

Česká zemědělská univerzita v Praze
Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů
Katedra krajinné a zahradní architektury

Možnosti likvidace invazních rostlin a obnova
zasažených biotopů v řešeném území
Diplomová práce

Autor práce: Zdenka Cihlářová

Vedoucí práce: Ing. Miroslav Ezechel

2012

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma Možnosti likvidace invazních rostlin a obnova zasažených biotopů v řešeném území vypracovala samostatně a použila jen pramenů, které cituji a uvádím v přiložené bibliografii.

V Praze dne:

Na tomto místě bych ráda poděkovala všem, kteří mi byli nápomocni při sestavování této diplomové práce.

V první řadě svému vedoucímu diplomové práce Ing. Miroslavu Ezechelovi, který mi byl vždy připraven poradit a odpovědět na otázky, dále pracovníkům CHKO Třeboňsko, kteří mi poskytli nezbytné informace a údaje.

Poděkování patří i mé matce, která mi byla oporou při řešení praktických problémů souvisejících s mou prací.

Souhrn

Invazní druhy rostlin mají schopnost se v novém areálu velmi rychle šířit a často mají zásadní vliv na původní společenstva. Jejich likvidace je technicky, ekonomicky i časově náročná a v případech, kdy dojde k masovému rozšíření, již často zcela nerealizovatelná. Proto je velmi vhodné výskyt těchto druhů sledovat a snažit se jejich masovému rozšíření předcházet.

Práce má za cíl zmapovat výskyt invazních rostlin na katastrálním území obce Val v okrese Tábor v Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko a navrhnout možné postupy jejich likvidace a následného managementu zasažených lokalit.

Mapování bylo prováděno v průběhu srpna a září 2011.

V území bylo zjištěno na 151 lokalitách celkem 9 ze sledovaných invazních druhů, a to netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), vrbovka žláznatá (*Epilobium ciliatum*), turanka kanadská (*Conyza canadensis*), topinambur hlíznatý (*Helianthus tuberosus*), janovec metlatý (*Sarothamnus scoparius*), dub červený (*Quercus rubra*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*).

U netýkavky malokvěté (*Impatiens parviflora*) i netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) bylo konstatováno, že účinná a dlouhodobá eradikace těchto druhů v území není realizovatelná, nicméně byla doporučena její likvidace na několika menších lokalitách. U vrbovky žláznaté (*Epilobium ciliatum*) a turanky kanadské (*Conyza canadensis*) byla navržena mechanická likvidace vytrháváním rostlin nebo sečí, případně biologická kontrola za pomoci pastvy. U trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*), dubu červeného (*Quercus rubra*), janovce metlatého (*Sarothamnus scoparius*) a zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*) byla navržena mechanická likvidace kombinovaná s použitím herbicidů, případně ponechání stávajících porostů a pravidelná kontrola situace.

Zároveň bylo v práci doporučeno provedení osvětové kampaně týkající se invazních rostlin v CHKO Třeboňsko, která by mohla pomoci s kontrolou stávajících druhů invazních rostlin v území.

Klíčová slova: invazní rostliny, nepůvodní druhy, biodiversita, rostlinná společenstva, ekologie obnovy

Summary

Invasive plant species have great ability to spread very quickly in a new area and they have noticeable influence on the original species very often. Destroying them is technically, economically difficult and it takes a lot of time in case of massive expansion. In that case, to get rid of them becomes impossible. That is why monitoring of invasive plants is very important in terms of avoiding such kind of situation.

The thesis 'aim is to map the occurrence of invasive plants within the cadastral territory of the village of Val, Tabor region, situated in Natural Reservation Trebonsko, and to suggest possible kinds of their destroying and following management of localities mentioned.

Mapping was executed during August and September 2011.

In monitored area – which means 151 localities – nine invasive species were recognised: *Impatiens parviflora*, *Impatiens glandulifera*, *Epilobium ciliatum*, *Conyza canadensis*, *Helianthus tuberosus*, *Sarothamnus scoparius*, *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia* and *Solidago canadensis*.

Concerning both species of *Impatiens* we can say that effective and long-term destroying is not possible, nevertheless its destroying in some smaller locations was recommended. As far as *Epilobium ciliatum* and *Conyza canadensis* are concerned, mechanic destroying was suggested in terms of cutting, pulling out or using the locations as pastures. Speaking of *Robinia pseudoacacia*, *Quercus rubra*, *Sarothamnus scoparius* and *Solidago canadensis* mechanic destroying combined with usage of herbicides was proposed as well as keeping the current situation under control and monitoring.

The final part of the thesis deals with launching an educational campaign putting up with invasive plants species in Natural Reservation Trebonsko, which may help with controlling current species of invasive plants within the area specified.

Key words: invasive plants, non-original plants, biodiversity, plant community, renewing ecology.

1 Úvod	4
2 Cíl práce	4
3 Literární přehled současného stavu problematiky	5
3.1 Invazní rostliny	5
3.1.1 Terminologie	5
3.1.2 Šíření invazních druhů	6
3.1.2.1 Úmyslné šíření nepůvodních druhů	7
3.1.3 Faktory ovlivňující úspěšnost rostlinných invazí	7
3.1.3.1 Invazibilita společenstva	7
3.1.3.2 Vlastnosti invazního druhu	8
3.1.4 Dopad rostlinných invazí	9
3.1.5 Likvidace invazních rostlin	9
3.1.5.1 Praktické aspekty likvidace invazních rostlin	11
3.1.5.2 Mechanické způsoby potlačování	12
3.1.5.3 Chemická aplikace	12
3.1.5.4 Biologické způsoby	12
3.1.5.5 Kombinace	13
3.1.5.6 Faktory ovlivňující výběr techniky používané pro potlačování invazních druhů	13
3.1.5.7 EBIPM (ecologically based invasive plant management)	13
3.1.6 Jednotlivé druhy	14
3.1.6.1 Javor jasanolistý (<i>Acer negundo</i>)	15
3.1.6.2 Pajasan žláznatý (<i>Ailanthus altissima</i>)	16
3.1.6.3 Ambrozie peřenolistá (<i>Ambrosia artemisiifolia</i>)	17
3.1.6.4 Americké druhy hvězdnic (<i>Aster</i> spp.)	18
3.1.6.5 Turanka kanadská (<i>Conyza canadensis</i>)	18
3.1.6.6 Vodní mor kanadský (<i>Elodea canadensis</i>)	20
3.1.6.7 Vrbovka žláznatá (<i>Epilobium ciliatum</i>)	20
3.1.6.8 Topinambur hlíznatý (<i>Helianthus tuberosus</i> L.)	20
3.1.6.9 Bolševník velkolepý (<i>Heracleum mentagazzianum</i>)	21
3.1.6.10 Netýkavka žláznatá (<i>Impatiens glandulifera</i>)	23
3.1.6.11 Netýkavka malokvětá (<i>Impatiens parviflora</i>)	25
3.1.6.12 Vlčí bob mnoholistý (<i>Lupinus polyphyllus</i>)	26
3.1.6.13 Kustovnice cizí (<i>Lycium barbarum</i>)	27

3.1.6.14	Mahonie cesmínolistá (<i>Mahonia aquifolium</i>)	27
3.1.6.15	Střemcha pozdní (<i>Padus serotina</i>)	27
3.1.6.16	Borovice vejmutovka (<i>Pinus strobus</i>)	27
3.1.6.17	Topol kanadský (<i>Populus x canadensis</i>)	28
3.1.6.18	Dub červený (<i>Quercus rubra</i>)	28
3.1.6.19	Křídlatka japonská (<i>Reynoutria japonica.</i>)	29
3.1.6.20	Křídlatka sachalinská (<i>Reynoutria sachalinensis</i>)	30
3.1.6.21	Křídlatka česká (<i>Reynoutria x bohemica</i>)	31
3.1.6.22	Trnovník akát (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	31
3.1.6.23	Třapatka dřípatá (<i>Rudbeckia laciniata</i>)	33
3.1.6.24	Šťovík alpský (<i>Rumex alpinus</i>)	33
3.1.6.25	Janovec metlatý (<i>Cytisus scoparius</i>)	19
3.1.6.26	Zlatobýl kanadský (<i>Solidago canadensis</i>)	34
3.1.6.27	Zlatobýl obrovský (<i>Solidago gigantea</i>)	34
3.1.6.28	Kolotočník ozdobný (<i>Telekia speciosa</i>)	35
3.1.6.29	Rozrazil nitkovitý (<i>Veronica filiformis</i>)	35
3.2	Obnova biotopů	35
3.2.1	Základy obnovy	35
3.2.2	Nelesní plochy	36
3.2.2.1	Obnova liniové zeleně	36
3.2.3	Obnova lesních ploch	37
4	Metodika	38
5	Zhodnocení podkladových údajů	39
5.1	Řešené území	39
5.1.1	Obecná charakteristika	39
5.1.2	Přírodní podmínky	40
5.1.3	Geologická charakteristika	40
5.1.4	Sociodemografie oblasti	40
5.1.5	Současný management invazních rostlin	41
6	Vlastní projekt	41
6.1	Mapování	41
6.1.1	Popis jednotlivých lokalit	41
6.1.1.1	Netýkavka malokvětá	41
6.1.1.2	Vrbovka žláznatá	44

6.1.1.3	Dub červený	45
6.1.1.4	Janovec metlatý	48
6.1.1.5	Trnovník akát	48
6.1.1.6	Zlatobýl kanadský	49
6.1.1.7	Netýkavka žláznatá	49
6.1.1.8	Turanka kanadská	51
6.1.1.9	Lokality s více druhy	51
6.1.2	Shrnutí výskytu invazních rostlin	52
6.1.2.1	Rozšíření netýkavky malokvěté	53
6.1.2.2	Rozšíření vrbovky žláznaté	53
6.1.2.3	Rozšíření dubu červeného	53
6.1.2.4	Rozšíření janovce metlatého	54
6.1.2.5	Rozšíření trnovníku akátu	54
6.1.2.6	Rozšíření zlatobýlu kanadského	54
6.1.2.7	Rozšíření netýkavky žláznaté	54
6.1.2.8	Rozšíření turanky kandské	55
6.1.2.9	Rozšíření topinamburu hlíznatého	55
6.1.3	Návrh likvidace invazních druhů a managementových opatření na zasažených lokalitách	55
6.1.3.1	Likvidace netýkavky malokvěté	55
6.1.3.2	Likvidace vrbovky žláznaté	56
6.1.3.3	Likvidace dubu červeného	56
6.1.3.4	Likvidace janovce metlatého	57
6.1.3.5	Likvidace trnovníku akátu	57
6.1.3.6	Likvidace zlatobýlu kanadského	58
6.1.3.7	Likvidace netýkavky žláznaté	58
6.1.3.8	Likvidace turanky kanadské	58
6.1.3.9	Lokality s více invazními druhy	58
6.1.4	Osvěta	59
6.1.5	Ekonomický aspekt	59
6.1.6	Praktické aspekty	60
7	Diskuse	60
8	Závěr	64
9	Literatura	65

1 Úvod

Společně s člověkem se po planetě již po staletí šíří mnohé druhy dalších organismů. Některé rostlinné a živočišné druhy vysazuje člověk na nová stanoviště úmyslně pro usnadnění obživy, vyšší hospodářský zisk, pro svou zábavu a poučení, či za účelem vylepšení stávající krajiny.

Každý nový druh může mít na území nedozírný vliv. Je možné, že v nové vlasti vůbec nepřežije, případně se začlení do stávajících ekosystémů bez větších dopadů na původní druhy. Také však, za určitých podmínek a díky absenci přirozených nepřátel, může zcela zaplavit nová území a zničit tamní ekosystémy.

Některé agresivně se šířící druhy rostlin, jako například bolševník velkolepý, dokážou naprosto změnit ráz a vzhled krajiny. Jejich přítomnost má vliv nejen na původní druhy rostlin, ale i na další organismy. Zavlečené druhy rostlin mohou například vytlačovat původní rostlinné druhy. Jejich rozsáhlé porosty mají také vliv na půdní vlastnosti nebo na místní mikroklima. Krajina se tak kvůli druhům rostoucím po celém světě stává stále více homogenní a globalizovanou.

V posledních letech je problematika invazních rostlin často diskutovaná. K tomu přispívá mimo jiné i fakt, že je celosvětově vynakládán velký objem financí na minimalizaci negativních následků rostlinných invazí na lidské zdraví, na hospodářství, ekosystémy i další aspekty lidské činnosti.

Tato práce se proto zaměřuje na jednu z typických českých krajin. Zkoumá rozšíření invazních druhů rostlin v řešené oblasti a zastoupení jejich jednotlivých druhů. Snaží se najít možnosti likvidace těchto rostlin v území a způsoby následného managementu poškozených lokalit tak, aby použité postupy bylo možné aplikovat v dalších oblastech s podobným charakterem.

2 Cíl práce

Cílem práce je především vypracovat návrh na likvidaci invazních rostlin na konkrétním území, a za tímto účelem nashromáždit co nejvíce údajů o možnostech jejich likvidace v odborné literatuře.

Práce má zjistit současný stav rostlinných invazí na daném území, a vypracovat návrh, jak tyto invazní rostliny likvidovat nebo alespoň zamezit jejich dalšímu šíření. V této souvislosti také navrhnout následný management zasažených lokalit.

Cílem je, aby tyto navržené postupy byly aplikovatelné i v dalších oblastech s podobnými charakteristickými vlastnostmi.

3 Literární přehled současného stavu problematiky

3.1 Invazní rostliny

Jako invazní je označován druh v daném území nepůvodní, zavlečený lidskou činností, který se po zdařilém zavlečení (naturalizaci) šíří (Křivánek, 2004b).

Rostliny samozřejmě mění hranice svého rozšíření i přirozenou cestou, bez přispění člověka, ale v takovém případě je lépe mluvit o migracích, nikoliv o invazích (Pyšek a Tichý, 2001).

Pokud člověk rozšířil nějaký druh ještě před počátkem neolitu (v našich končinách zhruba před 7-8 tisíci lety), musíme jej považovat za původní, neboť do té doby byl člověk přirozenou součástí přírody a jeho vliv na šíření rostlin se v podstatě nelišil od vlivu ostatních velkých savců (Pyšek a Tichý, 2001).

Častým důvodem k úmyslné introdukci invazních druhů bylo jejich okrasné využití (Křivánek, 2006).

3.1.1 Terminologie

původní (autochtonní) – rostliny, které vznikly v daném prostředí bez přispění člověka nebo se do něj dostaly přirozenou cestou z území, ve kterém jsou původní (Pyšek, 2005)

zavlečené (nepůvodní, alochtonní) – rostliny, které se v území vyskytují v důsledku záměrné či nezáměrné lidské činnosti nebo se do něj dostaly přirozenou cestou z území, ve kterém jsou nepůvodní (Pyšek, 2005)

Kříženci mezi druhy původními a cizími jsou považovány za nepůvodní, i když vznikly v ČR. Jsou nepůvodní ve smyslu, že na území nebyly před začátkem neolitu (Pyšek et al., 2002).

naturalizované (zdomácnělé) – zavlečené rostliny, které dlouhodobě vytvářejí životaschopné populace bez přímého přispění člověka (Pyšek, 2005)

invazní – podskupina naturalizovaných rostlin, která v území produkuje potomstvo (často ve značném množství), které se dostává do velké vzdálenosti od mateřské rostliny (přibližně měřítko: dále než 100 m za méně než 50 let v případě šíření semeny nebo vegetativními propagulemi a více než 6 m za méně než 3 roky při vegetativním rozrůstání – klonální šíření), což umožňuje šířit se na rozlehlém území (Richardson et al., 2000).

Omezení definice invazního druhu pouze na druhy vyskytující se na stanovištích s přirozenou a polopřirozenou vegetací je zavádějící. Naprostá většina druhů, v současnosti

invadujících přirozená stanoviště, totiž v minulosti prošla fází naturalizace na člověkem vytvořených či narušovaných stanovištích. Vyloučíme-li z definice druhy, které se na takových místech v rámci probíhající naturalizace vyskytují dnes, vystavujeme se nebezpečí, že jim nebude věnována dostatečná pozornost z hlediska managementu a v okamžiku, kdy některé z nich zdomácní v polopřirozené vegetaci a způsobí větší problémy než je nutné (Pyšek, 2005).

transformers – invazní rostliny, které svým působením mění charakter invadovaných ekosystémů (Pyšek, 2005)

introdukce – rostliny (nebo jejich propagule) byly člověkem transportovány přes hlavní geografickou bariéru (Richardson et al., 2000).

invadovanost – podíl nepůvodních druhů zastoupených ve společenstvu (Chytrý a Pyšek, 2008)

invazibilita – náchylnost společenstva k šíření nepůvodních druhů (Chytrý a Pyšek, 2008)

archeofyty - druhy zavlečené do konce středověku (Pyšek a Tichý, 2001).

neofyty – druhy introdukované až po objevení Ameriky (Pyšek a Tichý, 2001).

3.1.2 Šíření invazních druhů

Nepůvodní druhy tvoří 33,4 % české flóry (Pyšek et al., 2002).

Diaspory se často šíří podél liniových struktur (Pyšek a Sádlo, 2004)

Většina nepůvodních druhů (62,8 %) je vázaná na člověkem změněné habitaty, 11,0 % bylo zaznamenáno pouze v přírodním nebo polopřirodním prostředí a 26,2 % se vyskytuje v obou prostředích. Jsou koncentrovány ve vegetacích odlesněných mezických biotopů s častými disturbancemi jako skládky, země ležící ladem, orná půda nebo lemová společenstva (Pyšek et al., 2002).

V břehových porostech velmi často chybí zásahy v podobě seče či vypalování, jak je tomu např. podél silnic. Mohou tak sloužit nejen jako porost cílový, ale zároveň mohou plnit funkci lokálního centra druhu, umožňujícího další invazi do okolních porostů (Křivánek a kol., 2004).

Hustota populací invazních rostlin je většinou vyšší v novém biotopu než v jejich přirozeném prostředí. Je to způsobeno nedostatkem spásáčů a nových konkurenčních vztahů s ostatními rostlinami na novém stanovišti (Mayers and Bazely, 2003).

Opravdové invazi, tedy fázi, kdy se druh exponenciálně šíří, předchází různě dlouhé období klidu. Rostlina se během tohoto období adaptuje na místní podmínky a populace může prodělat genetické změny, kterými se lépe přizpůsobuje novému prostředí. Tato fáze trvá různě dlouho (i více než 100 let) (Pyšek a Tichý, 2001).

Města pak představují tzv. tepelné ostrovy umožňující existenci a postupnou adaptaci druhů teplomilných, které by se v přirozených podmínkách nebyly schopny rozmnožovat (Křivánek a kol., 2004).

3.1.2.1 Úmyslné šíření nepůvodních druhů

V lesnictví jsou introdukované dřeviny vysazovány z důvodu zvýšení objemové produkce, poskytování kvalitního dřeva specifických druhových vlastností a produkce cenných sortimentů, které mohou sloužit k dosažení vyššího ekonomického zisku hospodařícího subjektu. Z celé škály možných druhů mají pro lesnictví v našich podmínkách v současné době význam necelé dvě desítky druhů. Zavádění nebo výsadby nepůvodních druhů dřevin do lesních je poměrně přísně zákonně regulováno, výrazně je omezena svoboda vlastníka pro volbu pěstované kultury. (Hrib a Šálek, 2008).

Plošný podíl cizokrajných dřevin v lesním hospodářství ČR by se měl pohybovat okolo 3 – 4 % (Šindelář, 1994).

3.1.3 Faktory ovlivňující úspěšnost rostlinných invazí

Rozpoznání mechanismů, které invaze usnadňují, je zásadní pro tvorbu preventivních opatření a pro pochopení invazního procesu (Firn et al., 2010).

Možné budoucí dopady druhu na biotu v oblasti, kde je druh nepůvodní a kam byl/ bude introdukován, hodnotí na základě dostupných informací o daném organismu predikční modely (Křivánek, 2006).

3.1.3.1 Invazibilita společenstva

Skutečnost, že archeofyty a neofyty invadují stejná společenstva, poukazuje na velký význam vlastností společenstev pro úspěšnost invazí. Invadovanost společenstev neofyty bylo možné vysvětlit variabilitou mezi lokalitami z 28,3%, a to 19,3 % typem a vlastnostmi společenstva, 3,1 % přísunem diaspor, 5,9 % klimatem (Chytrý a Pyšek, 2008).

Nepůvodní druhy se snáze rozšiřují ve společenstvech s nezapojenou či chybějící vegetací (Málková, 1997).

Obecně nejvíce invadovaná jsou společenstva často nebo silně disturbovaná, případně společenstva, do nichž se občas dostávají živiny nebo jiné zdroje z okolí rychleji, než je stačí původní vegetace spotřebovat (Chytrý a Pyšek, 2008).

Různorodá nabídka stanovišť, ať už přírodních nebo vytvořených člověkem, je důležitým předpokladem invazí (Pyšek a Sádlo, 2004).

V kontrastních prostředích je u odlišných životních strategií větší pravděpodobnost naturalizace a invaze. Data ukazují, že vhodná pro naturalizaci je C strategie, ale ty rostliny,

kteře jsou vyzbrojeny kombinací všech tří strategií, mají větší šanci stát se invazními (Pyšek et al., 2002).

Při srovnání velkých ploch a území se téměř vždy ukazuje, že více nepůvodních druhů se vyskytuje tam, kde je i více druhů původních. Na malých homogenních plochách to může být naopak (Chytrý a Pyšek, 2008).

Neofytní invaze jsou hlavně křiklavým projevem celkových změn krajiny. Krajina bez neofytů je prostě krajina udržovaná, a jakmile se s údržbou přestane, neofyty se začnou šířit bez ohledu na pokusy o jejich kontrolu (Sádlo a Pyšek, 2004).

Omezení dřívě pravidelných disturbancí může vést ke zvýšené invazibilitě společenstva (Chytrý a Pyšek, 2008).

Potenciální invaze druhů do nových území je podmíněna třemi základními podmínkami (Jehlík, 1998):

- způsobem preadaptace získaným ve vlasti
- možnostmi transportu nebo migrace
- příznivými lokálními podmínkami, usnadňujícími kolonizaci po příchodu nových vetřelců do nových podmínek

Rámcový pokles zastoupení nepůvodních druhů v sukcesi je pravidlem (Prach a kol., 2008).

3.1.3.2 Vlastnosti invazního druhu

Shrnutí biologických vlastností potenciálních invazních druhů (Jehlík, 1998):

ve vztahu k morfologii a chování druhu: malé tělesné rozměry (neplatí vždy), vysoká pohyblivost, vysoce rezistentní propagule, vhodná morfologie semen a jejich povrchu, schopnost dalekého šíření větrem

ve vztahu ke genetice a populační dynamice: druh je předmětem selekce, má vysoký populační růst, krátký a jednoduchý životní cyklus, vysokou plodnost, vysokou genetickou variabilitu, polyploidii

ve vztahu k ekologii a fyziologii druhu: má širokou potenciální niku, nespécializované klíčení, snadnou regeneraci struktury, nespécializované opylování propagulí, rychlý růst, velké zdroje reprodukčních rezerv, dlouhověkost semen, dormanci semen a schopnost vytvořit semennou banku, jedlé plody a semena schopné transportu prostřednictvím živočichů, produkci propagulí v širokém rozpětí ekologických podmínek, dlouhodobé šíření propagulí v čase a prostoru, ranou reprodukční zralost

3.1.4 Dopad rostlinných invazí

Invazní neofyty mají často velký vliv na invadovaná společenstva (Pyšek, 2005).

Přibližně 10 % všech invazních rostlin jsou druhy, které výrazně mění porosty, snižují jejich biologickou rozmanitost, a tím i hodnotu a stabilitu (Křivánek, 2004a).

Velkým nebezpečím hrozícím naší květeně ze strany zavlečených druhů je narušování genomu prostřednictvím tzv. genetického pirátství (introgresivní hybridizace) (Křivánek a kol., 2004).

Invazní druh představuje vysokou konkurenci pro přirozenou vegetaci a svým rozrůstáním ji postupně vytlačuje. Dochází tak k poklesu druhové rozmanitosti přirozených společenstev a krajina včetně velmi hodnotných biotopů se stává monotónním porostem toho či onoho invazního druhu. Snížení rozmanitosti porostu má také vysoký dopad na faunu a v neposlední řadě i na samotného člověka. Vedle vlivu na přírodu má šíření těchto druhů i negativní ekonomické dopady - od poklesu turistiky v dané oblasti přes zdravotní nebezpečnost až k podporování povodňových vln narušením stability břehů a následným zanášením toků zeminou (Křivánek a kol., 2004).

Světová literatura neobsahuje žádný jednoznačný případ, kdy by extinkce původního druhu byla prokazatelně vyvolána přímým působením druhu invazního (Pyšek, 2005).

S introdukcí rostlin a rostlinných produktů přicházejí nové rostlinné choroby. Tyto choroby jsou obzvláště zákeřné, protože na hostitelích, na kterých se vyvinuly, vykazují málo symptomů nebo vůbec žádné. Avšak původní druhy, které jsou k těmto nemocem náchylné, mají často nízkou rezistenci nebo toleranci. Introdukované rostlinné choroby mají pravděpodobně větší dopad na původní rostlinná společenstva, než mají jejich rostlinní hostitelé. V některých případech změnilo introdukované choroby rostlin ve velké míře druhovou skladbu lesa (Myers and Bazely, 2003).

3.1.5 Likvidace invazních rostlin

Musíme vynaložit veliké úsilí k ochraně zbývající části naší přirozené vegetace, která je pod stále větší hrozbou (Heywood, 1989, str. 51)

Vliv invazních druhů ve střední Evropě neustále stoupá. Tuto problematiku je proto třeba bezodkladně řešit a vytvořit tak jistý náskok, který se odrazí jednak v nižší míře poškození životního prostředí a jednak v ušetřených finančních nákladech (Křivánek, 2004b).

Tažení vůči invazním druhům bez rozdílu není ideálním řešením, navíc by bylo zcela nerealistické. Většina z nich se v krajině vyskytuje, aniž by na ni měla výrazný vliv. Je tudíž třeba zaměřit pozornost na ty druhy, které jsou opravu nebezpečné (Pyšek, 2005).

Tyto druhy je vhodné a na mnoha místech i velmi žádoucí omezovat. A to nejen fyzicky, ale i „preventivně“ (Křivánek., 2004a).

Cíle omezování nebezpečných invazních druhů ve volné krajině jsou dva (Křivánek a kol., 2004):

- ochrana hodnotných (biologicky i ekonomicky – např. ochrana toků před narušováním břehových porostů) společenstev před negativním dopadem invaze
- zabránění šíření druhu

Druhý bod je velmi důležitý, protože likvidace invazního druhu v hodnotném biotopu by byla bezcenná, pokud by se v okolí (nebo např. proti proudu toku) vyskytovaly další populace tohoto druhu sloužící jako jeho zásobárna. Ochrana biotopů sousedících s porosty silně člověkem ovlivněnými se pak může stát bezednou kasičkou pohlcující investice, čas a námahu, a to bez výrazných nebo dlouhodobějších úspěchů (Křivánek a kol., 2004).

V České republice není uspokojivým způsobem problematika invazí zakotvena v právních předpisech, a to přesto, že ČR je signatářem Úmluvy o biodiverzitě. Řada organizací působících v krajině řeší problém invazí často nekoordinovaně, což vede ke zbytečným výdajům financí, času a energie (Křivánek, 2004b).

Využití dostupných informací o chování všech zavlečených druhů, tedy včetně přechodně zavlečených, a vytvoření účinného monitorovacího systému je základním předpokladem efektivního využití prostředků vynakládaných na kontrolu a management invazních druhů (Pyšek, 2005).

U mnoha druhů rostlin invazního charakteru nejsou metody a způsoby potlačování ještě dokonale ověřeny. Je zřejmé, že boj proti těmto nežádoucím druhům rostlin není snadný a vyžaduje určitý systém (Černý a kol., 1998).

U některých druhů rostlin, které se rozmnožují semeny, např. u bolševníku velkolepého, je třeba zajistit pravděpodobný zdroj semen, který ovlivňuje a zamožuje další lokality. Proto je třeba pro určitou oblast s odpovědnými státními orgány vypracovat koordinační strategický plán postupu likvidace, který by cílevědomě a systematicky přistupoval k ničení daného druhu invazní rostliny. Například v rámci povodí určitého toku musí likvidace začít v místě výskytu, které je v povodí umístěno nejvýše proti proudu (Černý a kol., 1998).

Ošetření ploch nespočívá pouze v likvidaci nežádoucího druhu. Je třeba zajistit porost, aby nedošlo k opětovnému zarůstání uvolněných ploch invazním druhem nebo jinými nežádoucími druhy (Křivánek a kol., 2004).

3.1.5.1 Praktické aspekty likvidace invazních rostlin

V případě, že neomezujeme druh v oblastech, kde je to ze zákona povinnost, je třeba podpořit zásah legislativně, například vydáním vyhlášky pro likvidaci daného druhu. Je třeba vyřešit majetkové poměry na pozemcích, kde se druh vyskytuje (zabránění likvidace druhu na jednom z pozemků může vést k vytvoření nového centra pro šíření druhu na ošetřené plochy. Tento problém lze vyřešit například místní vyhláškou spojenou s informováním majitelů pozemků o nebezpečnosti daného druhu. Je tím zajištěna koordinovaná, a tím i mnohem účinnější a smysluplnější likvidace nebezpečného druhu (Křivánek a kol., 2004).

