

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Invazní potenciál vodního hyacintu (*Pontederia crassipes*)
v EU**

Bakalářská práce

Autor práce: Matěj Vetešník

**Program nebo obor studia: Akvakultura a péče o vodní
ekosystémy**

Vedoucí práce: prof. Ing. Jiří Patoka, Ph.D., DiS.

© 2025 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Invazní potenciál vodního hyacintu (*Pontederia crassipes*) v EU" jsem vypracoval samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autor uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

Také prohlašuji, že jsem nástroje AI využil v souladu s vnitřními předpisy univerzity a principy akademické integrity a etiky. Na využití těchto nástrojů v práci vhodným způsobem odkazuji.

V Praze dne 26.4. 2025

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval především mému vedoucímu prof. Ing. Jiřímu Patokovi, Ph.D., DiS., za cenné rady, trpělivost a čas věnovaný této práci. Poděkování patří také všem ostatním, kdo mě při psaní práce podporovali.

Invazní potenciál vodního hyacintu (*Pontederia crassipes*) v EU

Souhrn

Biologické invaze představují čím dál větší ekologickou i ekonomickou výzvu na globální úrovni. Jedním z takových problematických invazních druhů je tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*), která je díky svým výrazným květům celosvětově oblíbená a často pěstovaná jako dekorativní prvek ve vodních prvcích v zahradách. Ve všech oblastech, kde se setkala s vhodnými podmínkami prostředí, se tato rostlina šíří mimořádnou rychlostí a vytváří rozsáhlé monotypické porosty v jezerech, řekách a dalších vodních ekosystémech. V důsledku toho nepříznivě ovlivňuje lidské aktivity, například rybolov nebo vodní dopravu, a zároveň představuje hrozbu pro biologickou rozmanitost.

Přestože jsou již zaznamenány etablované populace této rostliny na Evropském kontinentu ve volné přírodě a v některých oblastech byly provedeny predikce jejího možného rozšíření, její invazní potenciál, především v chladnějších oblastech mírného pásma zůstává nadále nejasný.

V této práci byla použita klimatická data z databází Worldclim v2.0 Sample (2019) a World Stations (2019) pro srovnání teplotních a srážkových charakteristik během roku (průměr, rozsah, maximum a minimum apod.) v původním areálu rozšíření tokozelky nadmuté a na území Evropské unie. Byly označeny oblasti, pro které představuje tokozelka nadmutá rizikový druh, zároveň bude vybrána oblast v původním areálu výskytu, která z pohledu možného zavlečení do Evropské unie představuje největší hrozbu. Analýza byla provedena s využitím online nástroje Climatch v2.0.

Výsledky práce ukázaly, že oblasti jižních zemí Evropské unie poskytují tokozelce nadmuté vhodné klimatické podmínky pro její zavlečení a vznik trvalých populací. Zároveň interpretace obou porovnání rovněž naznačují, že v současném období je v mírném pásmu střední a severní části Evropské unie riziko etablování daného druhu nízké, nicméně s postupným nárůstem teplot a mírnějšími zimami v důsledku globální změny klimatu lze očekávat nárůst tohoto rizika.

Dále na základě predikce pomocí klimatických dat z WorldClim v2.0 Sample (2019) byla jako oblast s největší klimatickou shodou určena centrální část Chile a severozápad Argentiny. Výstupy z modelu při použití dat z World Stations (2019) pak ukazují na vysokou míru shody v centrálním Chile a v severozápadní i severovýchodní Argentině. Tyto regiony,

ležící v přirozeném areálu rozšíření druhu, představují z hlediska možného zavlečení tokozelky nadmuté do Evropské unie nejvýznamnější riziko.

Klíčová slova: tokozelka; biologická invaze; klimatická shoda; teplota; srážky; pleustofyta

Invasion potential of water hyacinth (*Pontederia crassipes*) in the EU

Summary

Biological invasions are a growing environmental and economic challenge on a global scale. One such problematic invasive species is water hyacinth (*Pontederia crassipes*), which is popular worldwide for its distinctive flowers and is often grown as a decorative element in water features in gardens. Wherever it has found suitable environmental conditions, it has spread at an extraordinary rate, forming extensive monotypic stands in lakes, rivers and other aquatic ecosystems. As a result, it interferes with human activities such as fishing and boating, and poses a threat to biodiversity.

