiner J. 1993. Competition among plants. *Treballs de la SCB*. **44**: 99–109.

Yuritsyna NA. 2021. Alien Species in Communities of Class *Festuco-Puccinellietea* Soó ex Vicherek 1973 in Southeastern Europe. *Russian Journal of Biological Invasions* **12**: 317-25.

Zavialova LV, Protopopova VV, Kucher OO, Ryff LE, Shevera MV. 2021. Plant invasions in Ukraine. *Environmental & Socio-economic Studies* **4**: 1-13.

6 Seznam obrázků a tabulek

Obr. 1: Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)

Obr. 2: Efektivita a náklady likvidace invazních rostlin během stádií invazního procesu

Obr. 3: Jahodový stromek (*Psidium cattleianum*)

Obr. 4: Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*)

Obr. 5: Lupina mnoholistá (*Lupinus polyphyllus*)

Obr. 6: Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)

Obr. 7: Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*)

Obr. 8: Bolševník Sosnowského (*Heracleum sosnowskyi*)

Tab. 1: Vegetační typy rozděleny do kategorií dle invazibility