Přístupy k omezení škodlivého invazního druhu jsou v zásadě tři, přičemž platí, že s rostoucími okamžitými náklady stoupá i účinnost postupu. Při managementu invazních druhů lze rozlišit (Křivánek a kol., 2004):

eradikaci – totální zničení všech populací invazního druhu včetně semen, oddenků a jiných částí rostlin umožňujících opětovné vytvoření porostu na stanovišti. Jedná se o nejkratší a nejnákladnější postup, je však také nejúčinnější. Invazní druh se může na stanoviště rozšířit pouze novým zavlečením

kontrolu – omezení výskytu druhu. Spočívá zejména v likvidaci okrajových populací sloužící jako centra pro další šíření a v likvidaci porostů v zájmových územích. Proces je okamžitě méně nákladný, ale investice v dlouhodobém horizontu převyšují první postup. Také účinnost je nižší. Plochy je třeba pravidelně kontrolovat a zamezovat případnému opětovnému zarůstání.

potlačení – zabránění dalšímu šíření. Jde o jakousi konzervaci stávajícího stavu, kdy je zabráněno druhu pronikat do dalších biotopů a stanovišť. Opět se jedná o dlouhodobý proces vyžadující stálou kontrolu a zaměření se převážně na okrajové populace výskytu druhu

Finanční náklady lze pokrýt z řady zdrojů poskytovaných Státním fondem životního prostředí, Ministerstvem zemědělství a Ministerstvem životního prostředí (zejména Programu péče o krajinu). Zde je velmi důležité vytvoření několikaletého programu, neboť pozorování ukazují, že žádoucí výsledky se při likvidaci druhů dostavují nejdříve po 3 sezónách (Křivánek, 2004b).

Úspěšnost při potlačování těchto invazních druhů rostlin ve velké míře ovlivňuje správná volba technických prostředků, a to jak u mechanického, tak i u chemického způsobu likvidace. Je proto nutné, aby pracovník, který provádí tuto činnost, se předem důkladně seznámil se všemi podmínkami, které mají vliv na průběh a kvalitu zásahu. Výběr náradí musí být učiněn cílevědomě a odpovídat podmínkám daného stanoviště (Černý a kol., 1998).

3.1.5.2 Mechanické způsoby potlačování

Nejsou příliš účinné.

Lze je uplatnit v kombinaci s chemickou aplikací (Křivánek a kol., 2004).

Obdělávání půdy je jako způsob kontroly invazních rostlin v přírodních oblastech nevhodné, ačkoliv v zemědělských oblastech je po milénia velmi efektivně používáno (Groves, 1989).

3.1.5.3 Chemická aplikace

- nejúčinnější
- důležité vybrat vhodný typ herbicidu a vhodnou aplikační techniku
- zúžený výběr – invazní rostliny se často vyskytují okolo vodních toků a je třeba zachovat jiné druhy rostlin (Křivánek a kol., 2004).

3.1.5.4 Biologické způsoby

K omezování druhů využívají jejich přirozených škůdců (zejména herbivorního hmyzu) nebo pastevectví. Spásání některých invazních druhů bylo v omezené míře v ČR aplikováno, avšak samostatně nepůsobí jako významný limitující faktor. Přesto lze pastvu doporučit zejména v kombinaci s vysekáváním nedopasků. Využití některých druhů hmyzu, patogenních organismů či hub není dosud v ČR realizováno s ohledem na nutnost zvážení všech rizik spojených s umělým rozšiřováním a množением dalších druhů organismů (Křivánek a kol., 2004).

Pokusy v Kanadě prokázaly, že nějaký vliv na hustotu hostitele má jen 10 % přirozených nepřátel. Při biologické kontrole vzroste počet introdukovaných druhů a také poměr těchto druhů k druhům původním. Dopad těchto druhů může být dokonce větší, když napadnou a sníží hustotu původních rostlinných druhů (Myers and Bazely, 2003).

Biologické metody kontroly invazních druhů mají někdy působivý úspěch v dlouhodobém horizontu. Metoda importu hmyzího škůdce není bez rizika, ta jsou však minimalizována pečlivým testováním před realizací. Když je metoda úspěšná, poklesne hustota nebo pokryvnost invazní rostliny jako výsledek vysazení původního nebo introdukovaného členovce nebo houby nebo obojího. Úspěchem je, pokud účinky invazních rostlin nepřekračují limity, které mohou být určeny ekonomicky, zemědělsky nebo méně často ekologicky. (Groves, 1989).

Uskutečnění projektu biologické likvidace je obvykle zdlouhavý proces, často trvající více než 10 let. Protože biologický boj zahrnuje introdukci druhů, musí být existovat vhodná vládní nařízení, a jelikož se tyto kontrolní organismy mohou pohybovat přes hranice, jsou

nutné mezinárodní smlouvy. Je to tedy nesnadný proces, a léta bylo vynakládáno značné úsilí, aby byla biologická kontrola tak efektivní a účinná, jak je to jen možné. V praxi má výhody i nevýhody a její potřeba stoupá spolu s počtem rostlin introdukovaných na nová území (Myers and Bazely, 2003).

3.1.5.5 Kombinace

U bylin lze doporučit obecný postup seče před vytvořením květů, vedoucí k největšímu vysílení rostliny, a následné zatírání ran koncentrovanými herbicidy, nebo po určité době postřik jedinců, kteří zmladili. Je třeba brát v úvahu rozmnožovací možnosti druhu. Rozmnožuje-li se semeny, je třeba se zaměřit na ně a používat i vyrývání, naopak při klonálním růstu není orba či vyrývání z důvodu namnožení rostliny „řízkováním“ vhodná.

3.1.5.6 Faktory ovlivňující výběr techniky používané pro potlačování invazních druhů

(Černý a kol., 1998):

- použitý způsob (chemický, mechanický nebo jejich kombinace)
- velikost plochy a její tvar
- terénní podmínky (rovina, svah apod.)
- mikrorelief terénu (např. zvlněný terén, výskyt balvanů, meliorační síť apod.)
- komunikační přístupnost (stav cest, omezení vodní plochou apod.)
- celkový charakter lokality (např. bývalá zemědělská půda, lesní půda, břeh vodoteče, opuštěný lom, skládka zeminy, železniční násep apod.)
- druh rostliny, která má být likvidována
- charakter výskytu nežádoucí rostliny (jednotlivý, skupinový, monokultura)
- růstové stadium rostliny, ve kterém bude zásah proveden
- způsob rozmnožování rostliny (semeny, vegetativně) a předpoklad výskytu nových semenáčků i po zničení rostlin
- nebezpečnost invazní rostliny při styku člověka s ní během likvidace
- ekonomické hledisko (předpokládané náklady při použití určité techniky a postupu) apod.

3.1.5.7 EBIPM (ecologically based invasive plant management)

Tento systém se zaměřuje na nápravu narušených ekologických procesů, které usnadňují invaze. Polní pokusy přesvědčivě ukazují EBIPM jako úspěšný a trvale udržitelný způsob managementu invazních rostlin (James et al., 2010).

Nižší frekvence a nižší intenzita disturbancí jsou příznivější pro žádoucí druhy než vyšší frekvence a vyšší intenzita. Málo rozsáhlé disturbance rozptýlené v čase jsou méně vhodné pro nárůst invazních rostlin, než jsou souběžné disturbance velkých rozměrů. Méně konkurenčně zdatné žádoucí druhy mohou získat refugium spíše než invazní, konkurenčně schopnější druh, pokud na stanoviště přijdou první. Malá dostupnost zdrojů zvýhodňuje požadované druhy před druhy invazními. Dostupnost zdrojů může být minimalizována primárně maximalizací produkce biomasy a sekundárně hospodařením s obměnami ve vlastnostech jako fenologie a rozložení kořenů u dominantních druhů. Dostupnost zdrojů pro vetřelce může být minimalizována stabilním porostem žádoucích rostlin s vlastnostmi podobnými vetřelci. Adekvátní množství abiotického a biotického stresu musí být aplikováno ve vhodném čase, aby snížilo výkonnost invazních rostlin v málo úživném prostředí. Mírný dlouhodobý stres zvýhodňuje žádoucí druhy oproti invazním více, než krátkodobý intenzivní stres. Žádoucí druhy nebo funkční skupiny se zákonitostmi v získávání zdrojů stejnými jako vetřelci mají větší konkurenční efekt na jednotku biomasy ve srovnání s druhy s méně podobnými způsoby využívání zdrojů. (James et al., 2010).

3.1.6 Jednotlivé druhy

Přehled hlavních nebezpečných invazivních druhů (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

javor jasanolistý *Acer negundo*

pajasan žláznatý *Ailanthus altissima*

ambrózie peřenolistá *Ambrosia artemisiifolia*

hvězdnice – americké druhy *Aster lanceolatus* et spp.

turanka kanadská *Conyza canadensis*

janovec metlatý *Cytisus scoparius*

vodní mor kanadský *Elodea canadensis*

vrbovka žláznatá *Epilobium ciliatum*

topinambur hlíznatý *Helianthus tuberosus*

bolševník velkolepý *Heracleum mantegazzianum*

netýkavka malokvětá *Impatiens parviflora*

netýkavka žláznatá *Impatiens glandulifera*

vlčí bob mnoholistý *Lupinus polyphyllus*

kustovnice cizí *Lycium barbarum*

mahonie cesmínolistá *Mahonia aquifolium*

střemcha pozdní *Padus serotina*

borovice vejmutovka *Pinus strobus*

topol kanadský *Populus ×canadensis*
dub červený *Quercus rubra*
křídlatka japonská *Reynoutria japonica*
křídlatka sachalinská *Reynoutria sachalinensis*
křídlatka česká *Reynoutria ×bohemica*
trnovník akát *Robinia pseudoacacia*
třapatka dřípata *Rudbeckia laciniata*
šťovík alpský *Rumex alpinus*
zlatobýl kanadský *Solidago gigantea*
kolotočník zdobný *Telekia speciosa*
rozrazil nitkovitý *Veronica filiformis*

3.1.6.1 Javor jasanolistý (*Acer negundo*)

Rychle rostoucí, ale maximálně 15 – 20 m vysoký, široce rozložitý strom. (Kavka, 1969)

3.1.6.1.1 Rozšíření v ČR

Volně rostoucí byl zaznamenán poprvé v r. 1875. Obsazuje všechny typy stanovišť a je znám z více než 500 lokalit (Pyšek et al., 2002).

Vyhledává slunnou (snese jen boční zastínění), proti větru chráněnou polohu s malými sněhovými srážkami. Na půdu celkem nenáročný. Vůči mrazu otužilý, proti exhalacím velmi otužilý. Okus zvířei nepatrný, bývá poškozován polomy (Kavka, 1969).

Obsazuje volnou niku na rozhraní měkkého (*Salix alba*, *Populus alba*) a tvrdého (*Fraxinus angustifolia*) dřeva v nivních lokalitách (Saccone et al., 2010).

3.1.6.1.2 Invazní potenciál

Hojně plodí – jeden dospělý strom vyprodukuje přibližně 70 000 semen. Na šíření má větší vliv voda než vítr. Vzdálenost semenáčků od rodičovského stromu je nejčastěji menší než 20 m (graf 3) (Valantinaité et al., 2011).

Acer negundo používá exploatační strategii a je stínu odolný, což je obzvláště výhodná strategie pro rozšiřování se na nová stanoviště (Saccone et al., 2010).

3.1.6.1.3 Dopady rozšíření

Šíření *Acer negundo* má méně závažný sociální, environmentální a ekonomický dopad (Valantinaité et al., 2011).

V porostech potlačuje ostatní dřevinnou složku zejména díky schopnosti rychlého obsazení prostoru. Častý je případ omezování a vytlačení vodní vegetace z vodotečí a toků, okolo nichž javor roste. Důvodem je zde silné zastínění hladiny (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.1.4 Specifika při likvidaci

Dobrá schopnost obrůstání (Kavka, 1969).

Nejefektivnějším způsobem kontroly *A. negundo* je ničení semenáčků, kácení dospělých stromů je méně efektivní, protože obrůstají z pařezů (Valantinaité et al., 2011).

Vhodným způsobem likvidace je řez a ošetření ran herbicidem (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.2 Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*)

Bujně rostoucí, široce rozvětvený a řídký strom (Kavka, 1969).

3.1.6.2.1 Rozšíření v ČR

První písemné doklady o introdukci do ČR pochází z roku 1813, plně ověřený je pak údaj z roku 1865. První zplanění byla zaznamenána již r. 1874. V 60. letech byl vysazován do volné krajiny (Svoboda a Svobodová, 1969).

Dnes roste na všech typech stanovišť (Pyšek et al., 2002).

Je hojně pěstován hlavně ve velkých městech (Sádlo a Pyšek, 2004b).

Poloha teplá na hlubokých, lehčích a vápnem bohatých půdách, ale je velmi přizpůsobivý, roste i na půdách těžších a vlhkých nebo i štěrkovitých (Kavka, 1969).

Druh má roztroušený, místně hojný výskyt na přirozených, polopřirozených i ruderalních stanovištích. Proniká do společenstev mezofilních až xerofilních křovin, suchých trávníků a pasek (Pyšek et al., 2002)

Prorůstá do suťových lesů, teplomilných a kyselých doubrav, na písčích (Křivánek a kol. 2004).

3.1.6.2.2 Invazní potenciál

Jako silně teplomilná dřevina zplaňuje především v okolí sídel a v nížinách, ve volné krajině, i na ruderalních plochách, skladištích, mlýnech a nádražích. (Jehlík ed., 1998).

V chladnějších a vlhkých polohách namrzají mladé výhony, jinak je otužilý. Proti exhalacím jeden z nejotužilejších, snáší i ovzduší silně zakouřené (Kavka, 1969)

Velmi adaptabilní druh, rostoucí v různých druzích půd, je přizpůsobivý různým podmínkám (zasolení, znečištění, horko, sucho), netoleruje jen přílišné zamokření a hluboký stín (Petrović et al., 2011).

Velmi plodný. Semena brzy ztrácí klíčivost (Kavka, 1969)

Velké množství semen překoná velké vzdálenosti a šíří se hlavně podél železničních tratí a vodních toků. Svou vitalitou překoná značný úhyn mladých rostlinek (Svoboda a Svobodová, 1969).

Je schopen velmi intenzivního šíření kořenovými a kmenovými výmladky (až 3 m za sezonu). Adventivní pupeny a výhony, dorůstající prvním rokem až 3 m výšky, takže na příznivém stanovišti se může z jediného exempláře vytvořit celý porost (Kavka, 1969).

Výzkumy ukazují, že založení porostu usnadňují disturbance, založený porost přetrvává, zvětšuje se a vytlačuje přirozenou vegetaci (Motard et al., 2011).

V současné době je sice omezen převážně klimatickými podmínkami, ale lze předpokládat, že s pokračujícím oteplováním klimatu bude jeho vliv narůstat (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.2.3 Dopady rozšíření

Hustota výhonů má vliv na diverzitu podrostu, byla zaznamenána negativní korelace mezi jejich počtem a druhovou bohatostí. Ztráta diverzity pod *A. altissima* se pohybuje přibližně mezi 15 – 30 %, v závislosti na tom, se kterým druhem ho porovnáváme a na jakém stanovišti roste (Motard et al., 2011).

Obsahuje alelopatické látky, které mohou inhibovat růst okolních původních rostlin (Ding et al., 2006).

Svým rychlým a agresivním růstem vytlačuje dokonce i jinak silně invazní akát (Call, 2002).

3.1.6.2.4 Specifika při likvidaci

Je třeba obzvláštní pozornosti v lokalitách, které *A. aylanthissima* preferuje, se včas eliminovalo potenciální nové centrum invaze. V lesních oblastech by mělo zalesnění být kompletní dostatečně rychlé, aby bylo jisté, že se zde pajasan neuchytí (Motard et al., 2011).

Pajasan je třeba striktně omezovat v šíření, zejména ve volné krajině, likvidovat nálety a populace v hodnotných biotopech. Jako nejúčinnější se ukázal řez, případně vysekávání s následným ošetřením řezných ploch koncentrovanými herbicidy. Tento postup je potřeba opakovat až do úplného zničení populace, přibližně 2-3 roky (Křivánek, 2004b; Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.3 Ambrozie peřenolistá (*Ambrosia artemisiifolia*)

3.1.6.3.1 Rozšíření v ČR

V ČR zejména v železničních stanicích, přístavech a na lodních překladištích, u zemědělských a průmyslových objektů, na rumišťích a skládkách, u cest a silnic (Jehlík ed., 1998).

3.1.6.3.2 Invazní potenciál

V současnosti druh výskytem omezen na nejteplejší oblasti státu, kde ho nalézáme převážně na ruderalních stanovištích. Vzhledem ke značné expanzní schopnosti dojde pravděpodobně i k obsazení stanovišť segetálních, tak jak je tomu již nyní na jižním

Slovensku. Prevence je proto v případě tohoto druhu velmi důležitá (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Tvoří velké a kompaktní populace především na rudérálních stanovištích (Konstantinovi et al., 2011).

3.1.6.3.3 Specifika při likvidaci

V příslušných územích je doporučována likvidace primárních ohnisek výskytu mimo polní kultury opakovaným kosením porostů ještě před kvetením, v krajním případě užití herbicidů šetrných k prostředí (Jehlík ed., 1998).

Výskyt může být redukován mechanicky kosením, nebo chemickými způsoby zahrnujícími aplikaci glyfosfátu v množství 1.2-2.4 kg ha⁻¹ (Konstantinovi et al., 2011).

Na triazinové herbicidy vzniká rezistence (Mikulka a Chodová, 1998).

V Rusku byla likvidována biologicky za pomoci brouka z čeledi mandelinkovitých *Zygogramma suturalis*, výsledek není znám (Myers and Bazely, 2003).

3.1.6.4 Americké druhy hvězdnic (*Aster* spp.)

3.1.6.4.1 Rozšíření v ČR

Staly se rozšířenými v Evropě v 17. století, dnes jsou široce rozšířené na aluviálních stanovištích v nížinách (Jedlička a Prach, 2006).

3.1.6.4.2 Invazní potenciál

Produkují relativně velké množství semen, která se snadno šíří a často klíčí ihned po dozrání, aniž by vyžadovala zvláštní podmínky. Rychle se šíří i vegetativně – z mateřské růžice může za rok vzniknout až 100 růžic dceřiných (Jedlička a Prach, 2006)

3.1.6.4.3 Dopady rozšíření

Výskyt těchto rostlin na okrajích lesů, v porostech lužních lesů a na březích potoků a řek vede k potlačování původní vegetace (Černý a kol., 1998)

3.1.6.4.4 Specifika při likvidaci

Rychlost vegetativního šíření může zpomalit kompetice stávající vegetace (Jedlička a Prach, 2006).

3.1.6.5 Turanka kanadská (*Conyza canadensis*)

Druh je živinově dosti nenáročný, preferuje lehčí a méně úživné půdy, zejména písčité a šterkovité, před hlinitými a dobře vyhnojenými. Má rád půdy mírně vlhké až vysychavé (Šída, 2004).

3.1.6.5.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na člověkem přetvořených stanovištích (Pyšek et al., 2002).

Druh je dnes u nás velmi hojný (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.5.2 Dopady rozšíření

Možnost vzniku mezirodového křížence s *Erigeron acris* (Šída, 2004)

3.1.6.5.3 Invazní potenciál

Šíří se na volných, často disturbovaných plochách. Rychle kolonizuje nové ruderalní lokality, dobře prospívá při moderních typech managementu (výsypky, staveniště, kukuřičná pole). Konkurenčně je velmi slabý, ale spokojí se i s nejdrobnějšími a krátkodobými disturbancemi omezujícími konkurenci vytrvalých druhů. V nepříznivých podmínkách (sečené trávníky, extrémně suché a neúživné biotopy) třeba jen s jedním úbořem, ale s normálně vyvinutými plody (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

Rozšiřuje se výhradně plody, - jde o drobné, cca 1 mm dlouhé nažky s relativně velikým chmýrem. Průměrná plodnost na jednu rostlinu je 50 000 plodů a největší rostliny v populaci mohou produkovat až 250 000 plodů. Ochmýřené plody se snadno šíří na velké vzdálenosti větrem nebo vodou. Klíčí ihned po vysemenění z povrchu půdy a klíčivost si zachovávají řadu let. Rostliny vyklíčené na podzim přetrvávají zimu v listové růžici (Holm a kol., 1997).

Většina semen (99 %) se nalézá do vzdálenosti 100 m od zdroje, výzkumy však ukázaly, že jsou schopna se šířit i na více než 500 m (Dauer et al., 2007).

3.1.6.5.4 Specifika při likvidaci

Rezistentní vůči některým herbicidům. Spektrum rezistence: triaziny, paraquat, diquat (Mikulka a Chodová, 1998).

Při dlouhodobém užívání glyfosfátů se stává rezistentní (Hamouzová et al., 2009).

Herbicidování ruderalních ploch jeho šíření ještě posiluje, protože mu dává prostor k šíření (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.6 Janovec metlatý (*Cytisus scoparius*)

3.1.6.6.1 Rozšíření v ČR

V ČR je zastoupen pouze poddruh ssp. *Scoparius*. Na Frýdlantsku je původní (Mlíkovský a Stýblo 2006)

Vyskytuje se na přírodních i člověkem změněných stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.6.2 Invazní potenciál

V současné době se nachází v post invazní fázi (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.6.3 Specifika při likvidaci

Místy lze tolerovat ve vysokých mezofilních a xerofilních křovinách. Doporučený způsob likvidace je řez a následné ošetření ran herbicidem (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.7 Vodní mor kanadský (*Elodea canadensis*)

3.1.6.7.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se relativně hojně v teplých a mírně teplých oblastech celého státu v řekách, rybnících a přehradách. Do vyšších poloh proniká vzácně (Pyšek a Mandák, 1998).

3.1.6.7.2 Invazní potenciál

V celém evropském areálu je pravděpodobně přítomen pouze jeden samičí klon šířící se výhradně vegetativní cestou (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.7.3 Dopady rozšíření

V současnosti druh na území ČR nečiní obtíže, měl by však být likvidován zvláště v chráněných územích (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

Potlačuje růst většiny druhů epifytních zelených řas a cyanobakterií (Erhard et Gross, 2006).

3.1.6.7.4 Specifika při likvidaci

Úplné likvidace je samozřejmě velmi obtížné dosáhnout u vodní, koloniálně se šířící rostliny a spolehlivá likvidační technika není známa (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

3.1.6.8 Vrbovka žláznatá (*Epilobium ciliatum*)

3.1.6.8.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních i člověkem přetvořených stanovištích (Pyšek et al., 2002).

Přesný stav současného rozšíření není znám (Stýblo a Mlíkovský, 2006).

Protože se lehce zamění s jinými vrbovkami, byla dlouho přehlížena. Od sklonku sedmdesátých let je již nejhojnější z našich šestnácti druhů vrbovek, šíří se hlavně na rumištních místech v obcích, ale proniká odtud do přírody (Sádlo a Pyšek, 2004b)

3.1.6.8.2 Invazní potenciál

V rychlosti a účinnosti invaze u nás drží primát (Sádlo a Pyšek, 2004b).

3.1.6.8.3 Dopady rozšíření

Některé druhy, např. vrbovku růžovou (*Epilobium roseum*) značně omezila ve výskytu a je schopna se křížit s deseti druhy ze zbylých patnácti našich vrbovek (Sádlo a Pyšek, 2004b).

3.1.6.8.4 Specifika při likvidaci

V Evropě se vyskytují populace rezistentní vůči triazinovým herbicidům. V ČR rezistence není prokázána, ale výskyt rezistentních populací není vyloučen (Mikulka a Chodová, 1998).

Jako způsob likvidace je doporučena seč, boj je však neúčinný (Křivánek a kol., 2004)

3.1.6.9 Topinambur hlíznatý (*Helianthus tuberosus*)

3.1.6.9.1 Rozšíření v ČR

V Čechách poprvé zaznamenán volně rostoucí v roce 1872. V současnosti se vyskytuje na člověkem přetvořených stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.9.2 Invazní potenciál

Rozmnožuje se převážně pomocí podzemních výběžků, často přenášených vodou (Černý a kol., 1998).

Statné a dekorativní rostliny vytvářejí rozsáhlé porosty (Pyšek a Sádlo, 2004).

3.1.6.9.3 Dopady rozšíření

Na stanovištích vytlačuje původní druhy rostlin (Černý a kol., 1998).

V rodu *Helianthus* často vznikají nové druhy hybridizací (Pyšek a Sádlo, 2004).

Na některé rostlinné druhy má alelopatické účinky (Tesio et al., 2012).

3.1.6.10 Bolševník velkolepý (*Heracleum mentagazzianum*)

3.1.6.10.1 Rozšíření v ČR

V Čechách poprvé zaznamenán volně rostoucí v roce 1862 (Pyšek et al., 2002).

V současnosti se vyskytuje na přírodních, polopřírodních i člověkem přetvořených stanovištích, v tradiční zemědělské i moderní průmyslové krajině. Vyskytuje se na více než 500 lokalitách (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.10.2 Dopady rozšíření

Silně ovlivňuje původní rostlinná společenstva. Velké listy bolševníku zastíňují ostatní rostlinné druhy nacházející se na dané lokalitě a brání tak jejich růstu. Původní rostlinné druhy jsou tak likvidovány a vytvářejí se nová rostlinná společenstva s převahou odolných agresivních rostlinných druhů (např. kopřivy, svízele, zběhovce ap.) (Černý a kol., 1998).

Bolševník je hostitelem houby hlízenky obecné (*Sclerotinia sclerotiorum*), která napadá mnohé polní a zahradní plodiny (Černý a kol., 1998).

Husté porosty této rostliny omezují vstup osob na cesty a břehy, zmenšují využitelnost krajiny pro zájmové účely (turistika, rybaření, jízda na koni ap.) (Černý a kol., 1998).

Porost bolševníku podél vodních toků může vést ke zvýšené erozi břehů toků, neboť půda na březích zůstává v zimním období po zaschnutí bolševníku obnažena (Černý a kol., 1998).

Výskyt bolševníku na krajnicích cest a v příkopech snižuje zejména v zatáčkách viditelnost pro řidiče (zúžení zorného pole), a tím i bezpečnost silničního provozu (Černý a kol., 1998).

3.1.6.10.3 Specifika při likvidaci

Letecké snímky pořízené v době květu a na počátku zrání semen mohou být použity pro lokalizaci nově kolonizujících jedinců a pro včasný zásah (Müllerová et al., 2008)

Je třeba zamezit styku šťávy bolševníku s pokožkou a očima, je proto nutné používat vhodné ochranné pomůcky (ochranný oděv, rukavice, obličejový štít). V případě zasažení je vhodné vyhledat lékaře a 3 dny se nevystavovat slunečnímu záření (Černý a kol., 1998).

Účinnost jednotlivých metod v grafu 1.

3.1.6.10.3.1 Mechanické hubení

Sekání

Nejjednodušší metoda, jejíž účinnost je závislá na růstové fázi bolševníku. Při sekání vegetativních orgánů (listové růžice) v době kvetení se rostlina nezničí, zpravidla je schopna regenerovat a vytvořit náhradní květenství menší velikosti, ve kterém se vytvoří semena. Sekání je nejúčinnější v době vytvoření zelených semen, kdy některé z posekaných rostlin, resp. rostlin s useknutým květenstvím mohou uhynout celé, tj. včetně podzemní části. Pokud není při sekání rostlina bolševníku rozštěpkována, je vždy bezpodmínečně nutno odsekané části s okolíky se zelenými semeny spálit! Takto se účinně zabrání následnému dozrání semen z živin obsažených v prýtu a jejich vysemenění (Černý a kol., 1998).

Vyrývání a vykopávání

Je nutno vyrýt nebo vykopat do hloubky min. 20 cm, případně vykopávat i kořeny. Nevýhodou je velká pracnost a na některých (zvláště vlhkých) lokalitách bolševník regeneruje i po vykopání hlavy kořenů (Černý a kol., 1998)

Základní způsoby zpracování půdy při potlačování bolševníku:

Orba

Po zorání osetí pozemku konkurenčně silnou obilninou a její následné ošetření proti případným semenáčkům a kořenovým výmladkům (Černý a kol., 1998)

Rotavátorování

Po pokosení bolševníku v době květu a likvidaci rostlin spálením se rotavátorováním zapraví osivo jetelotravní směsky (Černý a kol., 1998)

Kombinace

Kombinace je velice účinná. Nejlepší je osetí plochy luskoobilní směskou (Černý a kol., 1998)

Potlačování pastvou

Pastva skotu a ovcí významně omezuje porost. Nutné je sekání nedopasků a zajištění víceletého pastevního cyklu, aby se zabránilo vysemenění rostlin (Černý a kol., 1998).