Although established populations of this plant have been recorded in the wild on the European continent and predictions of its possible spread have been made in some areas, its invasion potential, particularly in colder temperate regions, remains unclear.

In this work, climate data from the Worldclim v2.0 Sample (2019) and World Stations (2019) databases were used to compare temperature and precipitation characteristics (mean, range, maximum and minimum, etc.) during the year in the native range of water hyacinth and in the European Union. Areas where water hyacinth is an invasive species have been identified, while the area in its native range that poses the greatest threat in terms of potential introduction into the European Union was selected. The analysis was carried out using the Climatch v2.0 online tool.

The results of the work have shown that the areas in the southern countries of the European Union have suitable climatic conditions for the introduction of water hyacinth and the establishment of permanent populations. At the same time, interpretations of both comparisons also suggest that the risk of establishment of the species in the temperate zone of the central and northern part of the European Union is currently low, but that this risk can be expected to increase with gradual increases in temperature and milder winters due to global climate change.

Furthermore, based on projections using climate data from the WorldClim v2.0 Sample (2019), central Chile and northwestern Argentina were identified as the areas with the greatest climate suitability. Model outputs using data from the World Stations (2019) then show a high degree of agreement in central Chile and both northwestern and northeastern Argentina. These

regions, which are within the natural range of the species, represent the greatest risk for the potential introduction of water hyacinth into the European Union.

Keywords: water hyacinth; biological invasion; climate matching; temperature; precipitation; pleustophytes

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíl práce	2
3 Literární rešerše	3
3.1 Biologické invaze	3
3.1.1 Terminologie a definice	3
3.2 Problematika invazní biologie.....	4
3.2.1 Invadovanost a invazibilita	6
3.3 Rozdíly v invadovanosti velkých území.....	7
3.3.1 Komparace invadovanosti ostrovů a pevniny	7
3.3.2 Komparace invadovanosti Nového světa a Starého světa	8
3.3.3 Komparace invadovanosti temperátní a boreální zóny s tropy.....	9
3.3.4 Komparace invadovanosti nížin a horských oblastí	10
3.4 Legislativní rámec	10
3.4.1 Evropská právní úprava	10
3.5 Tokozelka nadmutá (<i>Pontederia crassipes</i>)	11
3.5.1 Obecný popis druhu	14
3.5.2 Introdukce	15
3.5.3 Negativní dopady zavlečení.....	18
3.5.3.1 Ekologické dopady.....	18
3.5.3.2 Socio-ekonomické dopady	19
3.5.4 Monitoring	20
3.5.5 Možnosti využití	21
3.5.5.1 Vlákňité desky.....	22
3.5.5.2 Provazy.....	22
3.5.5.3 Fytoremediace	23
3.5.5.4 Využití rostlinné biomasy pro výrobu biopaliv.....	25
3.5.5.5 Krmivo pro ryby.....	27
3.5.5.6 Využití pro okrasné účely	27
4 Metodika	30
5 Výsledky	32
5.1 Worldclim v2.0 Sample (2019)	32
5.2 World Stations (2019)	34
6 Diskuze	36

6.1	Worldclim v2.0 Sample (2019).....	36
6.2	World Stations (2019).....	36
6.3	Porovnání.....	37
7	Závěr.....	38
8	Seznam použitých zdrojů.....	39
8.1	Seznam použité literatury.....	39
8.2	Seznam použité legislativy.....	48
9	Seznam použitých zkratk a symbolů.....	49
10	Samostatné přílohy.....	50