3.1.6.10.3.2 Chemické potlačování

Chemické potlačování je z technického a finančního hlediska neúčinnější. Volíme prostředky ze „Seznamu povolených přípravků na ochranu rostlin“ pro příslušný rok (Černý a kol., 1998)

Při použití pouze chemie je vhodný postřik glyfosfáty zjara při výšce rostlin do 30 cm, který je třeba opakovat koncem května, tedy v době, kdy se vytvářejí nové regenerující rostliny. Rostlina začne po 3 - 4 týdnech odumírat (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.10.3.3 Kombinace

Doporučuje se kosení mačetou a následný nátěr řezných ploch (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.11 Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)

3.1.6.11.1 Rozšíření v ČR

Zprávy o prvním pěstování v Čechách pocházejí z roku 1846. První zplanění zaznamenáno v roce 1896, v roce 1903 došlo pravděpodobně k první naturalizaci v ČR. (Slavík, 1997).

Osidluje vodní toky, příkopy, kanály a zejména nově navrstvené půdní substráty říčních a potočních náplavů (Černý a kol., 1998).

Vyskytuje se na téměř celém území s výjimkou horských poloh a území bez vodních toků (Pyšek a Prach, 1995)

3.1.6.11.2 Invazní potenciál

Velmi hojný, silně invazivní druh šířící se zcela nezávisle na člověku, zejména v aluviích řek (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Hustota dospělých jedinců je 30 – 40 ks/m² (Perrins et al., 1990).

Je tolerantní k široké škále půdní zrnitosti a struktury, snáší pH 3,5 - 7,7 (Beering and Perrins, 1993).

Středně velké rostliny při hustotě 20 rostlin/m² produkují průměrně 700 – 800 semen na rostlinu. Při zvyšující se hustotě průměrná produkce semen klesá (Beering and Perrins, 1993).

Semena jsou šířena ptáky či v okolí plodných rostlin vystřelována z pukajících tobolek. Semena neplavou, ale mohou být unášena vodním proudem spolu se zrnky písku či jiných plavenin a při vyšším vodním stavu se dostávají na zaplavovaná území (Slavík, 1996).

Invazní úspěch *I. glandulifera* může být způsoben extrémně dlouhou periodou dozrávání semen, značnou proměnlivostí v jejich váze a produkci velkých semen i za nepříznivých stanovištních podmínek (Willis and Hulme, 2004).

Vztah druhu ke klimatu je poměrně vágní a může stále docházet k šíření do míst s vyšší nadmořskou výškou (Willis and Hulme, 2002).

Invaze má raketový start, ale brzy se zpomalí (Sádlo a Pyšek, 2004)

3.1.6.11.3 Dopady rozšíření

Hustě zapojené porosty této rostliny potlačují na zastíněných místech původní vegetaci pobřežních rostlinných společenstev, čímž dochází k nežádoucím změnám složení původních porostů (Černý a kol., 1998).

Aktuální nebezpečí představuje zejména pro původní vegetaci aluvií našich řek, kde se rychle šíří a vytlačuje původní společenstva (Mlíkovský a Stýblo, 2006)

V porostu často jen roste, ale nedominoje. Pokud dominoje, nikdy radikálně nemění skladbu porostu (Sádlo a Pyšek, 2004; Hejda and Pyšek, 2006).

Vysoká produkce nektaru může vést k velmi negativnímu vlivu na zdatnost domácích druhů a ke snížení jejich plodnosti. Velké a barevné, na nektar velmi bohaté květy lákají velké množství opylovačů, kteří normálně opylují domácí druhy (Chittka and Hubland, 2001).

Pokud však původní druhy rostlin využívají jiná společenstva opylovačů než *I. glandulifera*, nemá její invaze na úspěšnost jejich opylení a reprodukce vliv. A to ani v případě, že v porostu dominoje (Thijs et al., 2012).

3.1.6.11.4 Specifika při likvidaci

Invaze v povodí většiny řek již dosáhla takových rozměrů, že je téměř nemožné druh likvidovat z celých území. Proto by měla být pozornost zaměřena zejména na populace v chráněných územích, jež bezprostředně ohrožují ochránářsky cenná společenstva (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Netýkavka žláznatá se nešíří na úkor původních druhů a držet na uzdě ji dokážeme jen za cenu velkého poškození příslušných porostů. Hubení tohoto snadno se šířícího druhu je námahou zcela neúměrnou výsledkům (Křivánek a kol., 2004)

Rostliny musí být likvidovány před tím, než začnou plodit, aby se zamezilo dalšímu šíření a regeneraci populací. Systematickým odstraňováním druhu z určité plochy je možné ho zcela zlikvidovat (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Většina autorů udává, že druh nevytváří vytrvalou půdní banku semen, a mohl by tedy být likvidován systematickým vytrháváním semenáčků a dospělých rostlin nejpozději v době květu (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Bylo dokázáno, že půdní semenná banka *Impatiens glandulifera* si uchovává klíčivost minimálně 18 měsíců. Čas klíčení nezávisí na genetických dispozicích, ale na hloubce semen. Jako první klíčí mělce uložená semena (Beerling and Perrins, 1993).

Při její likvidaci v ČR převažuje vytrhávání nebo plošný postřik herbicidem. Průměrná úspěšnost těchto postupů dosahuje však po třech sezonách pouze 50 % (Křivánek, 2004b).

Ve Velké Británii spásají ovce a dobytek bez rozdílu listy, stonky i květy tohoto druhu (Beerling and Perrins, 1993).

Netýkavku je vhodné regulovat pouze mechanicky, i když se opět jedná o značně dlouhodobý proces, při němž jsou vyčerpávány zásoby semen v půdě (někdy až 7 let, ale již po 2. sezoně klesá množství jedinců asi na 20 % původního množství). Jako nejefektivnější se jeví vytrhávání před rozkvetem nebo na začátku květu (červen až začátek srpna). Vhodné je plochy kontrolovat v intervalu 7 až 14 dní. Nedoporučuje se sešlap nebo válcování, neboť rostliny velmi dobře regenerují z lodyžních uzlů. Vytrhanou biomasu je třeba odvézt a spálit, popřípadě nechat zetlít na místě v igelitových pytlích (Křivánek a kol., 2004).

Likvidace lze dosáhnout aplikací 2,4-D-aminu v poměru 6 – 9 l/ha. Rostliny zasažené během kvetení ještě mohou vytvořit životaschopná semena, a proto je účinnější aplikovat herbicid na začátku sezóny (v březnu). Při pozdější aplikaci je vhodné provést ještě druhý postřik, protože zakrslí jedinci mohou být chráněni zápojem vyšších rostlin (Beerling and Perrins, 1993)

3.1.6.12 Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)

Tobolky obsahující po jednom až čtyřech semenech dozrávají od konce července do prvních podzimních mrazů. Celková produkce semen kolísá mezi 70 – 150 na jednu rostlinu. Přezimující semena klíčí od počátku dubna do poloviny (Kopecký, 1991).

Nitrofilní adventivní rostlina (Kopecký, 1991).

3.1.6.12.1 Rozšíření v ČR

Za zdroj šíření druhu v ČR jsou považovány botanické zahrady, zámecké parky a školní botanické zahrady v poslední třetině 19. století. Začátky zplaňování jsou udávány kolem roku 1870 (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Společenstva s netýkavkou malokvětou se vyskytují téměř na celém území ČR, k masovému šíření dochází až v posledních 40 letech (Černý a kol., 1998).

Její populace se optimálně vyvíjejí na vlhkých až svěžích půdách v zástínu stromů vysokého růstu. Preferuje stanoviště výrazněji ovlivněná lidskou činností. Je proto nejhojnější v často navštěvovaných lesích a lesoparcích v okolí měst a rekreačních středisek. Často ji najdeme na okrajích lesem vedoucích cest a silnic. Stala se běžnou součástí zastíněných stanovišť městských parků a hřbitovů, okrajů zahrad a alejí. Jako jednoletá (terofytní) rostlina preferuje stanoviště bez porostů nebo jen s řídkými porosty jiných druhů

bylin. Lokality zjištěné v nadmořských výškách vyšších než 600 – 650 m n. m. mají zatím přechodný charakter (Kopecký, 1991).

3.1.6.12.2 Invazní potenciál

Šíření druhu na větší vzdálenosti je závislé především na lidské činnosti. Vliv má silniční, železniční i říční doprava, přemísťování zeminy a těžného dřeva, rozšiřování semen na podrážkách chodců apod. Významné je šíření vodními toky (Kopecký, 1991).

3.1.6.12.3 Dopady rozšíření

Je schopná pronikat i do přírodních společenstev, zejména lesů s původní, přirozenou vegetací. V podrostu pak vytváří monokulturu a redukuje druhové složení bylinného patra na minimum (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

Jde o rostlinu, která vytlačuje původní rostliny, především ve vlhkých listnatých lesích. Její konkurence se projevuje jak v kořenové zóně, tak v nadzemní části bylinného patra (Černý a kol., 1998).

Listy dospělých rostlin jsou nahloučeny v horní části lodyhy a silně zastíňují půdní povrch (Kopecký, 1991).

3.1.6.12.4 Specifika při likvidaci

Velká většina semen vyprodukovaných v daném roce klíčí příštího jara, takže sekání nebo trhání rostlin v květnu nebo červnu, před dozráním semen, vede k efektivní kontrole (Coombe, 1956: Biological flora of British Isles: *Impatiens parviflora* DC. Journal of Ecology 44. 707-713; Kopecký, 1991: Netýkavka malokvětá, obtížný vetřelec v naší květeně. Živa 39. 56-59).

Otázka víceletého přeléhání semen však zůstává stále otevřená (Kopecký, 1991. Netýkavka malokvětá, obtížný vetřelec v naší květeně. Živa 39. 56-59).

Vzhledem k rozšíření druhu na velké části území ČR se neuvažuje o plošné likvidaci. O likvidaci sečením a vytrháváním před dozráním semen je možno uvažovat zejména v chráněných oblastech s cennými ekosystémy a vzácnými typy vegetace. Cílem je zde především zamezit dalšímu šíření druhu (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.13 Vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*)

3.1.6.13.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních a polopřírodních stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.13.2 Invazní potenciál

Je schopen masivního šíření na chudých půdách (Hejda et al., 2009).

3.1.6.13.3 Dopady rozšíření

Vytlačuje některé původní druhy (Valtonen et al., 2006)

Snižuje druhovou pestrost až o 33% (Hejda et al., 2009).

3.1.6.14 Kustovnice cizí (*Lycium barbarum*)

3.1.6.14.1 Rozšíření v ČR

V Čechách poprvé zaznamenán volně rostoucí v roce 1870. V současnosti se vyskytuje na přírodních i člověkem změněných stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.14.2 Invazní potenciál

Silné zasolení půd růst ještě podporuje (Wei et al., 2006).

3.1.6.15 Mahonie cesmínolistá (*Mahonia aquifolium*)

3.1.6.15.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních, polopřírodních i člověkem pozměněných stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.15.2 Dopady rozšíření

V převážné většině případů nemá její šíření negativní dopady na přirozená společenstva (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.15.3 Specifika při likvidaci

Vhodným se jeví řez a zatírání ran herbicidem (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.16 Střemcha pozdní (*Padus serotina*)

3.1.6.16.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních, polopřírodních stanovištích. V tradiční zemědělské i moderní průmyslové krajině (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.16.2 Invazní potenciál

Je schopna velmi úspěšného šíření pomocí výmladků, velkým potenciálem je i její schopnost šíření semen živočichy (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.16.3 Specifika při likvidaci

Vhodným se jeví řez a následné ošetření ran herbicidem, nejvhodnější období nastává těsně před nasazením na květ (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.17 Borovice vejmutovka (*Pinus strobus*)

3.1.6.17.1 Rozšíření v ČR

V Čechách poprvé zaznamenán volně rostoucí v roce 1800. V současnosti se vyskytuje na přírodních stanovištích v tradiční zemědělské krajině (Pyšek et al., 2002).

V mládí snáší zastínění, na půdu je nenáročná, ale na suchých půdách se jí nedaří. Nejlépe roste tam, kde je hladina spodní vody 1 – 1,5 m pod povrchem půdy. V těžké půdě nedosáhne vysokého věku. Je úplně otužilá proti mrazu i kouři, na dobrých půdách tvoří nálety (Kavka, 1968)

Dodnes je čile a velkoplošně vysazována a podporována lesnictvím (Sádlo a Pyšek, 2004).

3.1.6.17.2 Invazní potenciál

Největší jsou populace vysazené v chudých písčitých lesích, a právě tady silně zmlazuje ze semene a invaduje do okolní vegetace (Sádlo a Pyšek, 2004).

3.1.6.17.3 Dopady invaze

Podrůstá domácí druhy borovic a mění vlastnosti opadu. (Pyšek a Sádlo, 2004).

Vznikají husté porosty, kde je místo původního podrostu jen silná vrstva jehličí, takže původní dřeviny (dub, borovice lesní) už zmladit nedokážou. Vejmutovka je schopna svými kořeny narušovat skalní útvary. Krajinářsky ojedinělá území skalních měst tak rychle ztrácejí svůj původní charakter. V prostředí bohatém živinami je však neškodná, protože nedokáže zmladit (Sádlo a Pyšek 2004).

3.1.6.18 Topol kanadský (*Populus x canadensis*)

3.1.6.18.1 Rozšíření v ČR

Nejlépe se mu daří v teplejších oblastech s dlouhým vegetačním obdobím a lužních polohách s hlubokými dostatečně vlhkými, ale propustnými půdami, které mají dostatek vápna. Vůči mrazu i exhalacím je odolný (Kavka, 1969)

3.1.6.18.2 Dopady rozšíření

Utlačuje ostatní druhy (Kavka, 1969)

Může být příkladem genetického pirátství (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.19 Dub červený (*Quercus rubra*)

Široce rozložitý až 25 m vysoký strom (Kavka, 1969).

3.1.6.19.1 Rozšíření v ČR

V současnosti se vyskytuje na přírodních stanovištích v tradiční zemědělské i moderní průmyslové krajině (Pyšek et al., 2002).

Je nenáročný, roste v otevřených polohách, na rovině i na svazích bez ohledu na světový směr. Snáší všechny typy půd a je velmi přizpůsobivý nepříznivým stanovištím. Vůči mrazu úplně otužilý, vůči exhalacím velmi otužilý. Zápoj a zastínění snáší lépe než naše domácí duby. (Kavka, 1969)

3.1.6.19.2 Invazní potenciál

Kolísavá plodnost, ale pravidelně bohatší než u našich dubů. Klíčivost je velmi dobrá, takže na vhodných místech tvoří pravidelně nálety (Kavka, 1969)

3.1.6.19.3 Dopady rozšíření

Snadno utlačuje ostatní druhy (Kavka, 1969)

3.1.6.19.4 Specifika při likvidaci

Ve vlhčích krajinách velmi dobrá schopnost obrůstání (Kavka, 1969).

Vhodným se zdá řez s následným ošetřením ran herbicidem (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.20 Křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*)

Křídlatky se u nás skoro výlučně šíří vegetativně (tvoří sice semena, ale semenáčky mají téměř 100% úmrtnost) (Křivánek, 2004a).

3.1.6.20.1 Rozšíření v ČR

V ČR poprvé zaznamenána jako volně rostoucí v r. 1892 (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.20.2 Invazní potenciál

Byla zaznamenána na 1335 lokalitách, obsazuje široké spektrum biotopů (Mandák et al., 2004).

Vytváří rozsáhlé porosty. Je obdařena vysokou konkurenční schopností oproti jiným druhům. Snadno se rozšiřuje v městských aglomeracích, a to především kolem komunikací a na lokalitách se stavebními aktivitami. Zplaňuje na skládkách, rumišťích, stavenišťích, hřbitovech, na opuštěných a zanedbaných plochách (Černý a kol. 1998).

Voda je pro jejich způsob rozšiřování ideálním médiem. Rostlina je přizpůsobena velmi křehkými oddenky, z jejichž - i několikacentimetrových - segmentů dobře klíčí nové rostliny (Křivánek, 2004a).

3.1.6.20.3 Dopady rozšíření

Narušuje vyvážené vztahy mezi původní vegetací a vytlačuje ji. Na březích vodních toků představují husté porosty zvýšené nebezpečí povodní, neboť rozsáhlé porosty křídlatky mohou při odumření stonků zneprůchodňovat koryta toků a blokovat volný pohyb unášeného materiálu (Černý a kol. 1998).

Jsou díky svým mohutným oddenkovým systémům, sahajícím i do několikametrových hloubek, velice silnými konkurenty a vytlačují nejen travní drn, ale i porosty vrb, které přirozeně zpevňují břehy. Kořenový systém křídlatek místo zpevnění břehů podporuje erozi. Dochází k zanášení toků a snižování jejich hloubky (Křivánek, 2004a).

Prorůstáním způsobuje poškozování dlažby, obrubníků i dalších staveb. Snižuje bezpečnost provozu na silnicích a železnicích zarůstáním zorného pole, poškozují stavby při hrazení toků a bystřin (Černý a kol. 1998).

3.1.6.20.4 Specifika při likvidaci

Před transportem zeminy je nutno provést rozbor, zda neobsahuje oddenky křídlatek, a tak preventivně zamezit její rozšíření na další lokality (Černý a kol., 1998).

Suchou biomasu je vždy třeba odstranit a spálit, nebo nechat zetlít přímo na stanovišti nejlépe v igelitových pytlích (urychlení procesu, zamezení zpětného kořenění rostlin). Vždy je nutné stanoviště v následujícím roce kontrolovat a případné výmladky ošetřit (vytrhání + postřik nebo seč + postřik) (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.20.4.1 Biologické způsoby potlačování

Pastva

Pastva ovcí nebo skotu výrazně snižuje hustotu výskytu, musí se však zahájit včas, aby rostliny nebyly přerostlé a zvířata je přijímala (Černý a kol., 1998).

Biologické potlačování vlivem jiných živočichů

Lze uvažovat jen o lalokonosci rýhovaném – larvy se živí kořeny a oddenky, dospělci listy (Černý a kol., 1998).

Mechanické způsoby

Mechanické způsoby jsou málo účinné, sekání dokonce zvyšuje počet jedinců na ploše. Vypalování nesnižuje životaschopnost podzemních oddenků (Černý a kol., 1998)

Chemická likvidace

Chemická likvidace je problematická pro častý výskyt křídlatek podél vodních toků (Černý a kol., 1998)

Jedná-li se o citlivá stanoviště, lze při výšce porostu 40-60 cm aplikovat Roundup bodově v koncentraci až 50 %. Po první aplikaci je vhodné postřik zopakovat po 2-3 týdnech (ošetření překrytých nebo přehlédnutých jedinců) (Křivánek a kol., 2004).

Kombinace

Doporučený postup rytí nebo orby – nařezat oddenky, nechat zregenerovat do výšky 50 – 100 cm a následně postříkat herbicidem. Velmi vhodné se jeví nejprve pokosení jedinců (nejlépe křovinořezem) v červnu a následný postřik v době, kdy nově vzešlí jedinci dosahují 80 – 100 cm (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.21 Křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*)

3.1.6.21.1 Rozšíření v ČR

Poprvé zaznamenána volně rostoucí v r. 1869 (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.21.2 Dopady rozšíření

Při větším výskytu na lokalitě vytlačuje z plochy původní vegetaci, způsobuje neprůchodnost porostů a hromadění odumřelé biomasy (Černý a kol. 1998).

3.1.6.21.3 Specifika při likvidaci

Kosit 2 – 3 x za rok, nebo narušit oddenkový systém a následně pokosit nebo postříkat herbicidem, nebo postříkat herbicidem 1 –2 x za rok. Porost by měl být zlikvidován za dvě sezóny zásahů (Křivánek a kol., 2004).

Úspěšnost jednotlivých metod při likvidaci křídlatek v grafu 2.

3.1.6.22 Křídlatka česká (*Reynoutria x bohemica*)

3.1.6.22.1 Taxonomické zařazení

Hybrid mezi *R. japonica* a *R. sachalinensis* (Mandák et al., 2004).

3.1.6.22.2 Rozšíření v ČR

Poprvé zaznamenána v r. 1942 (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.22.3 Invazní potenciál

Kumulativní počet lokalit narůstal ve srovnání s rodičovskými druhy dvojnásobnou rychlostí (Mandák et al., 2004).

Rozmnožuje se převážně vegetativně a na některých lokalitách dokonce vytlačuje původní druhy křídlatek (Černý a kol. 1998).

3.1.6.22.4 Dopady rozšíření

Na lokalitách, kde bylo zjištěno úspěšné generativní rozmnožování křížence, dochází k nárůstu genetické variability, a nové invazně úspěšné genotypy se pak následně mohou šířit v krajině (Berchová-Bímová, Mandák, 2008).

3.1.6.22.5 Specifika při likvidaci

Postup jako u křídlatky japonské (pokosit na počátku vegetační sezóny, nechat zregenerovat a ve výšce cca 1m postříkat herbicidem, zopakovat ještě jednou v průběhu téže vegetační sezóny nebo narušit oddenkový systém, nechat zregenerovat a ve výšce cca 1m postříkat herbicidem, popř. zopakovat ještě jednou do konce vegetační sezóny. Porost by měl být zlikvidován po dvou až třech sezónách, u k. české je možná delší rezistence (Křivánek a kol., 2004).

3.1.6.23 Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*)

3.1.6.23.1 Rozšíření v ČR

V Čechách poprvé zaznamenán volně rostoucí v roce 1874. V současnosti se vyskytuje na přírodních i člověkem vytvořených stanovištích (Pyšek et al., 2002).

Vyžaduje hlavně výsluní, na půdu je nenáročný, daří se mu i na suchých, kamenitých a chudých půdách. Otužilý, ale trpí časnými mrazy a větrnými polomy. Proti prachu a kouři úplně otužilý (Kavka, 1969).

3.1.6.23.2 Invazní potenciál

Na povrchu kořenů jsou nádorky obsahující bakterie asimilující vzdušný dusík (Kavka, 1969).

Vedlejší kořeny jsou z velké části povrchové a vytvářejí četné výmladky. Velmi dobře obrůstá, bohatě plodí a semena mají dobrou klíčivost (Kavka, 1969).

3.1.6.23.3 Dopady rozšíření

Je hostitelem puklice švestkové (Kavka, 1969).

Zarůstá hodnotné suché trávníky (Křivánek, 2004a).

Některé typy akátin zdaleka nejsou ochranně bezcenné - rozšířily se v nich vzácné druhy např. křivaců (*Gagea*), česneků (*Allium*) a modřenců (*Muscari*), které byly dříve hojné ve vinicích či na mezích a dnes rostou hlavně v akátinách (Sádlo a Pyšek, 2004a)

3.1.6.23.4 Specifika při likvidaci

Podle výzkumu AOPK ČR je účinnost omezování akátu 20 – 50 %. Je nízká z důvodu rychlého růstu pařezových a kořenových výmladků (Křivánek, 2004b).

Kácení

Kmeny se řežou nízko nad zemí, vždy je zapotřebí zatřít čerstvý pařez ihned totálním herbicidem (nejčastěji se používá Roundup s vysokou koncentrací). Doporučujeme kácet nejlépe na konci léta v srpnu až září, kdy herbicid pronikne do kořenů, a tím se účinně omezí výmladkovost. Důležité je plodné stromy vždy co nejdříve odvézt, nejjistější je zbytky po kácení spálit. Je nutné několik let sledovat a potírat výmladkovost (Veverková, 2009).

Postřik na list

Postřik totálním herbicidem na list se používá na obrážející výmladky z kořenů, pařezů a kmenů po různých zásazích proti stromům, stříkají se mladé akátové houštiny a postřik platí na semenáčky vyrůstající ze semenné zásoby v půdě. Ideální je první postřik během léta mezi červencem a srpnem a druhé opakování na podzim (Veverková, 2009).

Igelitování

Postup zahrnuje pokácení stromu a ponechání asi metr vysokého pařezu. Horní polovina kmene je obalena tmavým, pevným igelitovým pytlím, nad řezem je ponechán v pytli volný

prostor. Dolní okraj pytle se ke kmeni pevně přiváže. Metoda je neúčinnější, když se provádí v červnu a červenci. Pahýl stihne ještě začít obrážet a výhonky rostou do pytle, kde se během horkých letních dnů pomalu dusí a akát vyčerpá velké množství zásobních látek. Větvičky v pytli následně v zimě ještě promrznou (Veverková, 2009).

Kroužkování

Jedná se o odříznutí kůry po obvodu kmenu až do dřeva do hloubky přibližně 2 cm. Šířka kroužku může být do 1 cm. Výhodou je rychlost zásahu (motorová pila). Často však dochází k přerůstání tenkého kroužku hojivým pletivem. Druhou variantou je takzvané obobrování - 20 – 30 cm široký pruh poranění, jehož výhodou je daleko horší schopnost stromu ránu zahojit. Metoda je pracnější a vyžaduje více síly a času. Kmen je možné celkově okroužkovat kolem dokola, nicméně ukázalo se, že na takové razantní poranění strom často reaguje prudkým vyhnáním výmladků pod řezem a z kořenů. Schopnost obrážet přetrvává i několik let, neboť má v kořenech mnoho zásobních látek, a je nutné pořád proti výmladkům aktivně zasahovat. Druhou variantou je pouze částečné okroužkování, kdy se na jedné straně kmene nechá neporušený pruh kůry. Strom je pak díky této spojce schopný pořád transportovat živiny a dokáže přežívat i několik let. Nicméně živoří, musí čerpat z vlastních zásob, do místa poranění se časem dostanou dřevokazné houby a akát pomalu odumírá, aniž by začal obrážet. Strom buď po několika letech zcela odumře nebo je možné jej ještě skomírajícího pokácet, ve většině případů už se neobjeví žádné výmladky (Veverková, 2009).

Pastva

Pastva je ideálním prostředkem následné dlouhodobé péče na ploše, kde byly provedeny mechanické zásahy proti akátům. Měla by následovat co nejdříve po provedení mechanických zásahů. Jednoznačně nejlepší jsou kozy, které akát aktivně vyhledávají a ožerou jak lístky, tak mladé větvičky a kůru. Určitě se nehodí koně ani krávy, akát jim nechutná a hlavně nedokážou metabolizovat jedovaté látky v něm obsažené. Pokud sežerou větší množství akátů, může se u nich objevit kolika, malátnost či jiné potíže (Veverková, 2009).

3.1.6.24 Třapatka dřípatá (*Rudbeckia laciniata*)

3.1.6.24.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních i člověkem změněných stanovištích (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.24.2 Dopady rozšíření

Na invadovaných územích klesá druhová bohatost rostlin až o 29 % (Hejda et al., 2009).

3.1.6.25 Šťovík alpský (*Rumex alpinus*)

3.1.6.25.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na polopřírodních i člověkem pozmeněných stanovištích v zemědělské krajině (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.25.2 Dopady rozšíření

Na invadovaných územích klesá druhová bohatost rostlin až o 39 % (Hejda et al., 2009).

3.1.6.25.3 Specifika při likvidaci

Vhodným způsobem likvidace je seč spolu s bodovým nátěrem herbicidem, případně vyrývání (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.26 Zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*)

3.1.6.26.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních, polopřírodních i člověkem pozmeněných stanovištích v tradiční zemědělské i moderní průmyslové krajině (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.26.2 Invazní potenciál

Je schopen rychle kolonizovat vhodná stanoviště, čemuž výrazně napomáhá velké množství snadno větrem šířitelných a dobře klíčivých nažek. Vedle toho je schopen se úspěšně šířit vegetativně odnožováním (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.26.3 Dopady rozšíření

Alelopaticky působí na ostatní druhy rostlin (Sun Bing-yao et al., 2006).

3.1.6.26.4 Specifika při likvidaci

Sečení je úspěšné až po dlouhé době, jako nejvhodnější se jeví kosení kombinované s postřikem herbicidy (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.27 Zlatobýl obrovský (*Solidago gigantea*)

3.1.6.27.1 Rozšíření v ČR

Vyskytuje se na přírodních i člověkem změněných stanovištích (Pyšek et al., 2002).

Je vlhkomilný, schopný růst i v zástínu. Výskyty jsou mimo okolí sídel soustředěny do říčních niv. Výskyt je ohniskovitý, tvoří rozsáhlé klonální populace (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.27.2 Invazní potenciál

Riziko jeho šíření je podobné jako u zlatobýlu kanadského (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.27.3 Dopady rozšíření

Na invadovaných územích klesá druhová bohatost rostlin až o 32 % (Hejda et al., 2009).

3.1.6.27.4 Specifika při likvidaci

Doporučený způsob likvidace je seč, případně vytrhávání (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

3.1.6.28 Kolotočník ozdobný (*Telekia speciosa*)

3.1.6.28.1 Rozšíření v ČR

V současnosti se vyskytuje na polopřírodních i člověkem přetvořených stanovištích. V tradiční zemědělské krajině (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.28.2 Dopady rozšíření

Vytláčuje původní rostlinstvo (Černý a kol., 1998).

3.1.6.28.3 Specifika při likvidaci

Při doteku vyvolává na pokožce dermatitidy (Černý a kol., 1998).

3.1.6.29 Rozrazil nitkovitý (*Veronica filiformis*)

3.1.6.29.1 Rozšíření v ČR

V současnosti se vyskytuje na polopřírodních a člověkem pozmeněných stanovištích v tradiční zemědělské krajině (Pyšek et al., 2002).

3.1.6.29.2 Invazní potenciál

Šíří se jak na obnažené půdě, tak v travním porostu (Harris and Lowel, 1980).

3.1.6.29.3 Specifika při likvidaci

Sekání a hrabání naopak napomáhá k dalšímu šíření rostliny (Harris and Lowel, 1980).

3.2 Obnova biotopů

3.2.1 Základy obnovy

Nedílnou součástí komplexní ochrany je vypracování metodického postupu v konkrétních podmínkách (Jehlík, 1998).

Pokud obnova vyžaduje spolupráci místních zemědělců, pak by změna v ideálním případě neměla být příliš náročná, měla by být dostatečně finančně vykompenzována a měla by být zemědělci rozumně vysvětlena. Hlavní je o připravovaných změnách a návrzích se zemědělci jednat předem a poskytovat jim všechny potřebné informace (Veverková a kol., 2006).

Zásadním faktorem ovlivňujícím dobrý výsledek realizace úprav zahrnujících výsadbu dřevin a křovin je kvalitní následná péče (Zimová a kol., 2002).

3.2.2 Nelesní plochy

3.2.2.1 Obnova liniové zeleně

3.2.2.1.1 Hráze rybníků

Vegetace na hrázi je podle stavebního zákona a souvisejících předpisů stavbou (funkčním objektem). O přípustnosti dřevin na hrázích může rozhodovat správce vodního díla bez souhlasu orgánu ochrany přírody (Šlezinger, 1998)

Jakékoliv použití herbicidů vyžaduje kvalifikaci a odborný dozor, aby nebylo narušeno životní prostředí (Šlezinger, 1998).

Vysoký plevel (buřeň)

Buřeň je kdekoliv na hrázi i v jejím nejbližším okolí nežádoucí. Nejenže neposkytuje takovou protierozní ochranu jako zatravnění, ale brání i řádné vizuální prohlídce povrchu hráze i jejího blízkého okolí (Šlezinger, 1998).

Dřeviny

Vzrostlé zdravé stromy, jsou-li ve vhodných rozestupech, příznivě působí i na stabilitu hráze a zastíněním chrání její povrch před vysycháním. Souvislý porost keřů či výmladků brání volnému přístupu obsluhy a omezuje vývin travního pokryvu. Travní porost pak neplní protierozní funkci při dešti či přelití hráze. Při přelití hráze se však dřeviny uplatňují jako protierozní prvek. Návodní svah, není-li opevněn, ochraňují stromy proti abrazi. Stromy nesmí porušovat opevnění hráze. Vhodné jsou díky odolnosti proti vyvrácení větrem zejména dub, jilm, javor, lípa, jírovec. Nevhodné pro život na tělesech hrází jsou dřeviny s vysokým štíhlým vzrůstem a současně s mělkým zakořeněním. Nepřípustná je jakákoliv výsadba blíže než 6 m od stavebních prvků, včetně drenů (Šlezinger, 1998).

Odstraňování dřevin

Z povrchu hráze je nutno soustavně odstraňovat keře, nálety, výmladky i mladší stromky, zejména tvoří-li souvislý porost, který omezuje přehlednost povrchu hrázového tělesa, a tím znesnadňuje jeho řádnou kontrolu. Kácení je třeba provádět úrovňově, tj. při zemi s ponecháním co nejnižšího pařezu, a pařezy neklučit. Po odstranění dřeviny je třeba nadále potlačovat pařezové výmladky (Šlezinger, 1998).

3.2.2.1.2 Obnova břehových porostů

Pro stabilizaci koryta toku je důležitý tvar kořenového systému dřevin, který je schopný dostatečně zpevnit břehy a odolávat erozi vodním proudem. Vhodný kořenový systém mají olše, vrby, topoly, jasan ztepilý, javor mléč, klen, babyka, kalina obecná, líska obecná, svída krvavá a další. Mechanické poškození kořenů, kmenů i větví stromů a keřů v době chodu ledů a splavenin snáší většina vrb, olše a topoly. Druhovou skladbu určují kromě vlastností

stanoviště i konkurenční vztahy mezi dřevinami. Zásadou je vyhnout se monotónnosti stejnověkých, výškově nerozčleněných monokultur (Šmaková, 2000).

Pro břehové porosty jsou nejužívanějšími dřevinami olše, vrby, jasan, javor, jilm, topol aj. Z keřů pak např. keřové vrby, svída, brslen, hloh, krušina a další. Pro doprovodné porosty jsou vhodné především olše, topoly, jasan, javory, vrby, dále je to jilm, dub, bříza, lípa, habr, hloh, dřín a další. Z keřů například svída, kalina, krušina, líska, střemcha, keřovité vrby, bez černý, brslen aj. (Vrána et al., 1998).

3.2.2.1.3 Obnova mezí

Liniové porosty dřevin opticky rozčleňují krajinu. Zastoupeny by v nich měly být dřeviny, které jsou pomalu vytlačovány z lesů – javory, lípy, jilmy a další (Jedicke et al., 1996).

Umístění výsadbové čáry určujeme tak, aby rozložení kořenů a korun dřevin nekomplikovalo obdělávání a využívání sousedních pozemků. Na volbě vysazovaných druhů závisí náročnost budoucí péče o porost, proto u technických prvků omezuje trávníky na minimum a dřeviny soustřeďujeme pokud možno do souvislých celků (Bulíř a Škorpík, 1987).

Při založení porostu dřevin je nevhodné použití přerostlých dřevin, dřevin introdukovaných, šlechtěných kultivarů původních druhů dřevin, změny v druhovém složení porostu oproti projektu. Nepřijatelné je i použití stromů se zapěstovanou korunou (působí cizorodě a jsou i více náchylné k poškození). Je třeba klást velký důraz na údržbu výsadeb nejméně tři roky po založení, ta rozhoduje o úspěšnosti celé akce (Zimová a kol., 2002).

3.2.2.1.4 Následný management

Ohrožení založených porostů buřením (vysokým plevelem) je problémem, se kterým je možné bojovat dvěma základními způsoby: eliminovat její rozvoj nebo zlikvidovat narostlou buřeň. K zamezení rozvoje buřeně je možné použít mechanické nebo chemické způsoby. Dalším způsobem jak zamezit rozvoji buřeně je mulčování. Spočívá v zakrytí půdy materiálem, který znemožní růst buřeně. Mulčování dále zabraňuje tvorbě půdního škraloupu, zmírňuje extrémní v radiaci bilanci a snižuje výpar z povrchu půdy. Jako mulčovací materiál se používá kůra, sláma, geotextilie apod. (Zimová a kol., 2002).

3.2.3 Obnova lesních ploch

Plánování managementu v rámci přírodních lokalit Soustavy Natura 2000 má dvě roviny. První z nich jsou obecná pravidla shrnutá v následujících bodech (Unar, 2004)

- nezvyšovat podíl geograficky nepůvodních dřevin
- při výchově a obnově přednostně odstraňovat invazní geograficky nepůvodní dřeviny

- včasnými a pravidelnými výchovnými zásahy upravovat složení druhové skladby ve prospěch klimaxových dřevin, neopomíjet úpravu druhové skladby porostů vzniklých živelně v důsledku pěstebního zanedbání
- do lesních porostů vnášet chybějící dřeviny přirozené dřevinné skladby
- klást důraz na přirozenou obnovu porostů a s tím spojené jemnější způsoby hospodaření a dostatečnou ochranu proti zvěři
- preferovat členitější prostorovou výstavbu porostů, té lze docílit pestřejší druhovou skladbou, delší obnovní dobou a vhodnými výchovnými zásahy
- při obnovách porostů s vyšším než minimálním zastoupením MZD v žádném případě tento podíl nesnižovat, naopak se doporučuje, aby byl postupně zvyšován až na úroveň přirozeného zastoupení těchto dřevin
- při hospodaření v lese neopomíjet význam mrtvého dřeva v lesním ekosystému

4 Metodika

Území bude stanoveno tak, aby splňovalo následující podmínky:

- bude obsahovat polní kultury, trvalé travní porosty, lesní porosty, stojatou i tekoucí vodu a lidská sídla
- rozloha území se bude pohybovat mezi 10 a 20 km²
- přírodní podmínky budou typické pro daný region
- bude se nalézat ve velkoplošném zvláště chráněném území nebo bude obsahovat alespoň jedno maloplošné zvláště chráněné území.

Řešené území bude vymezeno na mapách v měřítku 1:10 000.

Mapování proběhne během srpna a září 2011.

Na nelesních plochách bude mapování probíhat především v okolí silnic a cest, vodních toků a vodních ploch, na mezích, okrajích lesů a hranicích sídel. Na lesních plochách pak v okolí cest, vodních toků a vodních ploch, na hranicích pasek a palouků a v průsecích.

V řešeném území bude při mapování zjištěn současný stav invazních rostlin. Poloha porostů bude zanesena do map v měřítku 1:10 000. V mapách budou porosty jednotlivých druhů označeny vlastní číselnou řadou, pod kterou pak budou v práci vedeny. Pro přehlednost budou navíc barevně odlišeny.

Populace jednoho druhu rostlin, která bude kompaktní a bude v území prostorově propojena, bude v práci chápána jako jeden porost. Přerušení takového porostu by nemělo být větší než 20 m, v případě břehových porostů vodních toků by nemělo překračovat 50 m. Za jednu lokalitu bude dále v práci považován porost více druhů invazních rostlin v případě,

že velikost těchto populací bude podobná a likvidace jednoho druhu na lokalitě by zároveň ovlivnila celou populaci druhu dalšího.

Bude pořizena fotodokumentace porostu, určen druh rostlin a přibližná plošná velikost porostu. Budou zaznamenány hlavní charakteristiky stanoviště.

Pokud to bude možné, bude u bylin zjištěna i hustota porostu, ta bude zaznamenána následovně:

- řídký porost – hustota 0 – 15 ks/m²
- středně hustý porost – hustota 15 – 25 ks/m²
- hustý porost – hustota vyšší než 25 ks/m²
- pokud se bude jednat pouze o jednu rostlinu, bude to v práci zmíněno

Rozloha porostu bude zařazena do následujících kategorií:

- velikost 1 – rozloha < 10 m²
- velikost 2 – rozloha 10 – 100 m²
- velikost 3 – rozloha 100 – 1000 m²
- velikost 4 – rozloha > 1000 m²

Pro každý druh bude vytvořena botanická mapa se čtverci o velikosti 0,25 x 0,25 km.

V práci bude použito názvosloví podle Klíče ke květeně České republiky (Kubát et al., 2002).

V souladu s literaturou a s ohledem na místní podmínky budou navrženy způsoby likvidace invazních rostlin. Dále bude navržen vhodný způsob následného managementu lokality tak, aby se omezilo riziko opětovného výskytu invazních rostlin na lokalitě. Ke každému porostu bude přiřazen jeden či více vhodných způsobů likvidace. U porostů, kde by likvidace nebyla technicky možná, byla by ekonomicky příliš náročná, případně dlouhodobě neúčinná, bude tento fakt zmíněn. Přesto i u nich bude navržen alespoň jeden způsob, jak invazní rostliny redukovat, případně omezit jejich šíření.

V práci bude uvedena možnost financování navržených opatření.

5 Zhodnocení podkladových údajů

5.1 Řešené území

Katastrální území obce Val.

5.1.1 Obecná charakteristika

CHKO Třeboňsko představuje mimořádnou oblast mezi našimi velkoplošnými chráněnými územími především tím, že se jedná o jedno z mála území vyhlášených v rovinaté krajině,

kteřá byla po staletí ovlivňována a kultivována člověkem. Přesto se zde zachovaly mimořádně cenné přírodní hodnoty. Na mnoha místech lze ještě hovořit o harmonické krajině, kde jsou lidské aktivity v určité rovnováze s přírodou. Svým charakterem může sloužit jako modelové území pro hledání souladu mezi zájmy ochrany přírody a krajiny a hospodářskými aktivitami respektujícími přírodní podmínky a ekologickou únosnost území. (Těšitel a kol. 2005)

5.1.2 Přírodní podmínky

Vodní a mokřadní plochy na Třeboňsku jsou od r. 1990 chráněny jako mokřad mezinárodního významu podle „Ramsarské konvence“ (Úmluva o mokřadech, majících mezinárodní význam zejména jako biotopy vodního ptactva) pod názvem „Třeboňské rybníky“. Od r. 1993 je mezi tzv. Ramsarské lokality zahrnuta i část rašelinišť jako „Třeboňská rašeliniště“. Třeboňsko je i mezinárodně významným územím z hlediska ornitologického (Important Bird Area podle ICBP, nyní BirLife International) (Hátle a kol., 1996)

Nejcennější části CHKO/BR jsou chráněny v síti 28 maloplošných chráněných území, z nichž 5 má status národní přírodní rezervace (Hátle a kol., 1996).

5.1.3 Geologická charakteristika

Třeboňská pánev vznikla v důsledku tektonických pohybů koncem druhohor jako rozsáhlá sníženina, v níž se uložily slabě zpevněné a nezpevněné křídové a terciérní sedimenty (Albrecht, 2003)

5.1.4 Sociodemografie oblasti

Původně močálovitá krajina byla kolonizována až od 12. století (Hátle a kol., 1996).

Třeboňsko se jeví být územím, kde problematika ochrany přírody nečeří hladinu veřejného mínění. „Střety“ mezi ochranou přírody a obcemi mají ve většině případů formu rutinní správní agendy. V žádném případě nemají charakter rozhodnutí fatálních pro jednu ze zúčastněných stran. Přestože mediální obraz vztahu mezi ochranou přírody a obcemi je „obohacen“ o problematiku provozu místních výrobních odvětví... Máme-li se pokusit o hypotézu, bude mít nejpravděpodobněji formu výroku, že za více než 20 let existence CHKO v území zřejmě došlo k tomu, že si „oba systémy na sebe zvykly“. (Těšitel a kol. 2005)

5.1.5 Současný management invazních rostlin

V současné době neprobíhá v CHKO Třeboňsko z ekonomických důvodů soustavné mapování invazních druhů rostlin. Ze stejných důvodů probíhá soustavná likvidace pouze u bolševníku. Dále jsou na území CHKO likvidovány křídlatky a akáty, ale u těchto druhů dochází k likvidaci pouze na vybraných, ochranně významných lokalitách a tam, kde se dá předpokládat jejich další nekontrolovatelné šíření. Ostatní druhy jsou v CHKO buď natolik rozšířené, že je jejich likvidace naprosto nemožná (netýkavka malokvětá a netýkavka žláznatá), nebo podle správy CHKO nepředstavují v současné době riziko z důvodu pomalého či žádného šíření a pouze malých lokálních populací (topinambur, janovec, lupina mnoholistá...). K eliminaci dubu červeného v lesních porostech dochází nepovolením jeho dalšího vysazování při schvalování nových hospodářských plánů. V současné době neprobíhá žádná preventivní kampaň (AOPK ČR a Správa CHKO Třeboňsko, 2008; Rektoris, 2012, pers.comm.).

V oblasti CHKO se v lesních porostech nachází duby červené. Tyto byly vysázeny v době, než správa CHKO získala pravomoc schvalovat lesní hospodářské plány. Lokální výskyt invazních rostlin je v mnoha případech způsoben drobnými zahrádkáři. Buď únikem ze zahrad, nebo vyvezením bioodpadu do volné krajiny. Výskyt topinamburů mohou zapříčiňovat myslivci, kteří je vysazují na políčkách jako krmivo pro zvěř. (Rektoris, 2012, pers. comm.)

6 Vlastní projekt

6.1 Mapování

6.1.1 Popis jednotlivých lokalit

6.1.1.1 Netýkavka malokvětá

- **č. 1 :**
řídce přerušovaný porost na okraji remízku, velikost 2; obr. 1
- **č. 2 :**
hustý porost na rozhraní lesa a pole, velikost 2
- **č. 3 :**
řídce přerušovaný porost u značené turistické trasy na břehu rybníka, přerušované, velikost 2

- **č. 4 :**
mezi značenou turistickou trasou a loukou, pod stromy a keři, šíře pásu max. 4 m s rozrůstáním do lesa, velikost 3; obr. 2
- **č. 5 :**
rozsáhlý nesourodý porost, který lze rozdělit na více částí s podobnými charakteristickými rysy
 - okolí slepých ramen Lužnice, středně hustý až hustý porost *Impatiens parviflora* v bylinném patře dominuje; obr. 4 a 5
 - břeh Lužnice, řídký až středně hustý porost
 - břeh rybníka Překvapil u značené turistické trasy a přilehlé remízky - přerušovaný řídký až středně hustý porost; obr. 6
 - porosty po celé délce železniční trati a v nejbližším okolí; obr. 7
 - středně hustý porost v lesích; obr. 8
 - hráz Pražského rybníka u značené turistické trasy
- **č. 6 :**
řídký porost u značené turistické trasy, velikost 1
- **č. 7 :**
řídký porost malých a slabých jedinců na břehu rybníka u značené turistické trasy a podél drobného toku, velikost 2
- **č. 8 :**
řídký porost u značené turistické trasy, velikost 1
- **č. 9 :**
středně hustý porost v lese u silnice (značené cyklotrasy), velikost 2
- **č. 10 :**
řídký porost v lese (duby, topoly, borovice), husté bylinné a keřové patro, velikost 3
- **č. 11 :**
řídký až středně hustý porost v lese u cesty, velikost 2; obr. 8
- **č. 12 :**
řídký porost na hrázi rybníka, velikost 2
- **č. 13 :**
několik velkých a silných rostlin v lese na mraveništi, řídký porost, velikost 2
- **č. 14 :**
středně hustý porost na okraji lesa, velikost 1

- **č. 15 :**
řídký porost v lese u značené turistické trasy, přerušovaný, velikost 2
- **č. 16 :**
řídký porost v lese u kraje značené turistické trasy, velikost 1
- **č. 17 :**
řídký porost na břehu rybníka Překvapil u značené turistické trasy, velikost 1
- **č. 18 :**
řídký porost u značené turistické trasy u rybníka, velikost 1
- **č. 19 :**
řídký porost v lese na břehu vodního toku, velikost 2
- **č. 20 :**
řídký přerušovaný porost mezi Pražským rybníkem a potokem (olše, vrby, černý bez) a na hrázi rybníka Rod pod dubem, velikost 3
- **č. 21 :**
břehy rybníků Pěšák, Baštýř, Pišmistr a Horák, okraj cesty (částečně značené jako turistická trasa), na hrázi hustý porost, v lese řídký, velikost 4
- **č. 22 :**
dvě rostliny, v lese pod olší u značené turistické trasy
- **č. 23 :**
řídký porost v lese, bez známek šíření do okolí, velikost 2
- **č. 24 :**
malé rostliny, hustý porost na zarostlé cestě v lese, velikost 3
- **č. 25 :**
řídký výskyt (hustota 0 – 19 ks/m²), v lese, šíření na přilehlou paseku, velikost 3
- **č. 26 :**
řídký až středně hustý porost pod stromy okolo potoka a okolo silnice, velikost 4; obr. 10
- **č. 27 :**
velmi řídký porost v lese, velikost 1
- **č. 28 :**
řídký porost na okraji silnice a paseky v lese, velikost 1
- **č. 29 :**
hustý porost u značené turistické trasy na hrázi rybníka Rod, velikost 1

- **č. 30 :**
řídký porost na okraji silnice a paseky – tři rostliny
- **č. 31 :**
řídký porost u lesní cesty, velikost 2
- **č. 32 :**
řídce podél lesní cesty, velikost 2
- **č. 33 :**
řídký souvislý porost v lese podél silnice a potoka velikost 4; obr. 11
- **č. 34 :**
středně hustý porost v lese na turistické trase, velikost 2
- **č. 35 :**
řídký porost v lese u kempu, velikost 3
- **č. 36 :**
15 ks/m², 1 m², kraj lesa
- **č. 37 :**
řídký porost na břehu Nežárky, velikost 3
- **č. 38 :**
řídký porost u silnice v lese, velikost 2
- **č. 39 :**
řídký porost v lese u cesty, velikost 2
- **č. 40 :**
řídký porost na okraji lesa u značené turistické trasy, velikost 2
- **č. 41 :**
velmi řídký porost v lese (smrk + semenáče javoru klenu) a na březích Nežárky, velikost 4
- **č. 42 :**
řídký porost v lese u značené turistické trasy, velikost 3
- **č. 43 :**
pět rostlin, v lese u značené turistické trasy

6.1.1.2 Vrbovka žláznatá

- **č. 101 :**
osm rostlin, doprovodný porost vodního toku

- **č. 102 :**
řidký porost podél toku, velmi řídkce i okolo, velikost 4
- **č. 103 :**
řidký porost v lučním porostu, v části plochy hnojiště, velikost 4; obr. 12
- **č. 104 :**
řidke podél toku, velikost 3
- **č. 105 :**
cca 20 ks, hráz rybníka
- **č. 106 :**
řidký porost u cesty, velikost 1
- **č. 107 :**
řidký porost v lese u cesty, velikost 1

6.1.1.3 Dub červený

- **č. 201 :**
mladý strom – výška cca 2,5 m, u značené turistické trasy na hrázi rybníka Krajina,
- **č. 202 :**
jeden semenáček, u značené turistické trasy – kraj lesa
- **č. 203 :**
jeden semenáček, v remízku u značené turistické trasy
- **č. 204 :**
jeden semenáček, u značené turistické trasy na hrázi Nového rybníka
- **č. 205 :**
jeden mladý strom (1,5 m výšky), u značené turistické trasy na hrázi Nového rybníka
- **č. 206 :**
jeden semenáček, břeh Nového rybníka u značené turistické trasy
- **č. 207 :**
jeden starý strom u cesty na hrázi mezi Novým rybníkem a rybníkem Překvapil;
obr. 13
- **č. 208 :**
dva stromy – cca 15 m a 4 - 5 m, v lese mezi tratí a Novým rybníkem
- **č. 209 :**
jeden vícekmenný strom + semenáčky na břehu rybníka u cesty – podmáčené místo,
vlastníkem pozemku je Pozemkový fond České republiky

- **č. 210 :**
čtyři semenáčky, u křižovatky lesních cest
- **č. 211 :**
šest semenáčků na okraji značené turistické trasy, ve smíšeném lese (borovice + duby)
- **č. 212 :**
dva semenáčky u cesty v borovicové monokultuře
- **č. 213 :**
jeden jedinec, v lese u silnice (značené jako cyklotrasa) mezi Valem a Vlkovem
- **č. 214 :**
skupina cca 70 ks v lese u silnice (značené jako cyklotrasa) mezi Valem a Vlkovem
- **č. 215 :**
skupina dospělých stromů s šířením podél lesní cesty
- **č. 216 :**
prakticky monokultura, řídce borovice lesní; obr. 14
- **č. 217 :**
cca $\frac{3}{4}$ porostu, zbytek borovice lesní, cca 50 x 50 m²
- **č. 218 :**
cca $\frac{1}{2}$ porostu, zbytek borovice lesní a buk
- **č. 219 :**
podél slepé polní cesty, 3 stromy + semenáčky
- **č. 220 :**
jeden výmladek (2 m) v aleji u značené turistické trasy
- **č. 221 :**
jeden starý strom, jeden výmladek ve stromořadí podél značené turistické trasy
- **č. 222 :**
pěstovaný monokulturní porost, cca 2200 m²
- **č. 223 :**
jeden strom u cesty na břehu rybníka Pěšák
- **č. 224 :**
jeden strom, u cesty na hrázi mezi rybníky Pěšák a Baštýř
- **č. 225 :**
okraj lesa u cesty, cca 40 stromů; obr. 15

- **č. 226 :**
tři stromy u cesty na hrázi mezi rybníky Pišmistr a Horák
- **č. 227 :**
dva dospělé a několik mladých stromů u značené turistické trasy na hrázi mezi rybníky Rod a Naděje
- **č. 228 :**
jeden strom cca 15 m, u značené turistické trasy u mostu přes Lužnici
- **č. 229 :**
pěstovaný monokulturní porost v jinak borovém lese; obr. 16
- **č. 230 :**
pěstovaný monokulturní porost v jinak borovém lese
- **č. 231 :**
pěstovaný monokulturní porost v jinak borovém lese
- **č. 232 :**
pěstovaný monokulturní porost v jinak borovém lese
- **č. 233 :**
skupinka cca 150 m² v borové monokultuře u značené turistické trasy
- **č. 234 :**
mladé stromy cca 200 m² v borové monokultuře
- **č. 235 :**
jeden semenáček v borové monokultuře; obr. 17
- **č. 236 :**
2 dospělé stromy u lesní cesty
- **č. 237 :**
30 m od lesní cesty skupinka stromů + semenáčky v okolí
- **č. 238 :**
12 stromů + semenáčky u lesní cesty
- **č. 239 :**
několik stromů u cesty u Nežárky poblíž tábořiště
- **č. 240 :**
jeden mladý strom v lese u vodního toku
- **č. 241 :**
cca 10 stromů na okraji značené turistické trasy v lese

6.1.1.4 Janovec metlatý

- **č. 301 :**
řídký porost podél lesní cesty, velikost 2
- **č. 302 :**
na kraji lesní cesty, velikost 2; obr. 18
- **č. 303 :**
jedna rostlina, v lese na kraji silnice
- **č. 304 :**
jeden keř u cesty, okraj lesní školky

6.1.1.5 Trnovník akát

- **č. 401 :**
zmlazující odumřelý strom + dospělý strom, u silnice mezi poli
- **č. 402 :**
jeden dospělý strom na návsi obce; obr. 19
- **č. 403 :**
několik dospělých stromů + výmladky, poblíž neobydleného statku u Lafa
- **č. 404 :**
cesta vedoucí od řeky Lužnice, pár dospělých + výmladky;
- **č. 405 :**
10 stromů + výmladky, okolo lesní cesty u řeky Lužnice
- **č. 406 :**
5 stromů, hodně výmladků, v lese u Lužnice
- **č. 407 :**
jeden velmi starý strom, 30 dospělých stromů a hustý porost výmladků, u značené turistické trasy na hrázi mezi rybníky Rod a Naděje; obr. 20
- **č. 408 :**
skupinka mladých stromů u značené turistické trasy na hrázi mezi rybníky Rod a Naděje
- **č. 409 :**
stromy + výmladky, u obytného stavení v blízkosti lesa, velikost 2
- **č. 410 :**
30 stromů, pás okolo silnice

6.1.1.6 Zlatobýl kanadský

- **č. 501 :**
hustý porost na okraji remízku u neobydlené usedlosti u Lafa, velikost 2; obr. 21
- **č. 502 :**
v doprovodném porostu Lužnice, velikost 1
- **č. 503 :**
jedna rostlina, v doprovodném porostu Lužnice na okraji remízku
- **č. 504 :**
hustý porost ostře ohraničený, u silnice mezi poli, velikost 1; obr. 22
- **č. 505 :**
hustý ostře ohraničený porost o rozloze velikosti 1, na zahradě u Nohavů

6.1.1.7 Netýkavka žláznatá

- **č. 601 :**
hustý lokální porost šířící se do okolí – les + podél Lužnice, velikost 2
- **č. 602 :**
hustý porost na okraji lesa (duby, smrky, osiky, olše) u Lužnice, velikost 2
- **č. 603 :**
přerušovaný, místy hustý porost podél toku Nežárky a na skládce inertního odpadu v blízkosti Nežárky, velikost 3; obr. 23
- **č. 604 :**
řídký porost u rozšířené části toku mezi trvalými travními porosty, velikost 2
- **č. 605 :**
středně hustý porost pod stromy (osika) na břehu toku v otevřené nelesní krajině, velikost 1
- **č. 606 :**
jedna rostlina, porost vodního toku
- **č. 607 :**
přerušovaný porost na okraji louky u vodního toku, velikost 2; obr. 24
- **č. 608 :**
středně hustý, přerušovaný porost, podél vodního toku na okraji pole a v porostu na okraji značené turistické trasy, velikost 3; obr. 25

- **č. 609 :**
místy velmi hustý porost, remízek + okolí značené turistické trasy, šíření pravděpodobně od Metelu, velikost 3
- **č. 610 :**
jedna rostlina na kraji lesní cesty
- **č. 611 :**
řídký porost na okraji remízku u Lužnice, velikost 2
- **č. 612 :**
středně hustý porost na březích Lužnice, velikost 2
- **č. 613 :**
středně hustý porost pod stromy u slepého ramena Lužnice, velikost 2
- **č. 614 :**
středně hustý porost u rybníka na okraji pole, velikost 2
- **č. 615 :**
řídký porost u slepého ramena Lužnice, velikost 2
- **č. 616 :**
hustý porost v prostoru mezi Pražským rybníkem a potokem (olše, vrby, černý bez), velikost 3
- **č. 617 :**
hustý porost, v lese na břehu Lužnice, velikost 2
- **č. 618 :**
hustý porost, v lese na břehu Lužnice, velikost 3
- **č. 619 :**
podél drobného vodního toku, riziko šíření po proudu do přilehlých rákosin, velikost 3; obr. 26
- **č. 620 :**
hustý porost na rozhraní lesa, Nežárky a vlhké louky, velikost 3; obr. 27
- **č. 621 :**
středně hustý porost, na rozhraní lesa a vlhké louky, velikost 2
- **č. 622 :**
plošný porost s největší hustotou na březích Nežárky a okolo silnice, velikost 4
- **č. 623 :**
přerušovaný středně hustý porost u značené turistické trasy v lese v blízkosti Nežárky a tábořiště, velikost 3; obr. 28

- **č. 624 :**
přerušovaný středně hustý porost na břehu Nežárky na okraji vlhké louky, velikost 3
- **č. 625 :**
středně hustý porost, podél značené turistické trasy na kraji lesa u statku, velikost 2
- **č. 626 :**
řídký porost podél potoka na rozhraní louky a sadu, velikost 2
- **č. 627 :**
hustý přerušovaný porost podél Nežárky u tábořiště, velikost 3; obr. 29
- **č. 628 :**
řídký porost u lesní cesty poblíž kempu, velikost 2
- **č. 629 :**
řídký porost, rozhraní remízku a louky u plotu zahrady, velikost 2
- **č. 630 :**
středně hustý přerušovaný porost na březích Nežárky, velikost 3

6.1.1.8 Turanka kanadská

- **č. 701 :**
řídký až hustý porost na vlhké louce u značené turistické trasy, velikost 4;
obr. 30

6.1.1.9 Lokality s více druhy

- **č. 801 :**
lokalita podél značené turistické trasy vedoucí z obce Hamr; nacházejí se zde výmladky trnovníku akátu, který se šíří právě z Hamru, dva stromy dubu červeného s výmladky, plošně netýkavka žláznatá a řídce netýkavka malokvětá, velikost 3
- **č. 802 :**
na skládce inertního odpadu a bioodpadu u drobné vodní plochy se vytvořilo ruderalní společenstvo, v němž převládají kromě původních kopřiv dvoudomých a pelyňku černobýlu také nepůvodní netýkavka malokvětá, netýkavka žláznatá, turanka kanadská, zlatobýl kanadský a topinambur hlíznatý; lokalita se nalézá u značené turistické trasy, velikost 4; obr. 31 a 32
- **č. 803 :**
přerušované až souvislé porosty netýkavky malokvěté a netýkavky žláznaté podél toku Nežárky a v borovém lese u kempu, velikost 4

- **č. 804 :**
přerušovaný porost netýkavky malokvěté a netýkavky žláznaté na rozhraní lesa a louky, velikost 2
- **č. 805 :**
lokalita s výskytem výmladků trnovníku akátu a stromů a výmladků dubu červeného v lese na břehu Lužnice, velikost 2
- **č. 806 :**
řídký až středně hustý přerušovaný porost netýkavky malokvěté a hustý porost netýkavky žláznaté na břehu vodního toku na podmáčeném terénu v lese (olše, smrky a břízy); ostrou hranici výskytu obou netýkavek tvoří suché koryto na východní straně, za kterým se mění druhová skladba lesa (smrky, borovice), velikost 4; obr. 33
- **č. 807 :**
přerušovaný porost netýkavky žláznaté a netýkavky malokvěté na břehu Nežárky, velikost 4
- **č. 808 :**
porost netýkavky žláznaté a netýkavky malokvěté podél silnice a břehů Nežárky, velikost 4;
obr. 34
- **č. 809 :**
řídký porost netýkavky malokvěté a netýkavky žláznaté v okolí vodního toku ve starém smíšeném lese (smrky, duby), velikost 3
- **č. 810 :**
středně hustý porost netýkavky malokvěté a hustý porost netýkavky žláznaté v lese podél Nežárky, velikost 4; obr. 35

6.1.2 Shrnutí výskytu invazních rostlin

V řešeném území se na 151 lokalitách vyskytuje 9 ze sledovaných invazních druhů, a to netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), vrbovka žláznatá (*Epilobium ciliatum*), turanka kanadská (*Conyza canadensis*), topinambur hlíznatý (*Helianthus tuberosus*), janovec metlatý (*Cytisus scoparius*), dub červený (*Quercus rubra*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*). Nejrozšířenější jsou v území oba druhy netýkavek a dub červený. Nejvíce invadovaných lokalit se nalézají na březích řeky Lužnice, v okolí jejích slepých ramen, v blízkosti rybníční soustavy na západě a podél řeky Nežárky na východě.