1 Úvod

Významným milníkem 80. a 90. let 20. století je ustanovení invazní ekologie jako samostatného biologického oboru. Od 80. let 20. století dochází k významnému nárůstu počtu studií zaměřených na problematiku rostlinných invazí (Davis 2006). Činnost člověka otrásá základy ekosystémů na lokální i globální úrovni, nezvratně je mění a zanechává nesmazatelnou stopu na stavu planety (Tilman et al. 2001). Lidská činnost, ať už přímo či nepřímo, přispívá ke snižování biologické rozmanitosti – od genetické variability přes celé ekosystémy, zahrnuje vymírání druhů a změny klimatu, které urychlují globální oteplování (Simberloff 2005; Gherardi 2007). Výzkum vlivů biologických invazí, které jsou všudypřítomnou součástí globálních změn, přinesl zásadní poznatky o procesech a následcích expanze nepůvodních druhů (Simberloff et al. 2013).

Jedním z takových druhů je tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*), která se řadí na seznam 100 nejhorších invazních rostlin (Cordeiro et al. 2020) a mnozí ji považují za nejškodlivější invazní vodní rostlinu na světě (Datta et al. 2021). Tento pleustofytní vodní makrofyt (Henry-Silva et al. 2008), jehož původ sahá do povodí Amazonky, se během minulého století rozšířil do více než 80 zemí (Jafari 2010). Díky svému rychlému šíření a ekologické přizpůsobivosti způsobuje na životní prostředí, hospodářský rozvoj a lidské zdraví negativní dopady (Sharma et al. 2015). Tato rostlina produkuje obrovské množství biomasy, která může být využita v různých oblastech, jako je čištění odpadních vod, odstranění těžkých kovů, výroba bioetanolu a bioplynu, průmyslové aplikace, produkce krmiv, zemědělství a podpora udržitelného rozvoje (Patel 2012). Díky svým výrazným květům je tato rostlina hojně vysazována jako okrasná vodní rostlina po celém světě. V oblastech, kde nalezne vhodné podmínky, se rychle šíří a vytváří rozsáhlé monotypické porosty v řekách, jezerech a rýžových polích. Tato expanze negativně ovlivňuje lidské aktivity, jako je rybolov nebo vodní doprava, a narušuje biologickou rozmanitost. Je prakticky nemožné ji zcela vymýtit, a proto může dlouhodobé řešení spočívat pouze v aplikaci strategií integrované ochrany, které zahrnují i biologickou kontrolu tohoto škůdce (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013).

S rostoucí klimatickou změnou, která s sebou nese vyšší nárůst teploty a příznivější podmínky se populace této rostliny navyšují a rozšiřují dále mimo svůj přirozený výskyt a umožňují její přežití v oblastech, kde by dříve nepřečkala zimu. Rostlina původem z tropických a subtropických oblastí vykazuje potenciál invadovat nové oblasti mírného pásma a nekontrolovatelně se zde šířit.

2 Cíl práce

Cílem této bakalářské práce bylo vypracování rešeršní části o problematice invazní biologie a dispozie tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*). Cílem vlastního výzkumu bylo provedení výpočtu klimatické shody pomocí aplikace Climatch v2.0 a vyhodnoceno etablování druhu na území Evropské unie.

3 Literární rešerše

3.1 Biologické invaze

3.1.1 Terminologie a definice

Invazní věda je dynamicky se rozvíjející disciplína, ve které chybí v souvislosti s šířením odborné terminologie normalizovaná struktura pro její vývoj. Důsledkem je nejasné, chaotické a nejednotné používání terminologie s diferentními nepřesnostmi v popisech poškození a zásahů. Z toho důvodu je nezbytná standardizovaná struktura pro konzistentní a univerzálně použitelnou terminologii, kvůli které by se zefektivnila komunikace z řad výzkumných pracovníků a politických činitelů. Nesoulad terminologie vychází z velmi prudkého nárůstu akademických a výzkumných publikací o procesech biologických invazí. Autory těchto publikací jsou experti z různých oborů a zemí od 90. let 20. století (Soto et al. 2024).