6.1.2.1 Rozšíření netýkavky malokvěté

Netýkavka malokvětá se vyskytuje na 52 lokalitách, z toho na 43 lokalitách samostatně, zbylých 9 lokalit obsazuje spolu s netýkavkou žláznatou, případně i dalšími invazními druhy.

Je nejhojnější na březích Lužnice, v okolí jejích slepých ramen a v blízkosti rybníční soustavy na západě území. Další větší množství lokalit se nachází na březích Nežárky, její výskyt zde však již není tolik rozsáhlý. Naproti tomu ve střední zalesněné části území se netýkavka malokvětá objevuje jen řídce, a to přesto, že je toto území protkáno systémem kanálů a mnoha cest. V nelesním území se pak nevyskytuje prakticky vůbec – s výjimkou lokality č. 802, kde roste spolu s dalšími invazními druhy na skládce inertního odpadu a bioodpadu.

Botanická mapa obr. 37

Z 33 populací nalézajících se v bezprostřední blízkosti cest a silnic je 21 u značených turistických nebo cyklistických tras.

6.1.2.2 Rozšíření vrbovky žláznaté

Vrbovka žláznatá se na území vyskytuje na sedmi lokalitách, z nichž tři největší (102, 103 a 104) se nacházejí ve střední, nelesní části řešeného území. Zároveň čtyři ze sedmi území leží v bezprostřední blízkosti vodního toku nebo vodní plochy, zbývající tři se pak nachází blízko cest.

Botanická mapa obr. 38

6.1.2.3 Rozšíření dubu červeného

Dub červený se v řešeném území vyskytuje na 43 lokalitách, z toho na 41 lokalitách samostatně, na dvou s trnovníkem akátem, přičemž v jednom z těchto dvou případů i s oběma druhy netýkavek.

Jeho výskyt je zřetelně častější v okolí rybníční soustavy a v lesích na západě území. Z uspořádání některých lesních porostů (např. 216 – 218, 222, 229 – 232) je evidentní, že byly vysázeny jako produkční dřeviny.

37 populací se nachází v bezprostřední blízkosti cest a silnic, 16 z nich je u značených turistických nebo cyklistických tras.

Botanická mapa obr. 39

6.1.2.4 Rozšíření janovce metlatého

Janovec metlatý se zde vyskytuje na čtyřech lokalitách. Jedná se buď o jediný exemplář, nebo řídký porost podél lesních cest. Ani jedna z těchto cest není značenou turistickou nebo cyklistickou trasou.

Botanická mapa obr. 40

6.1.2.5 Rozšíření trnovníku akátu

Trnovník akát se v řešeném území nalézá na 12 lokalitách, z toho na 10 lokalitách samostatně, na dvou se vyskytuje s dubem červeným, z toho v jednom případě i s oběma druhy netýkavek.

Velká část populací se nalézá v doprovodných porostech řeky Lužnice (5 lokalit ze zmíněných 12). U čtyř lokalit lze vyzorovat spojitost s lidskými sídly (402 – náves Valu, 801 – v aleji u stavení u obce Hamr, 403 - „u Lafa“, 409 – u statku „Pávek“). Lokalita s nejhustším porostem se nachází na hrázi mezi rybníky Rod a Naděje, kde dochází k nekontrolovanému růstu výmladků.

Botanická mapa obr. 41

6.1.2.6 Rozšíření zlatobýlu kanadského

Zlatobýl se v území vyskytuje na šesti lokalitách.

Dvě z těchto lokalit jsou v bezprostřední blízkosti lidských sídel (501 – „u Lafa“, 505 – „u Nohavů“), další tři lokality (502, 503 a 504) jsou od sídel vzdáleny do 200 m. Poslední populace (802) se nalézá spolu s dalšími invadery na skládce inertního odpadu a bioodpadu. Tři lokality se nachází v blízkosti vodních toků, dvě jsou v blízkosti cest.

Botanická mapa obr. 42

6.1.2.7 Rozšíření netýkavky žláznaté

Netýkavka žláznatá se vyskytuje na 39 lokalitách, z toho na 30 lokalitách samostatně, na zbylých 9 lokalitách se nachází spolu s netýkavkou malokvětou a případně i s dalšími invazními druhy.

Na rozdíl od netýkavky malokvěté je její výskyt na východě území na březích Nežárky častější než na západě podél Lužnice. Podobně jako netýkavka malokvětá, i netýkavka žláznatá se ve středu území vyskytuje zřídka než v blízkosti obou řek. Na severozápadě území se však vyskytuje poměrně hojně i v nelesních oblastech, a to v doprovodných a břehových porostech vodních kanálů v blízkosti Nežárky.

11 ze všech 39 lokalit se nachází poblíž cest a silnic. Šest z nich jsou značené turistické nebo cyklistické trasy.

Botanická mapa obr. 43

6.1.2.8 Rozšíření turanky kandské

Conyza canadensis se na území vyskytuje na dvou lokalitách – na lokalitě č. 802 spolu s dalšími invazními druhy a na blízké louce (701).

Botanická mapa obr. 44

6.1.2.9 Rozšíření topinamburu hlíznatého

Topinambur se vyskytuje pouze na jedné lokalitě, a to nikoli samostatně, ale spolu s dalšími invazními rostlinami.

Botanická mapa obr. 45

6.1.3 Návrh likvidace invazních druhů a managementových opatření na zasažených lokalitách

6.1.3.1 Likvidace netýkavky malokvěté

Velká rozloha populací netýkavky malokvěté a poloha některých z nich na břehu řek Lužnice a Nežárky má za následek to, že pokusy o naprostou eradikaci všech populací v řešeném území by byly mimořádně nákladné a s naprostou jistotou z dlouhodobého hlediska neúspěšné.

Jako vhodná se jeví likvidace lokálních populací, které se nacházejí v málo zasaženém území (tedy lokality č. 12, 14, 22, 28, 30 a 31), a to vytrháváním rostlin, případně sečí v průběhu května a června před dozráním semen a následným odvozem biomasy. Lokality je třeba zkontrolovat ještě alespoň jedenkrát ve stejné vegetační sezóně a případně zlikvidovat nově vzrostlé rostliny. Kontrolu lokalit a likvidaci rostlin je nutné provádět i v dalších letech. Toto opatření by mělo pomoci zabránit šíření *Impatiens parviflora* do méně zasažených oblastí.

Stejná metoda by byla vhodná pro lokality 23, 24, 25, 26, 27 v tom případě, že se nebudou vyskytovat žádné netýkavky malokvěté proti proudu toku, na kterém se nachází lokalita 26 mimo katastrální území obce Val.

Vzhledem k dotaci semen z lokalit ležících proti proudu řek Lužnice a Nežárky a populací ležících v blízkosti železniční trati, silnic, cyklostezek a turistických cest mimo řešené území, nemá smysl se u zbylých lokalit pokoušet o jejich úplnou likvidaci.

Pravidelná seč (započatá v květnu a opakující se každý měsíc) porostů v bezprostřední blízkosti cest na březích rybníků Překvapil, Pražský, Rod, Pěšák, Baštýř, Pišmistr a Horák by však měla omezit šíření semen do dalších lokalit na podrážkách a oděvech chodců a cyklistů.

Vhodnou se zdá také každoroční seč podrostu lesů v blízkosti slepých ramen Lužnice (část porostu č. 5). Porost sice nezlikviduje, dá však prostor dalším bylinným druhům, které jsou v současné době agresivní netýkavkou malokvětou vytlačeny.

6.1.3.2 Likvidace vrbovky žláznaté

Tři nejmenší porosty (101, 106 a 107) je vhodné likvidovat vytrháváním rostlin. Likvidace by měla proběhnout poprvé v červenci, následně je pak nutná a pak každoměsíční kontrola lokality s případnou likvidací nových rostlin, a to až do konce září.

U porostu č. 103 se jako vhodný postup jeví odstranění hnojiště z lokality. Tím dojde k poklesu živin v půdě. Dále se dá poměr rostlinných druhů na lokalitě změnit ve prospěch původních druhů dlouhodobou pastvou ovcí kombinovanou s vysekáváním nedopasků.

U lokalit 102 a 104 se zdá nejvhodnějším postupem nezasahování do stávajících porostů a zachování současného managementu lokalit. V obou případech je okolní porost velmi hustý a nenechá tak vrbovce prostor k nekontrolovanému šíření. I zde je však vhodné provádění pravidelných kontrol a případný zásah v podobě častější seče v případě, že se vrbovka začne příliš rozrůstat.

6.1.3.3 Likvidace dubu červeného

Nelze očekávat, že by vlastník lesa (Lesy České republiky) u pěstovaných porostů (lokality č. 214 – 218, 222, 229 – 234) přistoupil k těžbě dřívě, než porost dosáhne mytního věku. A to ani v případě částečné kompenzace finanční ztráty. Pokud by však byla předčasná těžba možná, nejlepším způsobem by bylo zatření ran koncentrovaným herbicidem ihned po těžbě. Vhodná je následná výsadba domácích listnatých dřevin, například dubu letního.

Vysekávání jednotlivých semenáčků a mladých stromů v lesním porostu (lokality č. 210 – 213, 235, 240) a malých skupin stromů (č. 237, 238, 241) je možné se souhlasem vlastníka lesa, případně tyto jedince odstraní sám vlastník při probírce lesa. Opět je třeba - kromě semenáčků - aplikovat na řeznou plochu herbicid.

Stejnou metodou by mělo být naloženo i s dalšími porosty. U jedinců rostoucích na hrázi rybníka je však třeba ponechat co nejnižší pařez. Navíc je třeba u všech porostů v přímé blízkosti vodních ploch a toků zajistit kvalifikovaný dozor pro práci s herbicidem.

Na lokalitách, kde bylo káceno větší množství stromů, je zapotřebí provést výsadbu nového

porostu, a to nejlépe původních listnatých dřevin. U břehových i hrázových porostů jsou vhodné např. jilm vaz nebo dub letní.

U všech lokalit je vhodná kontrola jednou ročně a případná mechanická likvidace semenáčků a výmladků. U lokalit s nově realizovanou výsadbou je třeba několikrát v sezóně mechanicky likvidovat buřeň.

6.1.3.4 Likvidace janovce metlatého

Janovec není v území příliš rozšířený, a tak by jeho likvidace neměla představovat problém. Na všech lokalitách je doporučeným postupem řez spojený s natřením ran herbicidem. Vhodná je kontrola zasažených lokalit jednou za 2 – 3 roky.

6.1.3.5 Likvidace trnovníku akátu

Na lokalitách 401 a 402 (obr. 20) je v současné době jakýkoliv zásah nevhodný. Pravidelné sekání trávy v okolí akátů zamezuje růstu výmladků. Je však třeba zasáhnout ve chvíli, kdy by současná péče přestala být prováděna, nebo pokud by po případném pokácení stromu začalo docházet k růstu „akátové houštiny“. V případě nutnosti kácení by bylo vhodné načasování na srpen a září a následné zatření pařezu koncentrovaným herbicidem.

Na lokalitách 405 a 406, které nejsou v blízkosti cest a silnic, je nejvhodnějším řešením částečné obobrování stromů a jejich ponechání až do úplného úhynu. Vzhledem k blízkosti řeky není rozumné provádět postřik na list u výmladků. Lepší variantou je jejich částečné obobrování v dalších letech, případně jejich mechanická likvidace a následné zatření ran herbicidem.

Na lokalitách 403, 404, 409 a 410 se ukazuje jako vhodné řešení částečné obobrování stromů a jejich skácení po vyčerpání živin z kořenů, dříve než strom začne být pro svůj stav nebezpečný. Na těchto lokalitách lze také provést postřik na list u výmladků.

Lokalita 407 a 408 se nacházejí u cesty na hrázi rybníků, nejvhodnější způsob likvidace je proto mechanická likvidace všech stromů i výmladků s ponecháním co možná nejnižších pařezů a natření řezných ploch málo ředěným herbicidem. Vhodná je brzká výsadba jiných zpevňujících dřevin, například dubu letního.

U všech lokalit je nutná pravidelná kontrola jednou ročně a likvidace případných výmladků dle prvotního postupu. V lokalitách s nově realizovanou výsadbou je třeba několikrát v sezóně mechanicky likvidovat buřeň.

6.1.3.6 Likvidace zlatobýlu kanadského

Na všech lokalitách se jeví jako nejvhodnější postup pravidelná seč kombinovaná s postřikem herbicidy. Nejlepším obdobím je konec července před začátkem kvetení. Vhodná je následná každoroční kontrola lokalit.

6.1.3.7 Likvidace netýkavky žláznaté

Umístění a rozloha porostů netýkavky žláznaté nedávají možnost úplně zlikvidovat její populaci v řešeném území.

U lokality 603 je však třeba odstranit inertní odpad, který je na jednom místě navezen.

Možným způsobem likvidace je vytrhání porostů *Impatiens glandulifera* a následně odvezení vzniklé biomasy, dlouhodobý efekt je však více než nepravděpodobný a vzhledem k rozloze porostů je tento postup finančně velmi náročný.

6.1.3.8 Likvidace turanky kanadské

Nejvhodnějším postupem k potlačení turanky kanadské s výskytem na lokalitě č. 701 se zdá být dlouhodobá pastva ovcí s pravidelným sečením nedopasků, případně samotná seč opakovaná dvakrát měsíčně. Oba tyto postupy je nutno aplikovat po dobu několika let. Měla by se tak snížit hustota výskytu *C. canadensis* na lokalitě a při případném upuštění od zmíněných managementových opatření by mělo být možné zlikvidovat zbytky populace vytrháváním.

6.1.3.9 Lokality s více invazními druhy

Na lokalitách, kde rostou společně pouze oba druhy netýkavek - *Impatiens glandulifera* a *Impatiens parviflora* (803, 804, 806, 807, 808, 809 a 810), nemá smysl se o likvidaci porostů pokoušet. Přesto, pokud by takové snahy byly, je nutné u populací 803, 806, 807, 808 a 810 začít proti proudu Nežárky, aby nebyla na dané lokality stále znovu snášena proudem. Vhodným způsobem likvidace je vytrhávání rostlin nebo seč s odvozem biomasy, a to pravidelně dvakrát měsíčně od počátku června do konce října. Ekonomické náklady by byly při takovém pokusu velmi vysoké a výsledek stejně nejistý.

Výskyt invazních druhů na lokalitě 801 lze řešit pokácením dubů červených a akátů spojeným s natřením pařezů herbicidem a postřikem na list u výmladků. Chybějící stromy v aleji by bylo vhodné doplnit novou výsadbou např. dubu letního, který je již ve stromořadí zastoupen. Výskyt netýkavek lze omezit opakovanou sečí porostu kolem cesty spojenou s odvozem biomasy. Ta by mělo zároveň pomoci omezit výmladky trnovníku akátu i dubu

červeného. Následně je třeba po dobu prvních tří až pěti let několikrát v sezóně mechanicky likvidovat buřeň v okolí nové výsadby.

U lokality 802 je třeba zvolit důkladné řešení stávající situace. To by mělo spočívat v odvozu vrchní vrstvy zeminy a veškeré bylinné biomasy, dále ve zjištění rozsahu skládky a její následné sanaci, nebo v případě zjištění, že se jedná pouze o inertní materiál, případně bioodpad, její uzavření. Úpravy by měly pokračovat výsadbou nových dřevin (dub letní, olše lepkavá, jilm vaz), pokud by tyto musely být pokáceny při sanaci skládky, výsadbou křovinných porostů (keřovité vrby, líska obecná) a zatravnění zbylé plochy. Následně je třeba po dobu prvních tří až pěti let několikrát v sezóně mechanicky likvidovat buřeň.

Výskyt dubu červeného a trnovníku akátu na lokalitě 805 lze řešit pokácením dospělých stromů a mechanickou likvidací výmladků spolu s natřením řezných ran herbicidem. Následně je zapotřebí lokalitu pravidelně jednou za několik let kontrolovat a případné výmladky znovu likvidovat.

6.1.4 Osvěta

Osvěta je jedním z nejnázve proveditelných preventivních opatření.

Může probíhat například formou letákové kampaně, kdy budou na letácích zajímavou formou představeny invazní rostliny dané oblasti a rizika spojená s jejich šířením. Letáky následně mohou být distribuovány sítí infocenter CHKO a dodány i na obecní úřady příslušných obcí, případně do místních mysliveckých spolků, zahrádkářských kolonií a v území hospodařícím organizacím, jejichž činnost se jakkoliv týká této problematiky a které mohou šíření invazních rostlin ovlivňovat jak pozitivně, tak i negativně.

Další možností je tvorba informačních tabulí, které budou návštěvníky o problematice informovat přímo na lokalitách s výskytem invazních rostlin, nebo tam, kde již dochází k nápravě.

6.1.5 Ekonomický aspekt

Na likvidaci invazních rostlin a podporu původních druhů lze získat dotace z několika zdrojů.

Prvním z nich je dotace Státního fondu životního prostředí z Operačního programu Životní prostředí pro podnikatele Prioritní osa 6 - Zlepšování stavu přírody a krajiny Oblast podpory 6.2 - Podpora biodiverzity, kterou mohou získat podnikatelské subjekty.

Druhým je Operační program Životní prostředí pro neziskové organizace 6.2 Podpora biodiverzity - Regulace a likvidace populací invazních druhů rostlin a živočichů, o kterou

mohou zažádat občanská sdružení, obecně prospěšné společnosti, nadace a nadační fondy nebo církve a náboženské společnosti.

Lze žádat o podporu z Finančního mechanismu EHP a Norského finančního mechanismu v programu CZ02 Biodiverzita a ekosystémové služby / Monitorování a integrované plánování a kontrola v životním prostředí / Adaptace na změnu klimatu.

Další možností, kde získat dotace na likvidaci invazních druhů, je Program péče o krajinu Ministerstva životního prostředí.

Pro lokality, na kterých je jedním z navrhovaných opatření dlouhodobá pastva, či pravidelná seč, lze žádat o dotaci z Ministerstva zemědělství – Program rozvoje venkova ČR – Osa II - Agroenvironmentální opatření (II. 1.3)

6.1.6 Praktické aspekty

Před započítáním jakýchkoliv prací na zasažených lokalitách je nutné mít svolení vlastníka nebo uživatele (nájemce) daných lokalit. V řešené oblasti neproběhly pozemkové úpravy (současný stav oblasti „u Lafa“ na obr. 1) a tak může být získání souhlasu zainteresovaných stran dlouhodobou záležitostí.

7 Diskuse

Na 151 lokalitách řešeného území bylo zjištěno 9 ze sledovaných invazních druhů, a sice netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), vrbovka žláznatá (*Epilobium ciliatum*), turanka kanadská (*Conyza canadensis*), topinambur hlíznatý (*Helianthus tuberosus*), janovec metlatý (*Cytisus scoparius*), dub červený (*Quercus rubra*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*).

Je doporučováno řešit šíření nepůvodních rostlin v době, kdy invaze nejsou ještě velkých rozměrů, jako nejméně nákladná a náročná se jeví prevence (Pyšek, 2005; Křivánek, 2004a).

Přestože v Plánu péče se navrhuje mimo jiné jako opatření v boji s invazními rostlinami monitoring výskytu invazních a expanzivních druhů rostlin na celém území CHKO (AOPK ČR a Správa CHKO Třeboňsko, 2008), k aktivnímu monitoringu v praxi nedochází z finančních důvodů, a zjišťování stavu probíhá mimovolně při jiných činnostech v území (Rektoris, 2012, pers.comm.). Lze předpokládat, že nejen v tomto bodě by alespoň částečně mohla pomoci navrhovaná osvětová kampaň.

Tato kampaň by také mohla přispět k bližší a ochotnější spolupráci a k zájmu o tuto problematiku ze strany podnikatelských subjektů hospodařících v daném území.

Pravděpodobně by se tak mohlo předejít např. situaci, která vznikla na hrázi mezi rybníky

Rod a Naděje, kde po zásahu a obnově hrázového porostu začal velmi silně zmlazovat trnovník akát (obr. 21).

Z hlediska počtu lokalit je nejvíce rozšířená netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*).

Velká část populací se nalézá podél cest (33 z celkového počtu 52), z nichž 64 % je značenými turistickými trasami nebo cyklostezkami. Dá se z toho usuzovat na závislost rychlosti šíření *I. parviflora* na frekvenci využívání těchto cest a potvrzení této teorie by mohlo napomoci při rozhodování o likvidaci některých populací. V této oblasti je však potřeba ještě další zkoumání, než bude možno teorii potvrdit nebo vyvrátit.

Odvoz biomasy po seči či vytrhávání je zde navrhován z důvodu blízké příbuznosti s *Impatiens glandulifera*, u které je známa regenerace z lodyžních uzlů (Křivánek a kol., 2004).

Shodně s údaji v literatuře (Křivánek a kol., 2004) se nepředpokládá, že by bylo možné účinně a dlouhodobě zlikvidovat velké populace této rostliny. U velkých populací je problémem i technické provedení samotné likvidace, pokud by tato měla proběhnout. Většina populací se nachází v lese, kde je případná seč velmi těžko proveditelná, ruční vytrhávání rostlin by bylo časově příliš náročné, plošné použití herbicidů je nepředstavitelné a pastva je v ČR v lese zakázána (289/1995 Sb. Zákon o lesích). I z těchto důvodů je v práci navržena likvidace jen několika malých populací (do velikosti 2).

Druhem s druhým největším počtem lokalit je dub červený (*Quercus rubra*).

Jeho výskyt v lesích, kde je pěstován, má počátky v době, kdy hospodářský plán lesa ještě nemusela schvalovat správa CHKO (Rektoris, 2012, pers. comm.). Zároveň byl dříve vysazován jako hrázový porost (AOPK ČR a Správa CHKO Třeboňsko, 2008). Obojí v současné době napomáhá jeho šíření jak v lesích, tak na březích a hrázích vodních ploch. Problém při jeho likvidaci způsobuje fakt, že Správa CHKO nemá pravomoc nakázat odstranění stávajících porostů vlastníkům daných pozemků (většinou Lesy ČR a Rybářství Třeboň Hld. a.s.), proto i při průběžné likvidaci náletů a nežádoucích porostů bude dále docházet k jejich šíření a situace se tak stává v podstatě neřešitelnou.

V současné době plánované vysazování dubu červeného v CHKO nesmí být povolováno (zákon č. 114/1992 Sb.).

Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) je dalším z druhů s hojným výskytem v řešeném území.

Její likvidace je v podstatě nemožná vzhledem ke stálé dotaci území semeny z lokalit nacházejících se proti proudu Nežárky a Lužnice a síti kanálů protkávajících celé území CHKO Třeboňsko. Její potlačení ztěžuje i fakt, že velká část ploch, na kterých se vyskytuje je pro techniku těžko přístupná (břehy řek apod.), a také vysoká produkce semen (Beerling and Perrins, 1993), která způsobuje, že už jen několik málo přehlédnutých rostlin je schopno obnovit znovu porost v řešené lokalitě. Likvidace za pomoci plošného postřiku herbicidem je vzhledem k častému výskytu porostů v bezprostřední blízkosti řek a dalších vodních toků naprosto nepřijatelná.

V současné době nepanuje shoda v otázce jejího působení na okolní porosty. Některé práce ji uvádějí jako svému okolí škodlivou (Černý a kol., 1998; Chittka and Hubland, 2001; Mlíkovský a Stýblo, 2006), jiné ji pokládají naopak za druh neškodný (Sádlo a Pyšek, 2004; Křivánek a kol., 2004; Hejda and Pyšek, 2006). Z toho vyplývá, že není zcela jasné, nakolik je likvidace jejích porostů vůbec důležitá a vhodná.

Trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) se v řešeném území nachází často v blízkosti vodních toků a ploch, což velmi omezuje možnost využití postřiku herbicidem na list, z důvodu rizika znečištění vod herbicidem. I na těchto lokalitách je však možné provádět zatírání ran po kácení herbicidem s vysokou koncentrací.

Možnosti likvidace akátu jako je kroužkování a pytlování jsou zajímavé, technicky proveditelné však spíše až u dospělých stromů a neřeší tak problém výmladků. Pastva koz je oproti tomu vhodná na potírání výmladků tam, kde již byly pokáceny dospělé stromy, smysl má však na větších plochách akátin, které se v řešeném území nenacházejí.

Jako nejvhodnější se tak pro většinu řešených porostů akátu jeví kácení spolu s mechanickým odstraněním výmladků a zatření ran koncentrovaným herbicidem.

Na dvou lokalitách bylo doporučeno ponechání stávajícího stavu. Stromy na těchto lokalitách jsou staré, dva z nich už jeví známky odumírání a není problém se šířením do okolí, proto se likvidace těchto stromů nezdá být odůvodněná. I přesto je nutné lokality sledovat a včas zasáhnout při případných změnách.

Janovec metlatý (*Cytisus scoparius*) je na části našeho území původní (Křivánek a kol., 2004; Mlíkovský a Stýblo, 2006) a nachází se v post-invazní fázi (Mlíkovský a Stýblo, 2006).

V řešeném území se vyskytuje na 4 lokalitách v blízkosti lesních cest. Ani na jedné lokalitě není porost janovce rozsáhlý a nad ostatními druhy nedominoje, ale porost pouze doplňuje.

Proto se zdá, že jeho likvidace není nezbytně nutná. Bylo by však vhodné uvážit vývoj jeho výskytu na celém Třeboňsku, aby se předešlo případným nepříjemným zvrátům ve stávající situaci.

U vrbovky žláznaté (*Epilobium ciliatum*) nebylo v literatuře nalezeno nic o postupu vhodné likvidace, kromě zmínky o možné rezistenci vůči triazinovým herbicidům (Mikulka a Chodová, 1998) a doporučení seče jako metody boje proti vrbovce žláznaté spolu se zmínkou o jeho neúčinnosti (Křivánek a kol., 2004).

V práci bylo na lokalitách s výskytem několika kusů doporučeno vytrhávání rostlin, protože lze předpokládat, že seč je neúčinná vzhledem ke schopnosti šířit se oddenky, která byla zmíněna v některých pracích (Křivánek a kol., 2004).

Na jedné lokalitě (103) byly navrženy postupy na hraně mezi běžným způsobem biologické likvidace invazních rostlin (pastva kombinovaná s vysekáváním nedopasků) a EBIPM snížením přísunu živin do půdy (odstranění hnojiště z lokality). Nedá se předpokládat, že navržený postup *Epilobium ciliatum* na lokalitě zcela zlikviduje, ale mělo by dojít ke značné změně druhového složení na lokalitě směrem k vhodnějším druhům a k větší ekologické stabilitě společenstva.

U dvou porostů se jeví jako nejvhodnější zachování stávajícího managementu, protože v porostu nedominuje, vytrhávání je v daném porostu prakticky neproveditelné a častá seč se nezdá být vhodná vzhledem k ostatním druhům na lokalitách.

O likvidaci turanky kanadské (*Conyza canadensis*) v literatuře není mnoho zmínek. Lze se dozvědět jen to, že je naprosto nevhodné pokoušet se ji likvidovat za pomoci herbicidů (Mikulka a Chodová, 1998; Stýblo a Mlíkovský, 2006; Hamouzová et al., 2009), a proto je vhodné hledat jiné způsoby. Její vysoká plodnost (Holm a kol., 1997) a schopnost semen šířit se na dlouhé vzdálenosti (Holm a kol., 1997; Dauer et al., 2007) z ní dělají vhodného kolonizátora nových lokalit. Není však známo výrazné negativní působení na okolní vegetaci, kromě možnosti vzniku mezirodového křížence s *Erigeron acris* (Šída, 2004). V jejím případě tedy v navrhovaných opatřeních nejde ani tak o její naprostou likvidaci, jako o zamezení dalšího šíření. Tomu také odpovídá navržené opatření, jež by mělo podpořit zastoupení vytrvalých druhů na lokalitě a snížit plodnost turanky kanadské.

Ze všech zasažených lokalit výrazně vystupuje lokalita č. 802 (obr. 31 a 32), na které vyskytuje dokonce 5 druhů invazních rostlin.

Zde se však nejedná jen o nutnost likvidace těchto rostlin, ale o potřebu rekultivace celé lokality, která vznikla na skládce inertního odpadu a bioodpadu. Pro stanovení dalších kroků na lokalitě je třeba hlubšího průzkumu tělesa skládky a zjištění, zda jde o pouhou povrchovou navážku inertního odpadu a bioodpadu, nebo zda skládka zasahuje pod úroveň terénu a obsahuje i jiné materiály. Podle výsledku je třeba rozhodnout o uzavření skládky, případně o její celkové asanaci a úpravách stávající vodní plochy. To však už není předmětem této práce.

8 Závěr

V území bylo nalezeno devět ze sledovaných invazních druhů na 151 lokalitách. Druhy, které se zde vyskytují, jsou netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), vrbovka žláznatá (*Epilobium ciliatum*), turanka kanadská (*Conyza canadensis*), topinambur hlíznatý (*Helianthus tuberosus*), janovec metlatý (*Cytisus scoparius*), dub červený (*Quercus rubra*), trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a zlatobýl kanadský (*Solidago canadensis*). Nejrozšířenější z nich je netýkavka malokvětá.

U většiny porostů netýkavky malokvěté a netýkavky žláznaté bylo vzhledem k nerealizovatelnosti jejich eradikace doporučeno pouze monitorování stávajícího stavu. U ostatních druhů jsou navrženy vhodné metody jejich likvidace a následného managementu včetně obnovy lokalit, pokud je tato nutná.

Práce může být podkladem pro likvidaci invazních rostlin nejen v řešeném území, ale i na dalších lokalitách s podobnými charakteristickými rysy.

9 Literatura

Albrecht, J. 2003. Českokobudějovicko. In: Mackovčín, P. a Sedláček, M. (eds.). Chráněná území ČR, svazek VIII. Praha. p. 808. ISBN 80-86064-65-4.

Beerling, D. J. , Perrins, J.M. 1993. *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). Journal of Ecology 81: 367-382.

Berchová-Bímová, K., Mandák, B.: Všechno zlé je k něčemu dobré: evoluce křídlatek (*Fallopia*) v sekundárním areálu. In: P. Pyšek, M. Chytrý, L. Moravcová, J. Pergl, I. Perglová, K. Prach, H. Skálová (eds.). Zprávy České botanické společnosti, Materiály 23, Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management, Konference ČBS 30.11. – 1.12.2007 Praha. Praha. 121 – 140. ISBN 80-86632-11-3, ISSN 1212-3323

Bulíř, P., Škorpík, M. 1987. Rozptýlená zeleň v krajině: Typologie, rozšíření, navrhování, zakládání a pěstování. Průhonice: Výzkumný a šlechtitelský ústav okrasného zahradnictví, Praha. 110 s.

Call, L. J. 2002. Analysis of intraspecific and interspecific interaction between invasive exotic tree- of – heaven (*Ailanthus altissima* (Miller) Swingle) and the native invasive black locust (*Robinia Pseudoacacia* L.). Master Thesis in biology. Virginia, USA, p. 80.

Coombe, D.E. 1956. Biological flora of British Isles: *Impatiens parviflora* DC. Journal of Ecology 44: p. 707-713.

Černý, Z., Neruda, J., Václavík, F. 1998. Invazní rostliny a základní způsoby jejich likvidace. Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR v Praze. 43 s. ISBN 80-7105-164-0.

Dauer, J., Mortensen, D. A., VanGessel, M. J. 2007. Temporal and spatial dynamics of long-distance *Conyza canadensis* seed dispersal. Journal of Applied Ecology 44. p.105–114.

Erhard, D., Gross, E. M. Allelopathic activity of *Elodea canadensis* and *Elodea nuttallii* against epiphytes and phytoplankton. Aquatic Botany. Volume 85. Issue 3. 203–211.

Firn, J., House, A. P. N., Buckley, Y. M. 2010. Alternative states models provide an effective framework for invasive species control and restoration of native communities, *Journal of Applied Ecology* 47, 96–105.

Drake, J.A, Money, H.A., Castri, F. di, Groves, R.H., Kráter, F.J., Rejmánek, M., Williamson, M. (eds.): *Biological Invasions: a Global Perspective*, *Scope* 37, 525 p. ISBN 0 471 92085 1,

Hamouzová, K., Salava, J., Chodová, D. 2009. Testing of susceptibility of horseweed (*Conyza canadensis* L. (cronq.)) to glyphosate after its long term use in two railway stations; *Herbologia*. Vol. 10 . 59 - 64

Hátle, M., Hlásek, J., Ševčík, J., Bureš, J., Černá, O., Janda, J., Jandová, J., Kučera, S. 1996. Biosférická rezervace Třeboňsko. In: Jeník a kol.: *Biosférické rezervace České republiky, Příroda a lidé pod záštitou UNESCO*. Český národní komitét programu UNESCO *Člověk a biosféra – MAB*. Praha. 160 s. ISBN 80-857779-36-6.

Hejda, M., Pyšek P. 2006. What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation, *Biological Conservation*. Vol. 132. Issue 2. 143-152.

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.

Heywood, V. H. 1989. Patterns, Extents and Mode sof Invasions by Terrestrial Plants. 31-60. Drake J.A, Money H.A., Castri F. di, Groves R.H., Kráter F.J., Rejmánek M., Williamson M. (eds.): *Biological Invasions: a Global Perspective*. *Scope* 37. John Willey and Sons. ISBN 0 471 92085 1, p. 525.

Holm, L., Doll J., Holm E., Pancho J., Herberger, J. 1997. *World weeds: Natural histories and distribution*. New York: John Wiley and Sons.

Harris, G. R., Lovell, P. H. 1980. Localized spread of *Veronica filiformis*, *V. agrestis* and *V. persica*.. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 17 Issue 3. 815-826. p. 12. ISSN 00218901.

Hrib, M., Šálek, L. 2008. Introdukované dřeviny v České republice a v Evropě. In: Pěstování nepůvodních dřevin: Sborník referátů. Česká lesnická společnost. 4-8. ISBN 978-80-02-02038-7.

Chittka, L., Hubland, A. 2001. Successful invasion of a floral market. *Nature* 411: p.653.

Chytrý, M., Pyšek, P. 2008. Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. In: Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K., Skálová, H. (eds.). Zprávy České botanické společnosti, Materiály 23, Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. Konference ČBS 30.11. – 1.12.2007 Praha. Praha. 17 – 40. ISBN 80-86632-11-3, ISSN 1212-3323

James, J. J., Smith, B. S., Vasquez E. A., Sheley, R.L. 2010. Principles for Ecologically Based Invasive Plant Management. *Invasive Plant Science and Management* 3. 229 – 239.

Jedicke, E., Frey, W., Hundsdorfer, M., Steinbach, E. 1996: *Praktische Landschaftspflege: Grundlagen und Maßnahmen*. Stuttgart. ISBN 3-8001-4124-8

Jedlička, J., Prach, K. 2006. A comparison of two North-American asters invading in central Europe. *Flora* 201. 652–657. ISSN 03672530

Jehlík, V. ed. 1998. *Cizí expanzivní plevele České republiky a Slovenské republiky*. Praha. Academia. 506 s. ISBN 80-200-0656-7

Kavka, B. 1968. Zhodnocení hlavních druhů jehličin z hlediska jejich využití v zahradní a krajinářské architektuře. *Acta Pruhoniana* 16. Výzkumný ústav okrasného zahradnictví Průhonice – Československo. 142 s.

Kavka, B. 1969. Zhodnocení hlavních druhů listnáčů z hlediska jejich využití v zahradní a krajinářské architektuře. *Acta Pruhoniana* 22. 1-159.

Konstantinović, B., Meseldžija, M., Konstantinović, B. 2011. Mapping of invasive species *Ambrosia artemisiifolia* L. by ambrosia spot marker software; *Herbologia*. Vol. 12 Issue 1. 157-163, p. 7. ISSN 18400809.

Kopecný, K. 1991: Netykavka malokvětá, obtížný vetřelec v naší květeně. Živa 39. 56-59. ISSN 0044-4812.

Křivánek, M., Sádlo, J., Bímová K. 2004. Odstraňování invazních druhů rostlin. Háková, A., Klauďisová, A., Sádlo, J. (eds.): Zásady péče o nelesní biotopy v rámci soustavy NATURA 2000; 23-27, PLANETA XII, 3/2004 – druhá část. MŽP ČR. Praha. 131s .

Křivánek, M., 2004a. Rostlinné invaze – pět otázek a pět odpovědí. Ochrana přírody 59. 10-12. ISSN 1210-258X. AOPK ČR.

Křivánek, M. 2004b. Zhodnocení činnosti jednotlivých organizací a státní správy v ČR v oblasti rostlinných invazí. Ochrana přírody 59. 146-149. ISSN 1210-258X.

Křivánek, M. 2006. Biologické invaze a možnosti jejich předpovědi: (predikční modely pro stanovení invazního potenciálu vyšších rostlin) = Biological invasions and different approaches of their prediction : (risk assessment schemes for evaluation of potentially invasive alien vascular plants); Monografické č. k seriálu: Acta Průhoniciana. 84. Průhonice. Výzkumný ústav Silva Taroucy pro krajinu a okrasné zahradnictví. 73 s. ISBN 80-85116-46-4

Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner, J., Štěpánek J. 2002. Klíč ke květeně České republiky. Praha. 927 s. ISBN 80-200-0836-5

Málková, J. 1997. Viatická migrace apofytických a synantropních druhů v tundrových ekosystémech Krkonošského národního parku. Zprávy České botanické společnosti 32. Praha. 87-95.

Mandák, B., Pyšek, P., Bímová, K. 2004. History of the invasion and distribution of *Reynoutria* taxa in the Czech Republic: a hybrid spreading faster than its parents. Preslia 76. 15 –64. Česká botanická společnost. ISSN 0032-7786.

Mapový podklad: ZABAGED © Zeměměřický úřad Praha.1997. Poskytnutý SCHKO Třeboňsko.

- Mikulka, J., Chodová, D. 1998: Rezistence plevelů vůči herbicidům. Praha. ÚZPI. 45 s.
- Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D., Machon. N. 2011. Does the invasive species *Ailanthus altissima* threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? *Comptes Rendus Biologies*. Vol. 334 Issue 12. 872-879, p.8. ISSN 16310691.
- Müllerová, J., Pyek, P., Pergl, J., Jarošík, V. 2008. Dlouhodobá dynamika šíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v krajině: využití leteckých snímků. *Zprávy České botanické společnosti*. Praha. 43. Materiály 23: 91-102.
- Myers, J. H., Bazely, D.R. 2003. *Ecology and Control of Introduced Plants*. Cambridge University press. p. 313. ISBN 0 521 35778 0.
- Perrins, Fitter, Williamson. 1990. What makes *Impatiens glandulifera* invasive? BES Industrial Ecology Group Conference. Cardiff. 8 – 33.
- Petrović, D., Herceg, N., Kovačević, Z., Ostojić, I. 2011. Distribution of tree of heaven species *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle in Herzegovina. *Herbologia*. May 2011, Vol. 12. Issue 1. 111-114. ISSN 18400809.
- Prach, K., Řehouňková, K., Konvalinková, P., Trnková, R. Invaze a sukcese. In: In: P. Pyšek, M. Chytrý, L. Moravcová, J. Pergl, I. Perglová, K. Prach, H. Skálová (eds.). *Zprávy České botanické společnosti*. Materiály 23. Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. Konference ČBS 30.11. – 1.12.2007 Praha. Praha. 41 – 49. ISBN 80-86632-11-3, ISSN 1212-3323.
- Pyšek, P., Mandák, B. 1998. *Elodea canadensis*: naturalizace v České republice a seznam lokalit. *Muzeum a současnost (Roztoky)*. Ser. natur. 12: 51-68.
- Pyšek, P., Prach, K., 1995. Historický přehled lokalit *Impatiens glandulifera* na území České republiky. *Zprávy České botanické společnosti* 29 (1994). 11 – 31.

Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech republic. Preslia 74. 97-186. ISSN 0032 - 7786

Pyšek, P., Sádlo, J.. 2004: Zelení cizinci a nové krajiny 2: Zavlečené rostliny - Jak je to u nás doma? Vesmír 83. 80-85. ISSN 0042-4544.

Pyšek, P., Tichý, L. eds. 2001. Rostlinné invaze. Principy rostlinných invazí a expanzí, jejich vliv na původní rostlinná společenstva a příklady našich invazních druhů. Brno. 40 s. ISBN 80-902954-4-4.

Pyšek, P. 2005. Stav, změny a trend rostlinstva a vegetace. Vačkář D. (ed.). Ukazatele změn biodiverzity. Praha. Academia. 127-146. ISBN 80-200-1386-5.

Rektoris L. 7.2.2012. pers. comm.

Richardson, D.M., Pyšek, Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. and West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity & Distributions 6: 93 – 107.

Saccone, P., Brun, J. J., Michalet, R. 2010. Challenging growth–survival trade-off: a key for *Acer negundo* invasion in European floodplains?. Canadian Journal of Forest Research vol. 40. 1879 – 1886.

Sádlo, J., Štorch, D. 2000. Biologie krajiny. Biotopy ČR – Vesmír. p. 94.

Sádlo, J., Pyšek, P. 2004a. Zelení cizinci a nové krajiny 3. S vlky výt: alternativy boje proti zavlečeným druhům rostlin. Vesmír 83: 141-145. ISSN 0042-4544

Sádlo, J., Pyšek, P. 2004b. Zelení cizinci a nové krajiny 4: Zelení cizinci přicházejí: Hříčky, hry a dramata. Vesmír 83. 200-206. ISSN 0042-4544.

Slavík, B. 1996. Rod *Impatiens* v České republice. Preslia 67. 193 – 211.

Slavík, B. 1997. *Impatiens* L., netýkavka. Slavík B., Chrtek J. jun., a Tomšovic P. (eds.): Květena České republiky 5. Praha: Academia. 230 – 240.

Sun Bing-yao, Tan Jian-zhong, Wan Zhi-gang, Gu Fu-gen, Zhu Ming-de. 2006. Allelopathic effects of extracts from *Solidago canadensis* L. against seed germination and seedling growth of some plants, *Journal of Environmental Sciences* (IOS Press). Vol. 18 Issue 2. 304-309. ISSN 10010742.

Svoboda, A.M., Svobodová, D., 1969. Vysoce okrasná a nenáročná dřevina pajasan žláznatý – *Ailanthus glandulosa*. Desf. *Živa* 17. Academia.168-169.

Šindelář, J. 1994. Předpokládané změny klimatu (skleníkový efekt, ohrožení lesů, úkoly lesního hospodářství). Studie VÚLHM Jíloviště – Strnady, 89 s.

Šída, O. 2004. *Conyza* Lees. Slavík, B., Chrtek, J. jun., Štěpánková, J. (eds.). Květena ČR 7. Praha: Academia. 153 – 156.

Šlezinger, M. 1998. Vegetační doprovod vodních toků a nádrží. *Krajinné inženýrství*. Praha. Český svaz stavebních inženýrů. 200 s. První vydání.153 – 175.

Šmaková, A.,2000. Liniová vegetace vodních toků – význam z hlediska biodiverzity. Sborník přednášek ze semináře *Obnova liniové zeleně v krajině konaného 8. června 2000*. Brno. Brno. ISBN 80-7157-438-4.

Tesio, F., Vidotto, F., Ferrero, A. 2012. Allelopathic persistence of *Helianthus tuberosus* L. residues in the soil. *Scientia Horticulturae*. Volume 135. 98–105. ISSN 03044238

Těšitel, J., Kušová, D., Matějka, K., Bartoš, M. 2005. *Lidé v Biosférických rezervacích*. 54 s. ISBN 80-239-6987-0.

Thijs, K., Brys, R., Verboven, H., Hermy, M. 2012. The influence of an invasive plant species on the pollination success and reproductive output of three riparian plant species. *Biological Invasions*. Vol. 14. Issue 2. 355-365. ISSN: 70529885.

Unar, P. 2004. Rámcové zásady lesního hospodaření pro typy přírodních stanovišť v územích soustavy Natura 2000. Péče o lesní porosty v ptačích oblastech Natury 2000. Sborník referátů. Česká lesnická společnost. ISBN 80-02-01615-7.

Valantinaitė, A., Straigytė, L., Jurkšienė, G. 2011. Comparative Analysis of Invasion Intensity of Box Elder (*Acer negundo* L.) and Sosnowskyi Hogweed (*Heracleum sosnowskyi* Manden); in: Proceedings of the International Scientific Conference: Rural Development. Lithuanian University of Agriculture. 161 – 166.

Valtonen, A., Jantunen, J., Saarinen, K. 2006. Flora and lepidoptera fauna adversely affected by invasive *Lupinus polyphyllus* along road verges. *Biological Conservation*. Volume 133. Issue 3. December 2006. 389–396. ISSN 00063207.

Veverková, Z. 2009. Metodický list Boj s akátem. *Daphne ČR* – Institut aplikované ekologie. České Budějovice. 8 s. dostupné z http://www.daphne.cz/webfm_send/20

Veverková, Z., Desetová, L., Hájek, J., Střelec, M. 2006. Co chtějí zemědělci říct a co potřebují slyšet?: Pomáháme rozvíjet hospodaření šetrné k přírodě (nejen) v naturovém území. Praktický souhrn postupů a výsledků z Blanského lesa. České Budějovice. 48 s. ISBN 80-86778-23-1

Wei, Y., Xu, X., Tao, H., Wang, P. 2006. Growth performance and physiological response in the halophyte *Lycium barbarum* grown at salt-affected soil. *Annals of Applied Biology*. Dec.2006. Vol. 149. Issue 3. p. 7. 263-269.

Willis, S.G., Hulme, P.E. 2002. Does temperature limit invasion of *Impatiens glandulifera* and *Heracleum mantegazzianum* in the UK? *Functional Ecology* 16. 530 – 539.

Willis, S. G., Hulme, P. E. 2004. Environmental severity and variation in the reproductive traits of *Impatiens glandulifera*. *Functional Ecology* 18: 887-898.

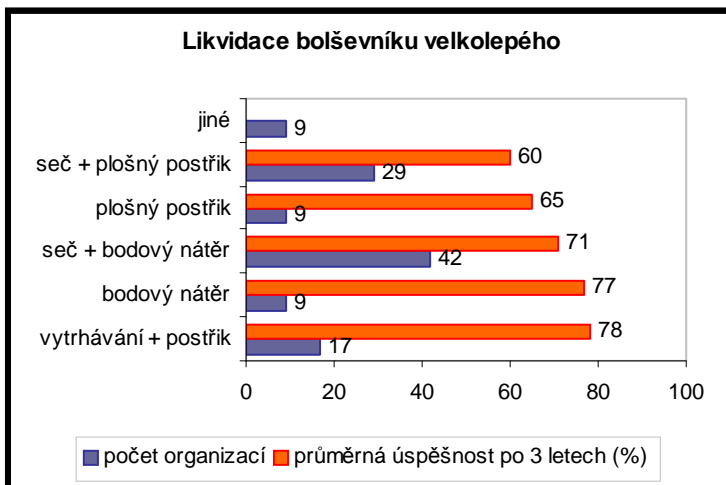
Zimová, E., Hartl, P., Hudec, K., Chládek, F., Jelínek, B., Krejčí, J., Lacina, D., Macků, J., Ondruška, P., Opravil, J., Unar, J., Úředníček, L., Weber, M. [eds.]. 2002. Zakládání

místních územních systémů na zemědělské půdě : praktická příručka pro projektanty
územních systémů ekologické stability a pozemkových úprav. Lesnická Práce s.r.o. Brno.
p. 52 s. ISBN 80-86386-31-7.

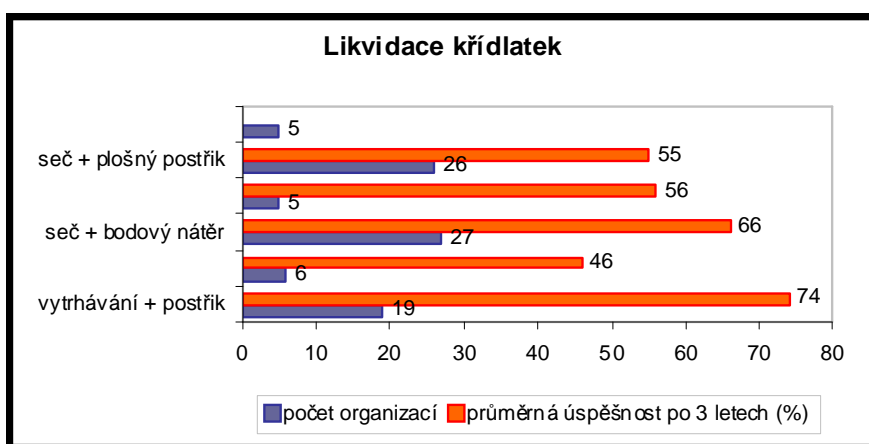
Seznam příloh

Graf 1: použité postupy při likvidaci bolševníku velkolepého	76
Graf 2: použité postupy při likvidaci křídlatek	76
Graf 3: vzdálenost semenáčků <i>Acer negundo</i> od rodičovského stromu	76
Obr. 1: katastrální mapa + ortofoto oblasti „u Lafa“	77
Obr. 2: netýkavka malokvětá, lokalita č. 1	77
Obr. 3: netýkavka malokvětá, lokalita č. 4	78
Obr. 4: netýkavka malokvětá, lokalita č.5	78
Obr. 5: netýkavka malokvětá, lokalita č. 5	79
Obr. 6: cesta na břehu rybníka Překvapil, lokalita č. 5	79
Obr. 7: netýkavka malokvětá, lokalita č. 5	80
Obr. 8: netýkavka malokvětá, lokalita č. 5	80
Obr. 9: netýkavka malokvětá, lokalita č. 11	81
Obr. 10: netýkavka malokvětá, lokalita č. 20	81
Obr. 11: netýkavka malokvětá, lokalita č. 26	82
Obr.12: netýkavka malokvětá, lokalita č. 33	82
Obr. 13: vrbovka žláznatá, lokalita č. 103	83
Obr. 14: dub červený, lokalita č. 207	83
Obr. 15: dub červený, lokalita č. 216	84
Obr. 16: dub červený, lokalita č. 225	84
Obr. 17: dub červený, lokality č. 229 – 232	85
Obr. 18: dub červený, lokalita č. 235	85
Obr. 19: janovec metlatý, lokalita č. 302	86
Obr. 20: trnovník akát, lokalita č. 402	86
Obr. 21: trnovník akát, lokalita č. 407	87
Obr. 22: zlatobýl kanadský, lokalita č. 501	87
Obr. 23: zlatobýl kanadský, lokalita č. 504	88
Obr. 24: netýkavka žláznatá, lokalita č. 603	88
Obr. 25: netýkavka žláznatá, lokalita č. 607	89
Obr. 26: netýkavka žláznatá, lokalita č. 608	89
Obr. 27: netýkavka žláznatá, lokalita č. 619	90
Obr. 28: netýkavka žláznatá, lokalita č. 620	90

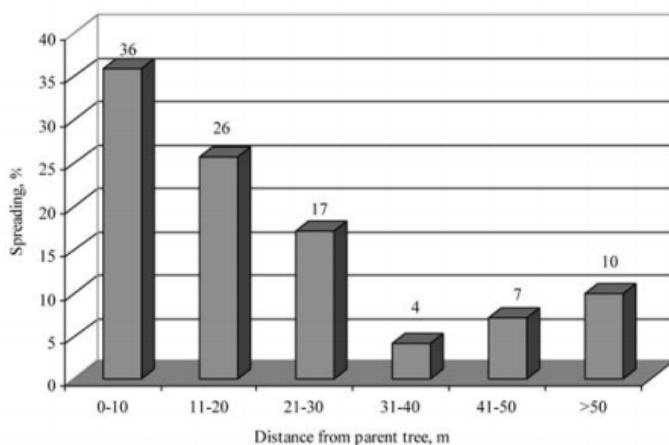
Obr. 29: netýkavka žláznatá, lokalita č. 623	91
Obr. 30: netýkavka žláznatá, lokalita č.627	91
Obr. 31: turanka kanadská, lokalita č.701	92
Obr. 32: lokalita č.802	92
Obr. 33: lokalita č.802	93
Obr. 34: lokalita č.806	93
Obr. 35: lokalita č.808	94
Obr. 36: lokalita č.810	94
Obr. 37: botanická mapa výskytu netýkavky malokvěté	95
Obr. 38: botanická mapa výskytu vrbovky žláznaté	95
Obr. 39: botanická mapa výskytu dubu červeného	96
Obr. 40: botanická mapa výskytu janovce metlatého	96
Obr. 41: botanická mapa výskytu trnovníku akátu	97
Obr. 42: botanická mapa výskytu zlatobýlu kanadského	97
Obr. 43: botanická mapa výskytu netýkavky žláznaté	98
Obr. 44: botanická mapa výskytu turanky kanadské	98
Obr. 45: botanická mapa výskytu topinambur hlíznatý	99
Legenda k mapám	100
Mapa 1	101
Mapa 2	102
Mapa 3	103
Mapa 4	104
Mapa 5	105
Mapa 6	106
Mapa 7	107
Mapa 8	108
Mapa 9	109



Graf 1: Použité postupy při likvidaci bolševníku velkolepého a jejich účinnost. Kategorie „jiné“ zahrnuje přísevy, pastvu, odstraňování zralých okolíků, případně injekcí kořenového krčku herbicidem. Účinnost zde nebyla z důvodu malého využití těchto metod a často i chybějících údajů hodnocena (Křivánek M., 2004b).



Graf 2: Použité postupy při likvidaci křídlatek a jejich účinnost. Kategorie „jiné“ zahrnuje pastvu, rytí a pálení suchých rostlin v předjaří. Účinnost nebyla u těchto metod z důvodu malého využití a chybějících údajů hodnocena (Křivánek M., 2004b).