Živelný souhlas v odvětví rostlinných invazí přinesla práce pojednávající o jednotném obecném rámci, který invazi popisuje jako proces, při němž se druhu musí podařit překonat ekologické, geografické a socioekonomické bariéry, aby se dostal do dalšího stadia invaze (Pyšek 2018). Lze říct, že velká část biologické invaze studujících ekologů přijala terminologii v ní obsaženou. V české literatuře jsou některé termíny konvenční a mají jednoznačný význam, používání jiných je nejednotné, a i v anglické literatuře se o nich vedou dispute. Existuje především rozdíl mezi terminologií používanou v odborné ekologické literatuře (Richardson et al. 2000; Pyšek et al. 2004) a terminologií pro účely legislativy, například v dokumentech uvedených Mezinárodním svazem ochrany přírody (IUCN) a v Úmluvě o biologické rozmanitosti (CBD), Radou Evropy a Evropskou komisí. V uvedeném konceptu české terminologie vycházíme z konvencí používaných v odborné mezinárodní ekologické literatuře, zatímco předešlý návrh české terminologie se diriguje hlavně terminologií používanou v legislativě (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Pyšek et al. (2008) uvádí termíny a jejich vysvětlení z pohledu ekologie následovně:

- Původní druh – druh, který v území vznikl přirozenými evolučními procesy, nebo se do něj dostal bez přispění lidské aktivity z území, kde je původní.
- Nepůvodní druh – je takový, který se do daného území dostal v důsledku činnosti člověka, ať už úmyslně či neúmyslně.

- Přechnodně zavlečený druh – je druh, u kterého pro své přežívání v území závisí na opakovaném přísunu propagulí v důsledku lidské činnosti.
- Naturalizovaný druh – je zavlečený druh, který se nezávisle na lidské činnosti po dlouhou dobu ve volné přírodě pravidelně rozmnožuje, a to bez antropogenních zásahů.
- Invazní druh – naturalizovaný druh schopný se velmi rychle šířit na velké vzdálenosti od mateřské populace, a to na rozsáhlém území.
- Invazní a invazivní – adjektiva stejného významu, v češtině jsou tato přídavná jména odvozena od podstatného jména invaze, kde se termín invazní odráží v tématech ekologie a termín invazivní v oborech medicínských.
- Čas od zavlečení – počítá se v moment zavlečení druhu do určitého území.
- Impakt – též dopad. Ekologické, ekonomické a sociální implikace invaze jsou faktory ovlivňující biodiverzitu, fungování ekosystémů včetně lidského zdraví.
- Invaze – proces šíření nepůvodního druhu mimo oblast svého původního výskytu.
- Introdukce (zavlečení) – přenos druhu cílenou nebo nechtěnou cestou antropogenního zásahu z areálu původního výskytu do nové oblasti.
- Propagule – jakákoliv část organismu určená k šíření a reprodukci.
- Přísun propagulí (propagule pressure) – množství a intenzita reprodukováných částic nepůvodních druhů, které pronikají do systému.
- Archeofyty – rostliny zavlečené do míst nynějšího výskytu v období od počátku neolitu.
- Neofyty – zavlečený rostlinný druh vyskytující se na území Evropy po roce 1492.
- Invazivnost – též invazní potenciál. Schopnost nepůvodního druhu invadovat nové území.

3.2 Problematika invazní biologie

Počátkem 80. let 20. století se v celosvětovém měřítku začíná přikládat většímu zájmu a pozornosti biologickým invazím, které jsou v dnešních dobách aktuálním tématem současné ekologie (Pyšek et al. 2004). V dobách počátků zemědělství a prvních lidských migrací si lidé s sebou přenášeli rostliny cíleně nebo nevědomky, kdykoli migrovali se svým dobytkem,

semeny a ostatním zbožím na jiné území (Hodkinson & Thompson 1997). Člověk se tedy aktivně podílel na disperzi zástupců nejrůznějších druhů organismů z míst jejich původního výskytu nebo z míst, kam se sami dokázali rozšířit, na místa nová, jimž byla nepřístupná (Mlíkovský & Stýblo 2006).