Graf 3: vzdálenost semenáčků *Acer negundo* od rodičovského stromu (Valantinaité et al., 2011)



Obr. 1: katastrální mapa + ortofoto oblasti „u Lafa“; zdroj: www.nahlizenidokn.cuzk.cz



Obr. 2: netýkavka malokvětá na okraji remízku; lokalita č.1



Obr. 3: netýkavka malokvětá podél cesty na lokalitě č.4



Obr. 4: Slepé rameno Lužnice s netýkavkou malokvětou; lokalita č.5



Obr. 5: Netykavka malokvětá v lese u slepého ramena Lužnice – lokalita č. 5



Obr. 6: Cesta na břehu rybníka Překvapil a přilehlé remízky- lokalita č. 5



Obr. 7: Porost netýkavky malokvěté v bezprostřední blízkosti železniční trati, lokalita č. 5



Obr. 8: Porost netýkavky malokvěté v lese, lokalita č. 5



Obr. 9: Netýkavka malokvětá v lese u cesty, lokalita č. 11



Obr. 10: Porost netýkavky malokvěté na břehu Pražského rybníka, lokalita č. 20



Obr. 11: Porost netýkavky malokvěté pod stromy u silnice, lokalita č. 26



Obr.12: Řídký souvislý porost netýkavky malokvěté v lese podél silnice a potoka, lokalita č. 33



Obr. 13: Trvalý travní porost s přítomností vrbovky žláznaté, lokalita č. 103



Obr. 14: Dub červený v porostu u cesty na hrázi rybníka, lokalita č. 207



Obr. 15: Monokultura dubu červeného, lokalita č. 216



Obr. 16: Porost dubu červeného na okraji lesa, lokalita č. 225



Obr. 17: Pěstovaný porost dubu červeného – porost typický pro lokality č. 229 – 232



Obr. 18: Dva stromy dubu červeného u lesní cesty, lokalita č. 235



Obr. 19: Janovec metlatý u lesní cesty, lokalita č. 302



Obr. 20: Trnovník akát na návsi Valu, lokalita č. 402



Obr. 21: Porost trnovníku akátu na hrázi mezi rybníky Rod a Naděje, lokalita č. 407



Obr. 22: Porost zlatobýlu kanadského „u Lafa“, lokalita č. 501



Obr. 23: Porost zlatobýlu kanadského u silnice, lokalita č. 504



Obr. 24: Porost zlatobýlu kanadského na skládce inertního odpadu v blízkosti Nežárky, lokalita 603



Obr. 25: Porost netýkavky žláznaté pod stromy na okraji louky u vodního toku, lokalita č. 607



Obr. 26: Porost netýkavky žláznaté u polní cesty, lokalita č. 608



Obr. 27: Porost netýkavky žláznaté podél vodního toku u silnice, lokalita č.619



Obr. 28: Porost netýkavky žláznaté pod lesem u Nežárky, lokalita č. 620



Obr. 29: Porost netýkavky žláznaté u silnice, lokalita č. 623



Obr. 30: Porost netýkavky žláznaté podél Nežárky, lokalita č. 627



Obr. 31: Porost turanky kanadské na louce u polní cesty, lokalita č. 701



Obr. 32: Porost netýkavky žláznaté na skládce inertního odpadu u silně znečištěné vodní plochy, lokalita č. 802



Obr. 33: Porost netýkavky žláznaté a topinamburu hlíznatého na skládce bioodpadu u silně znečištěné vodní plochy, lokalita č. 802



Obr. 34: Porost netýkavky žláznaté a netýkavky malokvětě v lese u vodního toku, lokalita č. 806



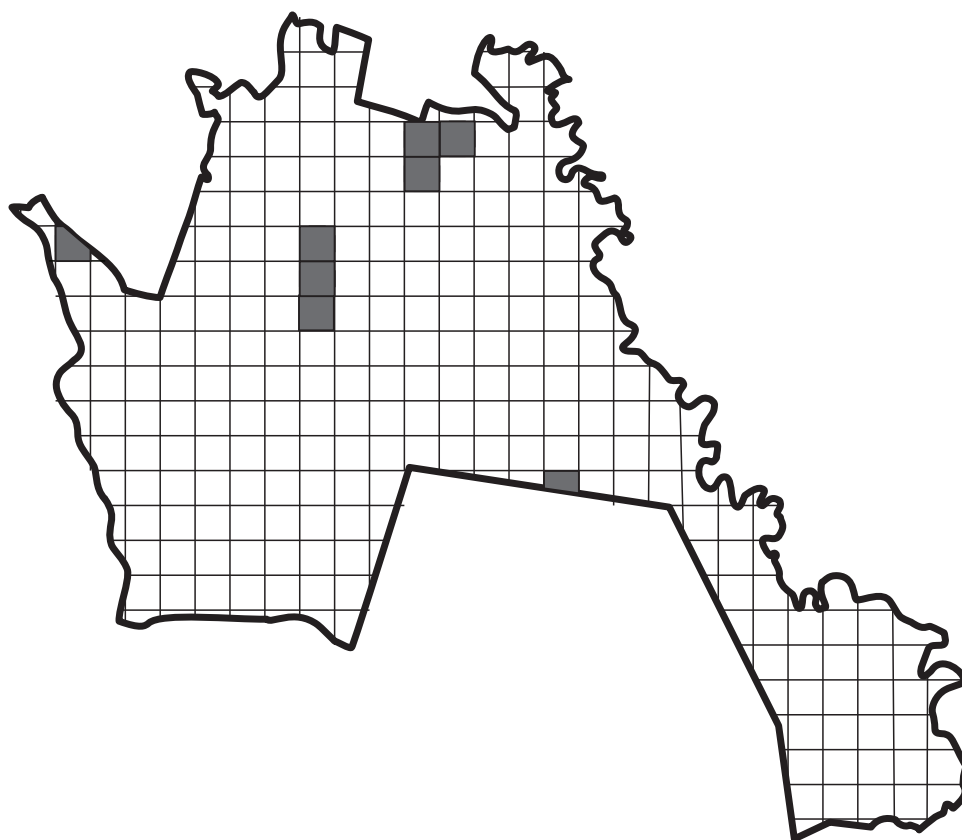
Obr. 35: Porost netýkavky žláznaté a netýkavky malokvěté v lese u Nežárky, lokalita č. 808



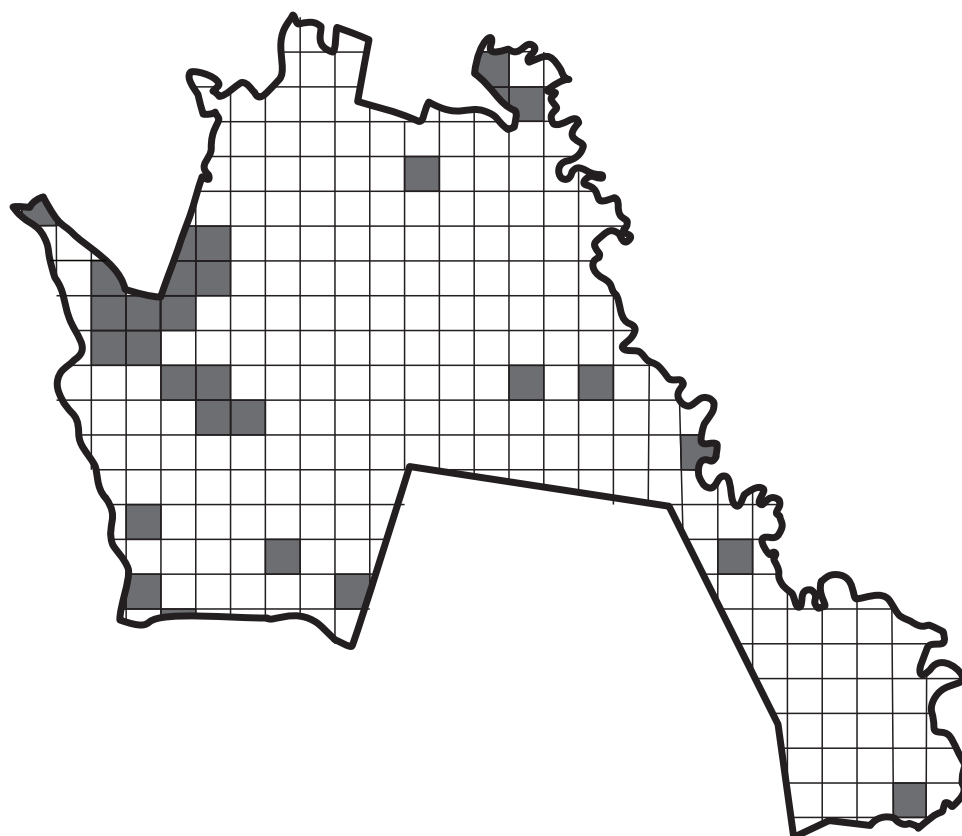
Obr. 36: Porost netýkavky žláznaté a netýkavky malokvěté podél Nežárky, lokalita č. 810



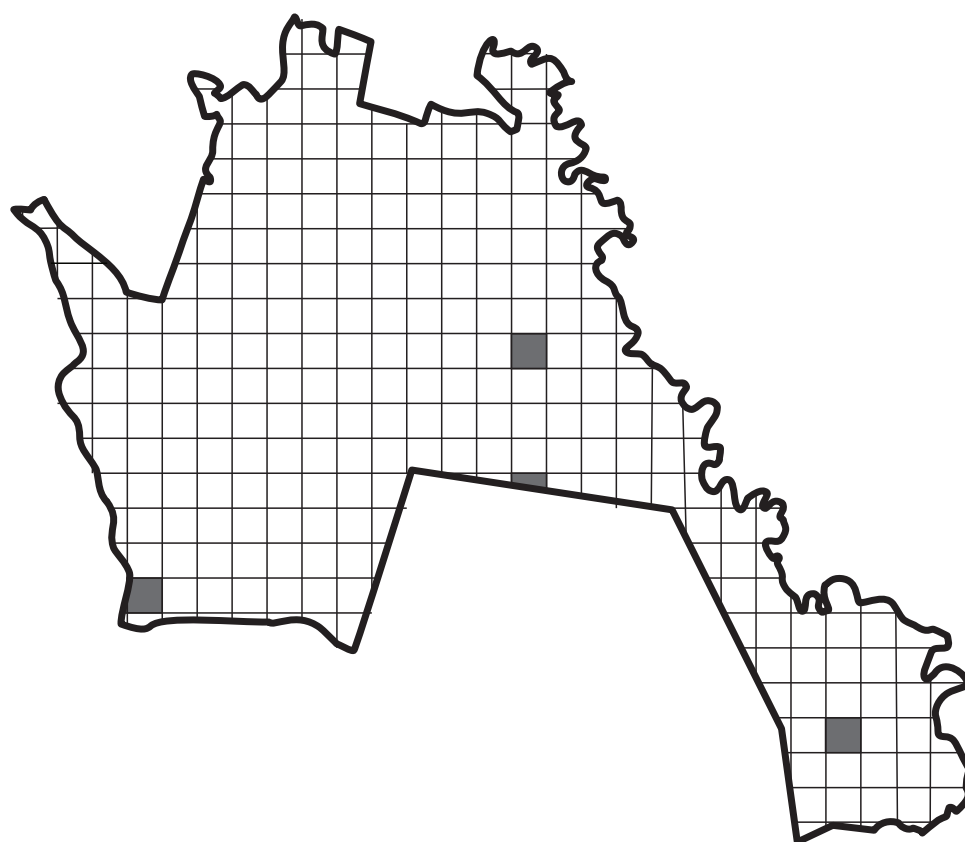
Obr. 37: botanická mapa výskytu netýkavky malokvěté (*Impatiens parviflora*)



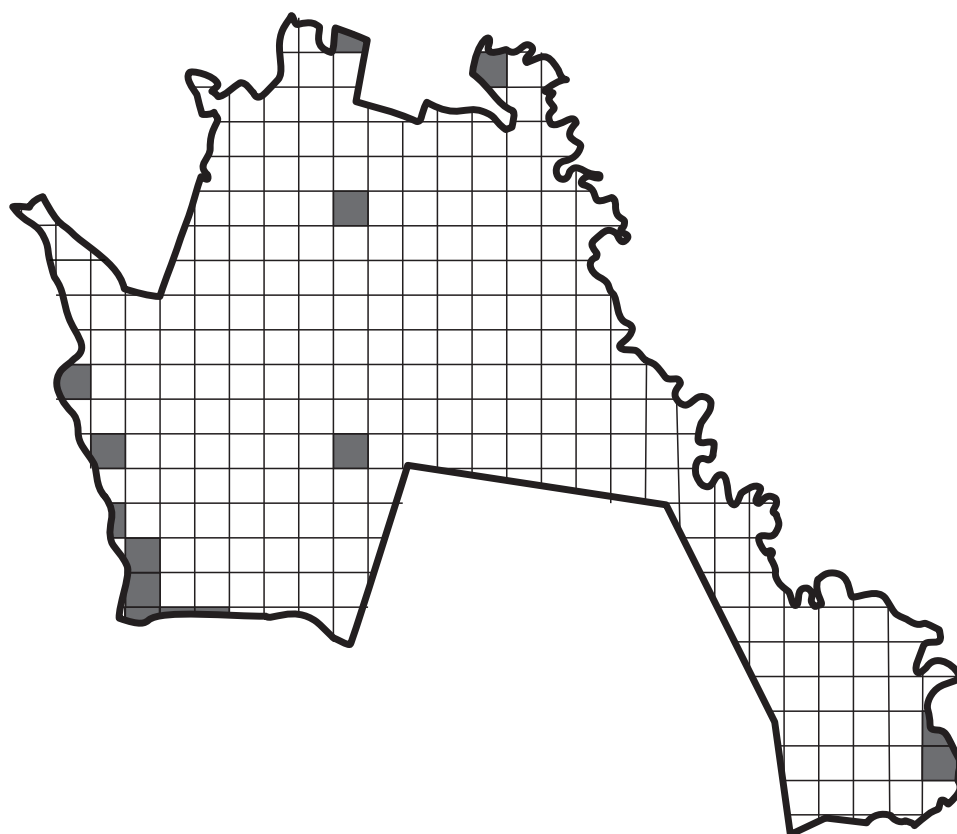
Obr. 38: botanická mapa výskytu vrbovky žláznaté (*Epilobium ciliatum*)



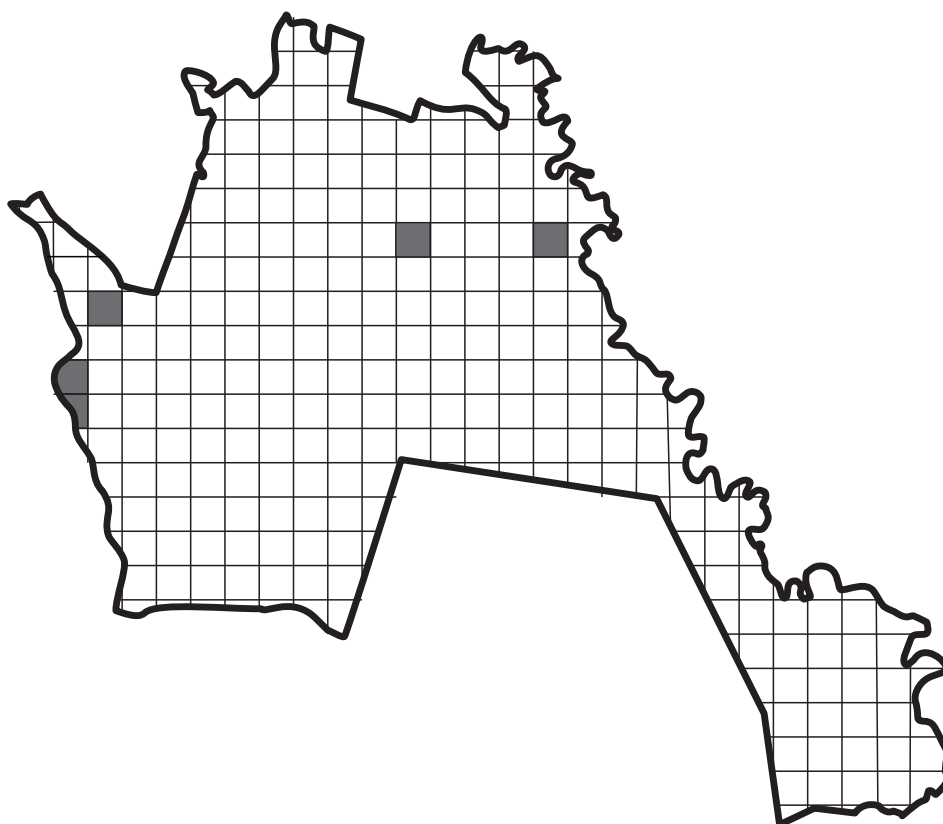
Obr. 39: botanická mapa výskytu dubu červeného (*Quercus rubra*)



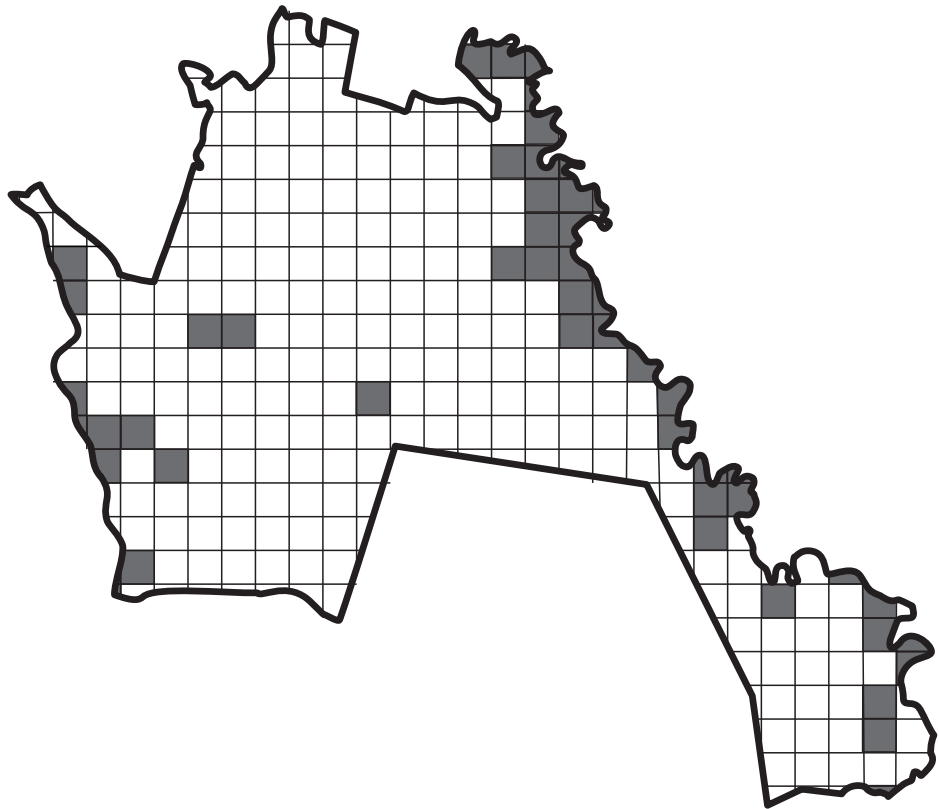
Obr. 40: botanická mapa výskytu janovce metlatého (*Cytisus scoparius*)



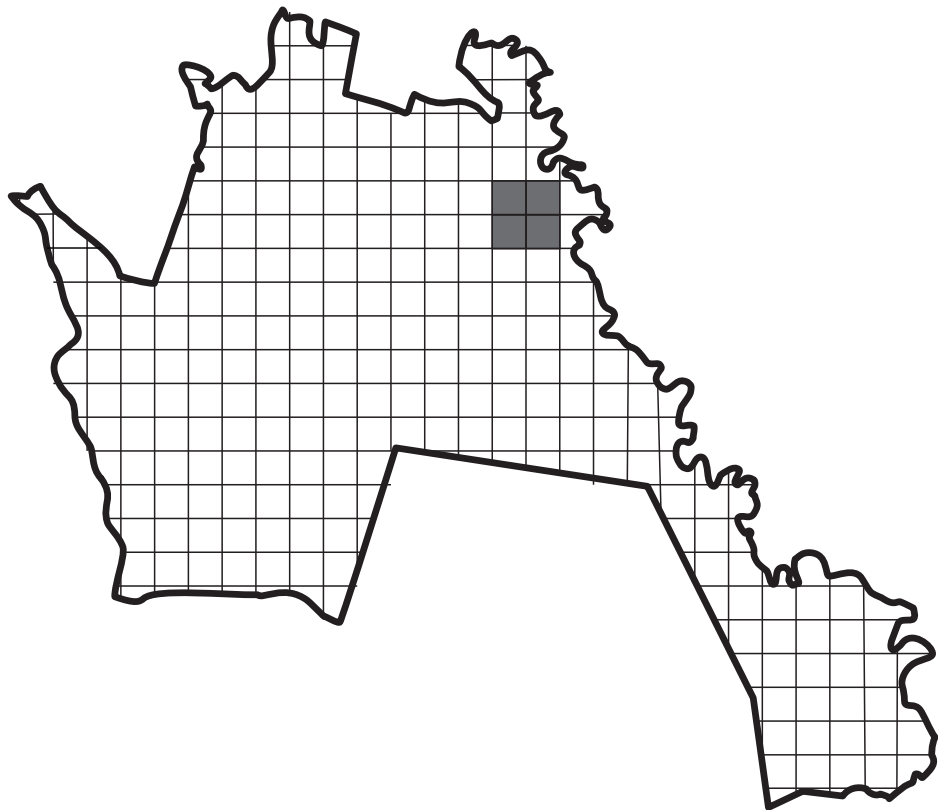
Obr. 41: botanická mapa výskytu trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*)



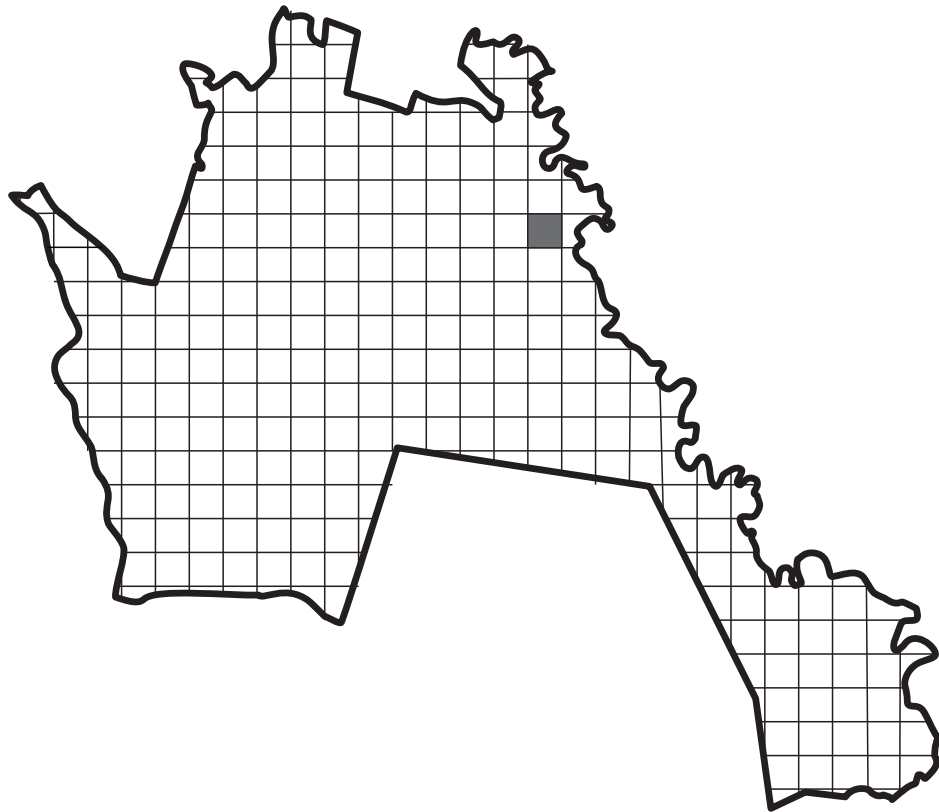
Obr. 42: botanická mapa výskytu zlatobýlu kanadského (*Solidago canadensis*)



Obr. 43: botanická mapa výskytu netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*)



Obr. 44: botanická mapa výskytu turanky kanadské (*Conyza canadensis*)



Obr. 45: botanická mapa výskytu topinamburu hlíznatého (*Helianthus tuberosus*)

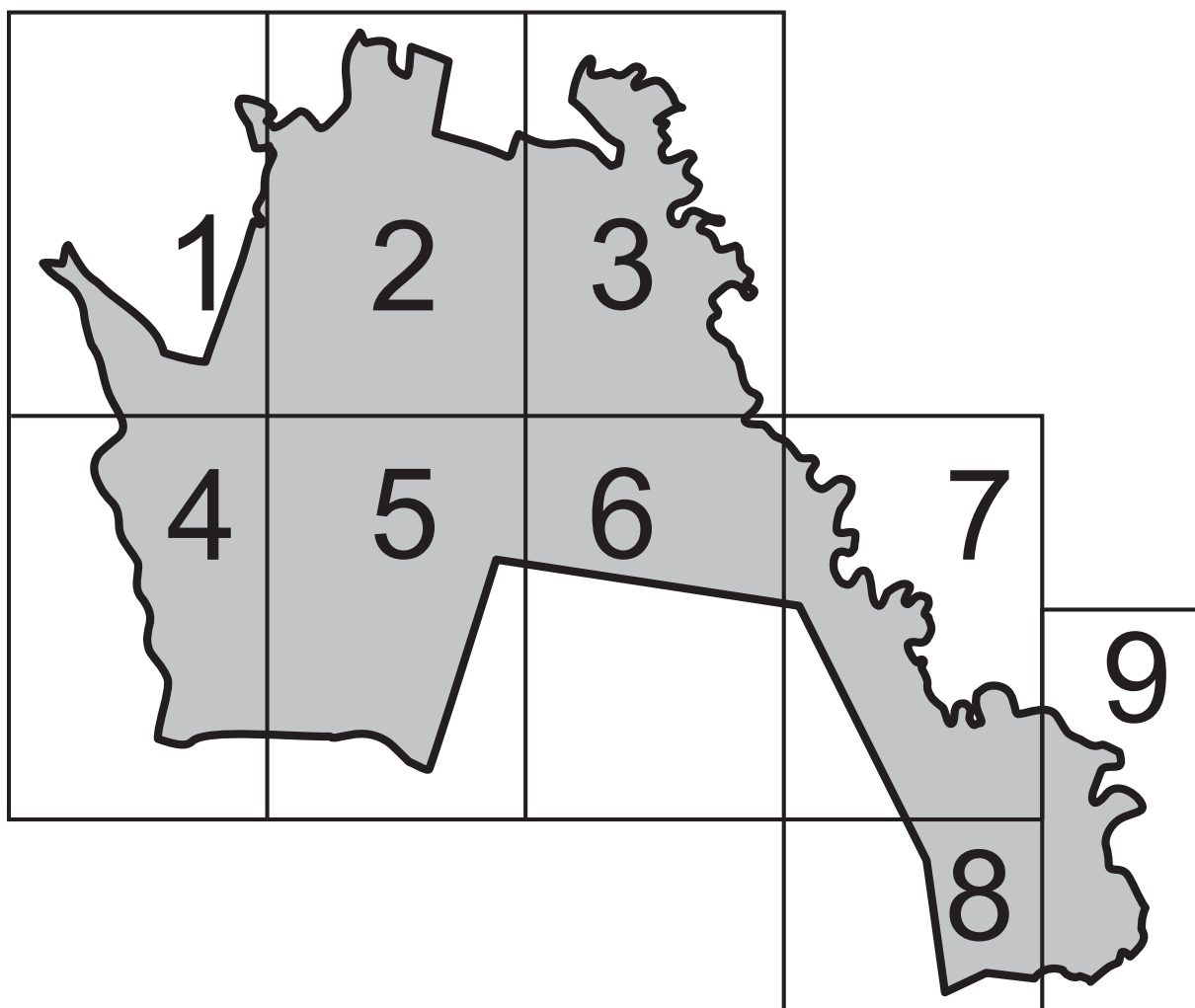
MAPY

měřítko map 1: 10 000

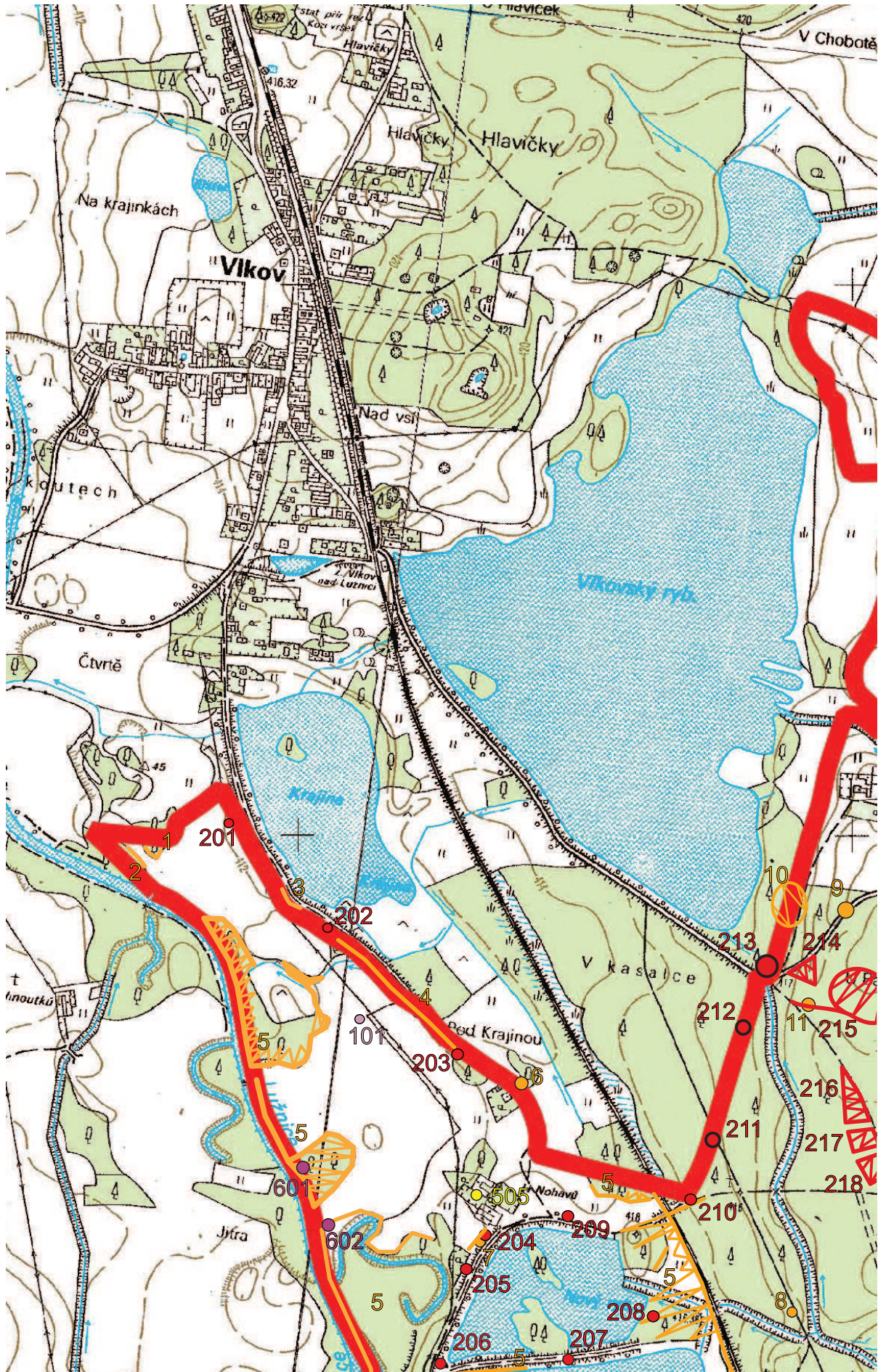
Legenda k mapovým listům

●	—	▨	1	netýkavka malokvětá - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	101	vrbovka žláznatá - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	201	dub červený - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	301	janovec metlatý - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	401	trnovník akát - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	501	zlatobíl kanadský - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	601	netýkavka žláznatá - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	701	turanka kanadská - bodový, liniový a plošný porost, označení porostu
●	—	▨	801	topinambur hlíznatý - bodový, liniový a plošný porost
				označení lokality s více druhy invazních rostlin

Rozložení mapových listů

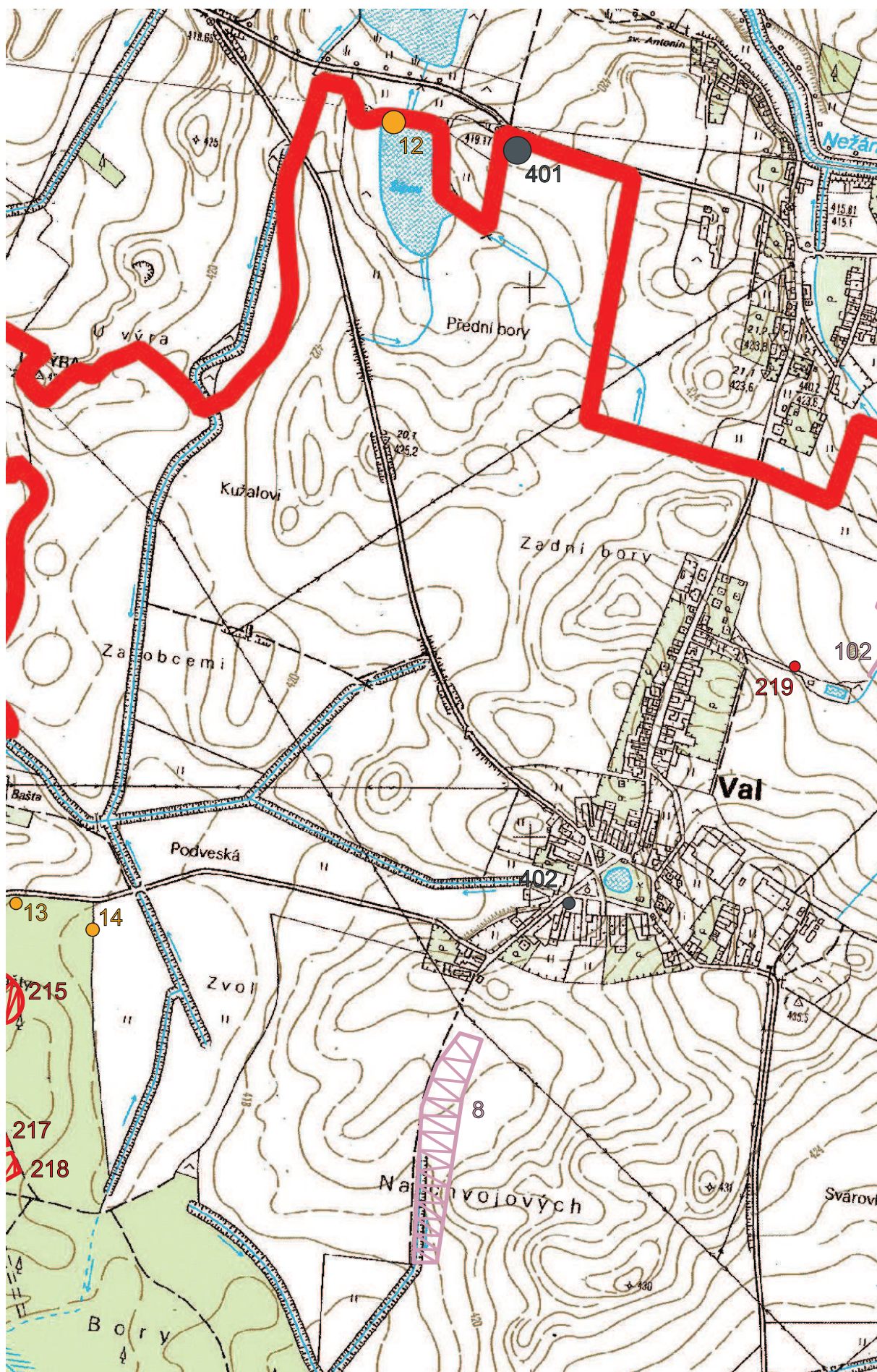


Mapa 1



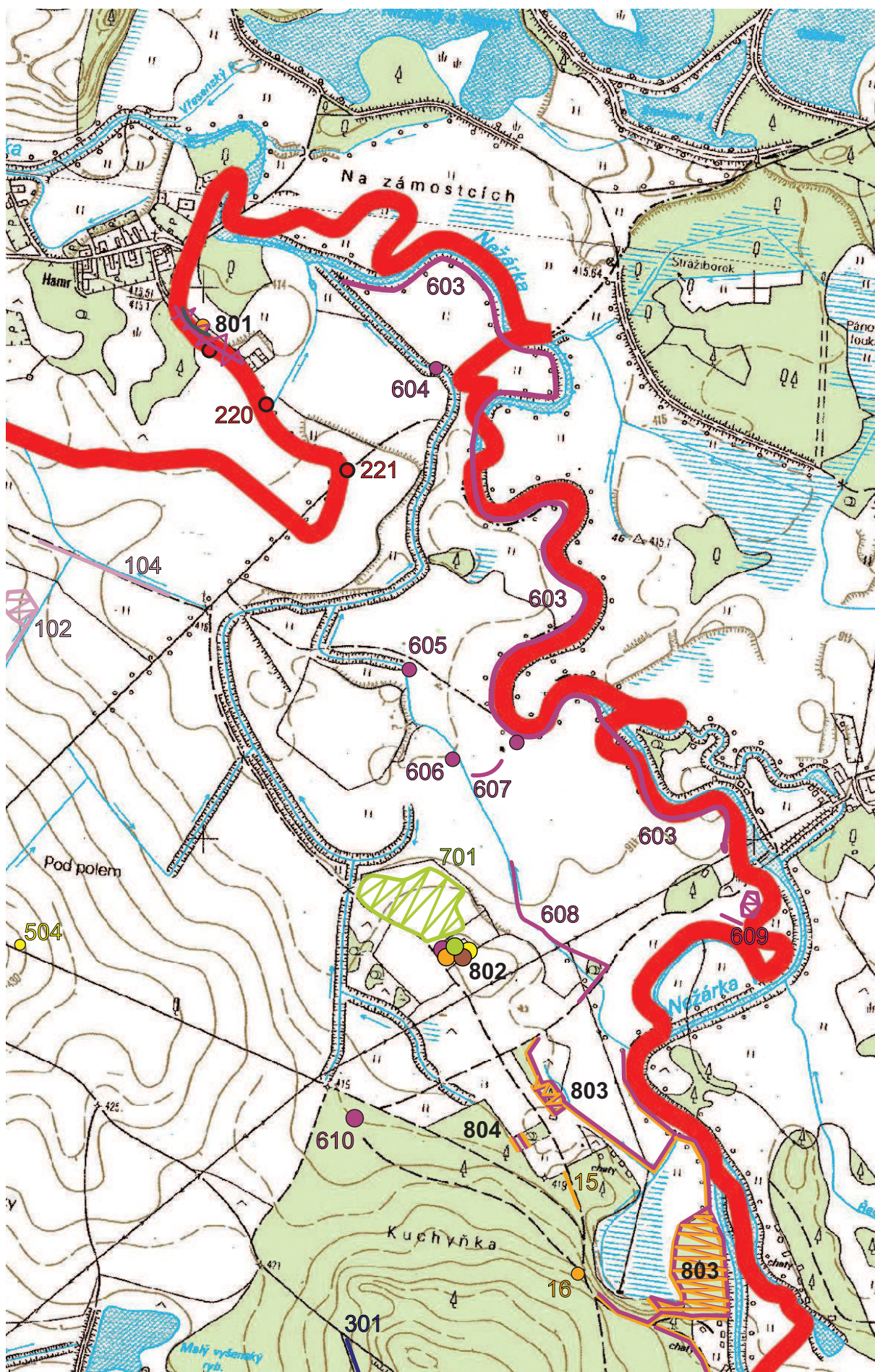
Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 2



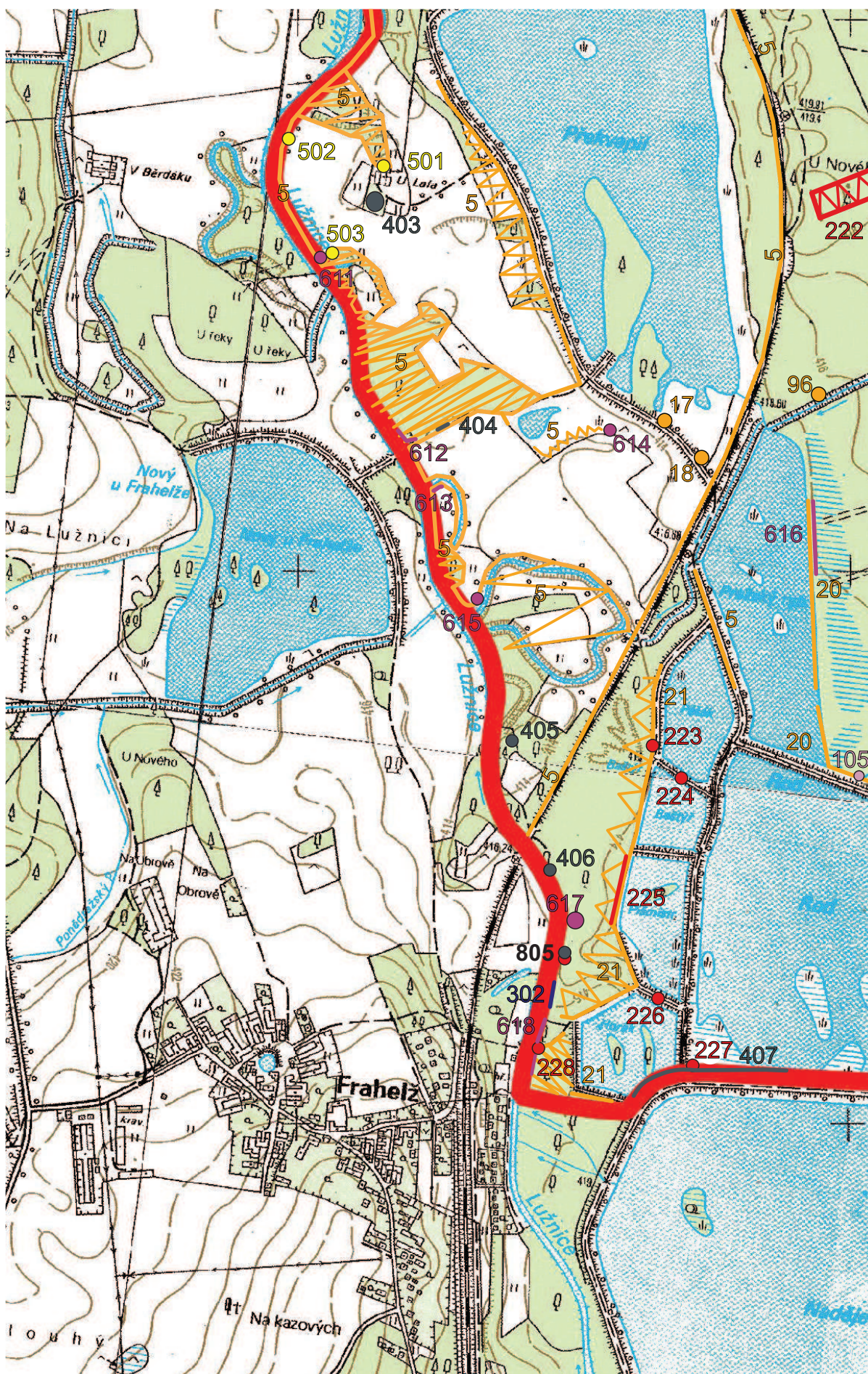
Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 3



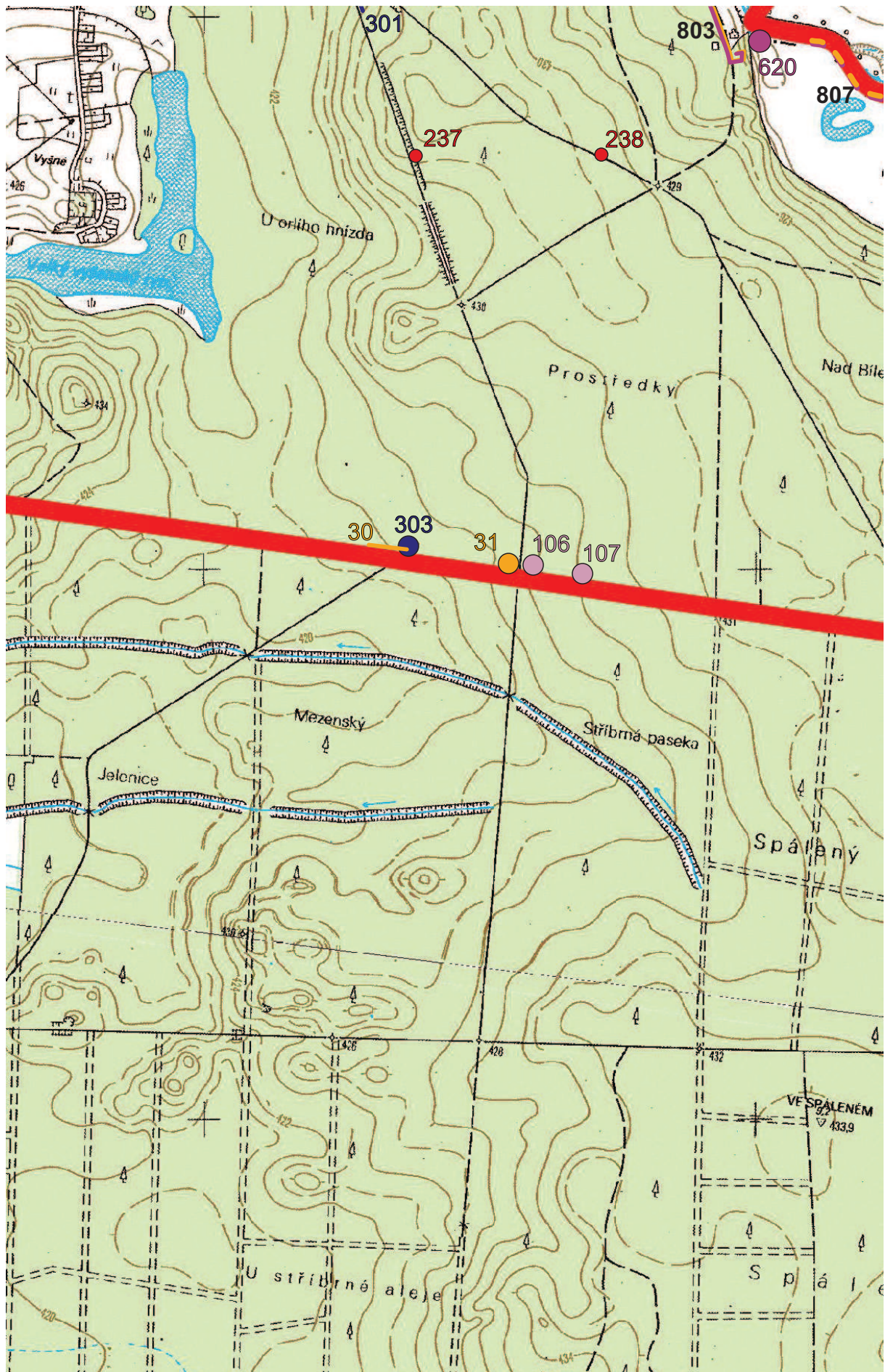
Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 4

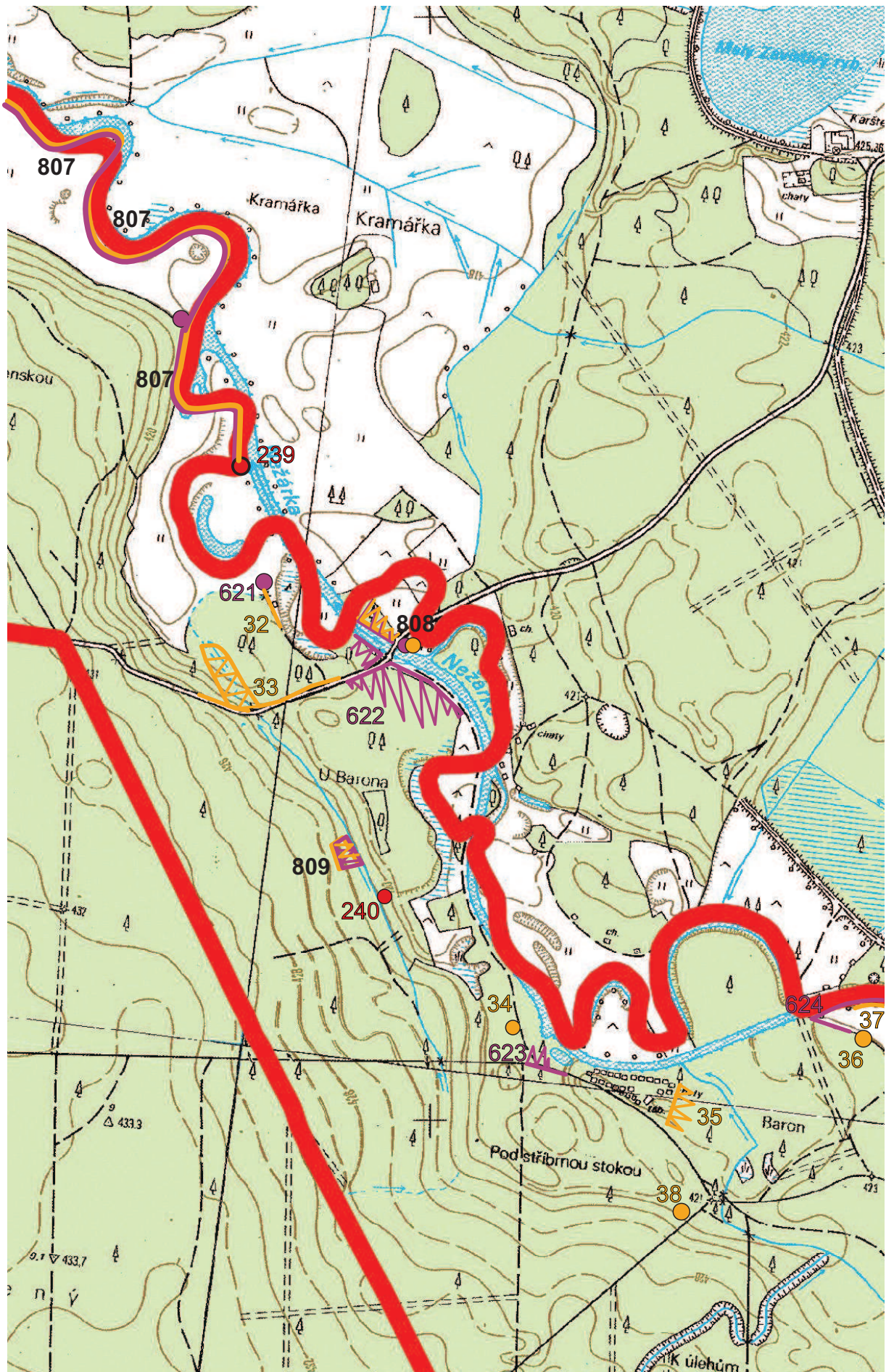


Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 6

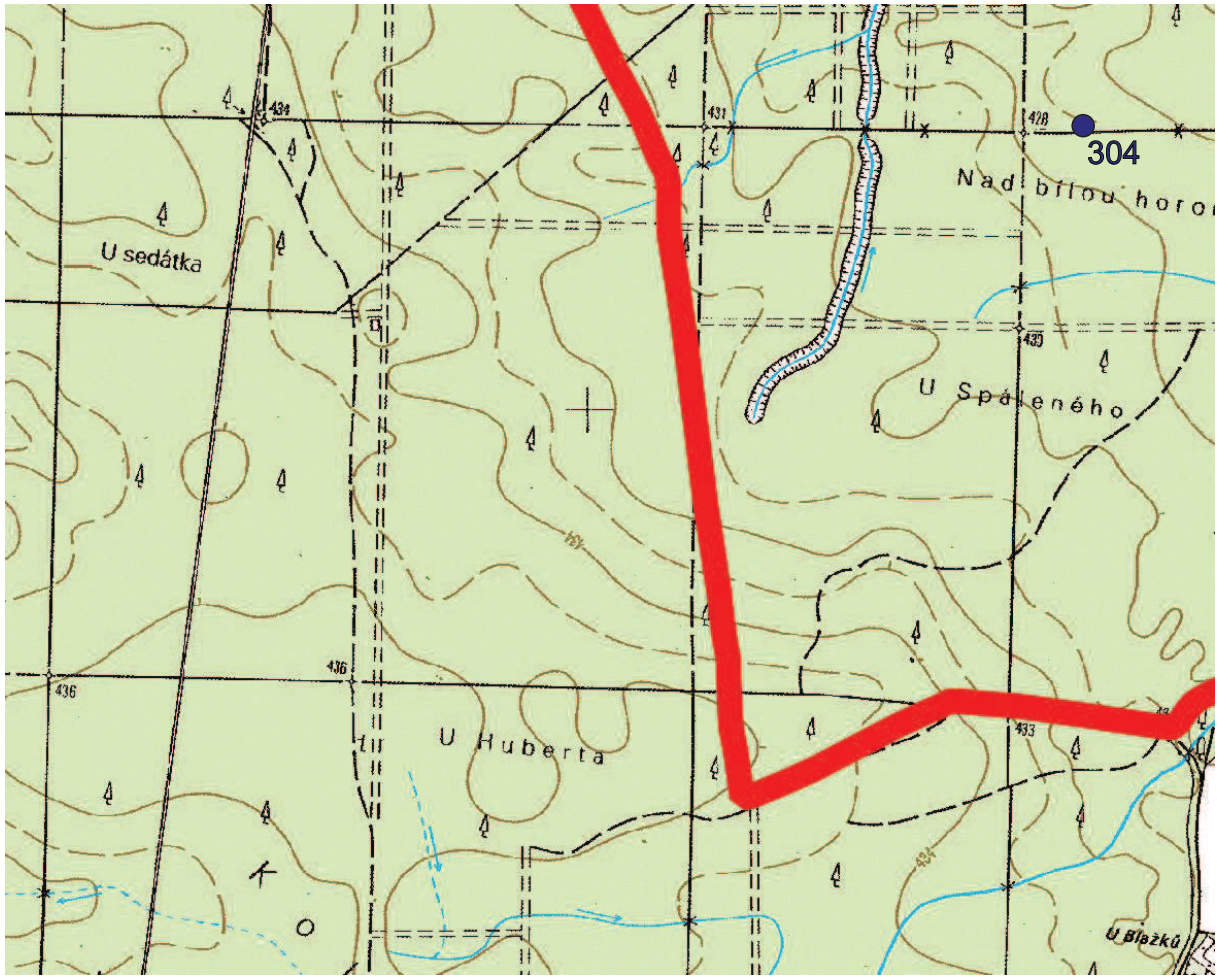


Mapa 7



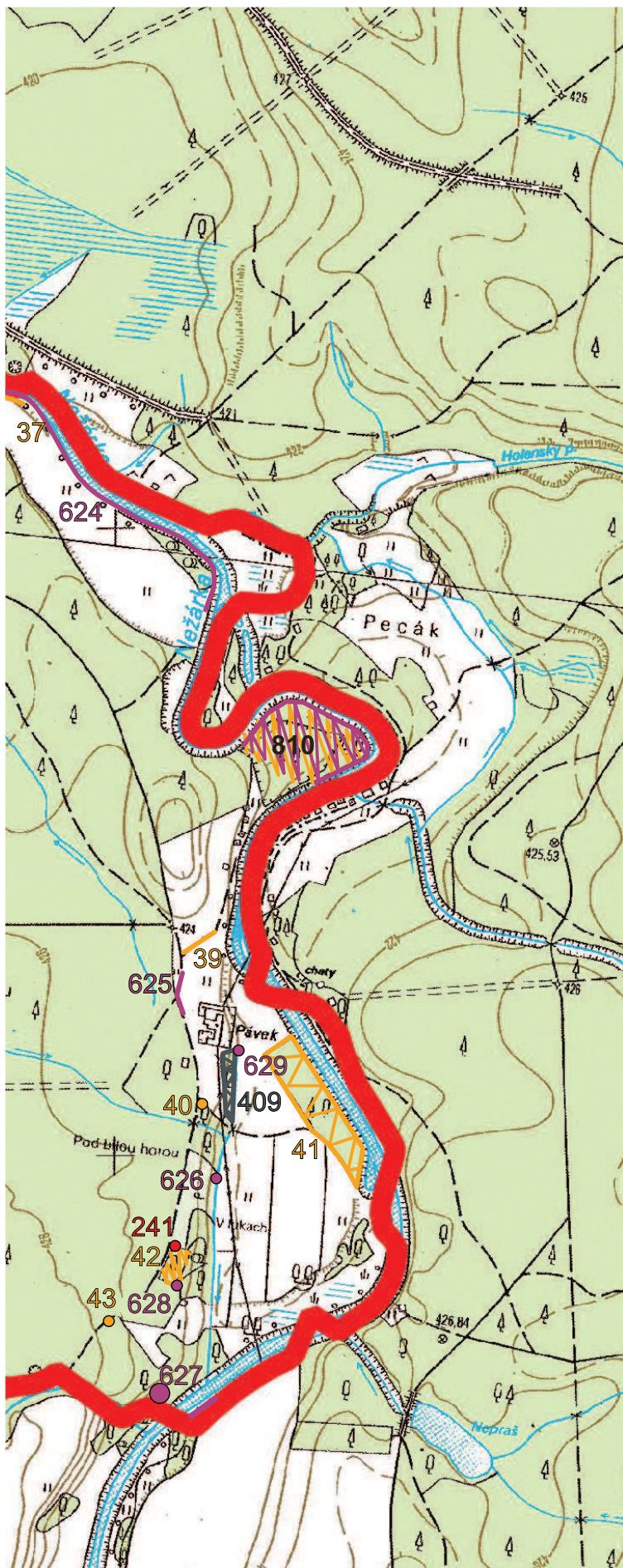
Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 8



Mapový podklad: ZABAGED

Mapa 9



Mapový podklad: ZABAGED