Novodobá historie šíření a pronikání nepůvodních druhů je úzce propojena s obdobím, kdy se Evropani usilovně snažili o nadvládu nad územími a dobýváním světa, a to hlavně skrze rozvíjející se námořní dopravu. Lodě schopné plavby na širém moři vyplouvali na objevné plavby do nových oblastí a nacházeli zde nové kultury, předměty, odlišnou faunu a flóru atd., nové zboží umožňovalo intenzivní obchodní vztahy mezi všemi částmi Země. Za začátek globalizace je považováno objevení Ameriky v roce 1492 a propojení starého a nového světa (Nentwig 2014). Tímto propojením vymizel přirozený prostor druhů vymezující rozličné hranice, které nazýváme jako biogeografické bariéry (Mooney & Cleland 2001; Nentwig 2014).

Oblast, ve které určité druhy žijí, se může týkat celého kontinentu nebo zahrnovat výhradně jeden říční systém či ostrov. Historie rozšiřování a obsazování nových teritorií a možnosti jejich přirozeného šíření jsou pro jednotlivé druhy odlišné a často omezené. Pro pevninské druhy a pro druhy obývající vodní prostředí jsou pobřeží a břehy jejich přirozenou hranicí rozšíření. Horská pásma a rozlehlé pouštní končiny zase představují pro jiné druhy nepřekonatelnou překážku. Omezení se týká i v okolnostech ročních období. Překročení biogeografického pomezí je z ekologického pohledu velmi podstatné (Nentwig 2014). Ačkoli jsou geograficky izolované ekosystémy, jako jsou ostrovy, nejzranitelnější kvůli svému jedinečnému biologickému bohatství a samostatně se vyvíjejícím druhům, negativní vliv biologických invazí je prokazatelný i na rozsáhlejších územích, včetně celých kontinentů. Zavlečení nepůvodních organismů způsobuje změny v ekosystémech a narušuje strukturu biodiverzity prostřednictvím predace, potravní a prostorové konkurence, křížení druhů, šíření patogenů a dalších faktorů (Simberloff 2005; Gherardi 2007).

Chytrý & Pyšek (2008) rozdělují obor invazní ekologie do čtyř základních skupin.

- Určování druhů s jistými předpoklady k invaznímu chování, a vlastností biologických, které zvyšují pravděpodobnost stát se invazními (tzv. invazivnost druhů).
- Studium náchylnosti rozsáhlých území, biotopů a rozličných společenstev k invazím nepůvodními druhy a identifikace znaků společenstev podporujících pronikání nepůvodních druhů (tzv. invazibilita společenstev).
- Určení dopadů a důsledků invazí v rámci biodiverzity, lidského zdraví a ekonomiky.

- Vypracování metodiky pro likvidaci těch invazních druhů s potenciálem negativního dopadu.

3.2.1 Invadovanost a invazibilita

Termínem invazibilita se označuje vnitřní sklon společenstva (oblasti, biotopu) k invazi, která závisí na jeho vlastnostech (Lonsdale 1999). Metodickým problémem při studiu invazibility společenstev a území je, že různé faktory mohou ovlivňovat posbíraná dostupná data pozorovaných počtů nepůvodních druhů nebo jejich podíly z celkové flóry zachycené na jednotlivých lokalitách. Nemůžeme však z pouhé invadovanosti jednoznačně odvodit jakou měrou je příslušné společenstvo nebo území náchylné k invazím. I společenstvo vykazující poměrně velkou citlivost k invazím může být invadováno málo, za předpokladu výskytu na místě s nepatrným přísunem diaspor nepůvodních druhů (Chytrý & Pyšek 2008, 2009). Lze tedy konstatovat, že jedním z nejvýznamnějších faktorů určujících invadovanost společenstev je přísun diaspor nepůvodních druhů (propagule pressure) (Colautti et al. 2006). Příkladem je vegetace obývající okraje silnic nebo rostliny rostoucí v blízkém kontaktu lidských sídel, které mohou být více invadovány, a to z důvodu antropogenních zásahů, kdy člověk zavléká na podobná místa více diaspor nepůvodních druhů (Chytrý & Pyšek 2009). V novější mezinárodní literatuře se proto navrhuje rozlišení termínů invadovanost (level of invasion), sdělující sledované počty nebo podíly nepůvodních druhů na lokalitách, a invazibilita (invasibility), tedy skutečná náchylnost nebo citlivost společenstev k invazím. Odolnost vůči invazím neboli rezistence je opakem invazibility (Chytrý & Pyšek 2008, 2009).

Invazibilita je dána schopností nepůvodních druhů přežít v daném společenstvu, kde záleží na konkurenčním tlaku druhů, které se ve společenstvu vyskytují, na vlivu patogenů a býložravců, na klimatických extrémech a dalších (Chytrý & Pyšek 2009). Z hlediska herbivorie se jedná o hypotézu „evoluce zvýšené konkurenční schopnosti“, což předpokládá, že rostliny zavlčené do prostředí bez jejich obligátních herbivorů budou podléhat výběru preferující jedince, kteří vnášejí méně energie do obrany a více do vývoje a reprodukce (Blossey & Notzold 1995; Leger & Rice 2003; Siemann & Rogers 2003; Rogers & Siemann 2004; Jakobs et al. 2004; Maron et al. 2004). Mnohdy se jedná o nahodilé okolnosti a také o adaptaci nepůvodního druhu určitému společenstvu (např. lesní druh nemusí být z počátku moc úspěšný, když proniká do travinného porostu). Pro úspěšné obsazení daného společenstva, musí druh překonat vlivy všech těchto faktorů (Chytrý & Pyšek 2009).

Pro úspěšné obsazení daného společenstva, musí nepůvodní druh překonat působení všech uvedených faktorů (Lonsdale 1999; Chytrý & Pyšek 2009). Společenstvo lze označit za invazibilní, pakliže zdárně přežívají nepůvodní druhy v něm proniknuté (Chytrý & Pyšek 2008, 2009). Rozsah jejich přežívání, tedy invazibilita není závislá na početnosti zavlečených druhů. Invadovanost je výslednicí počtu nepůvodních druhů či počtu jejich jedinců, které se ve společenstvu vyskytly, a míry jejich přežívání (Chytrý & Pyšek 2009).

3.3 Rozdíly v invadovanosti velkých území

K formulaci několika obvyklých obecných tezí o rozdílech v invadovanosti rozličných území vedlo srovnání dat o zastoupení nepůvodních druhů v regionálních flórách různých koutů světa. Pro tato tvrzení byla zhotovena statistická otestování s využitím reprezentativních informačních souborů (Chytrý & Pyšek 2008).

3.3.1 Komparace invadovanosti ostrovů a pevniny

V literatuře biologických invazí je ostrovům věnována čím dál větší pozornost vzhledem k vysokému zastoupení cizích druhů a dopadu, který představují invazní druhy pro ekosystémovou dynamiku a původní druhy (Elton 1958; Lonsdale 1999).

Tento fenomén je velmi nápadný a byl důkladně popsán a pozorován už jako jeden z prvních jevů, které invazní ekologie rozeznala. Zvláště na geograficky separovaných ostrovech a souostrovích s taxonomicky izolovanou flórou, se četnost naturalizovaných nepůvodních druhů rostlin přibližuje četnosti původních druhů (Chytrý & Pyšek 2008, 2009).

Zpravidla se existencí volných nik definuje větší invadovanost ostrovů. Z teorie soustavy poznatků o biogeografiích ostrovů vyplývá, že jsou ostrovy v průměru méně druhotné než shodně velké části pevniny se stejným rozměrem podmínek prostředí a stejnými zdroji. Absence některých druhů na ostrově udává jistou pravděpodobnost nevyužití dostupnosti zdrojů a neobsazení některých biotopů, případně obsazení druhy, které se přednostně vyskytují v jiných biotopech a po čase se přizpůsobují. Z druhů zavlečených na ostrov vychází vysoká pravděpodobnost, že některé budou adaptabilní právě neobsazeným biotopům nebo biotopům, které jsou obsazeny původními druhy nenacházejících optimální podmínky. Poté se zavlečené druhy ve volných ostrovních biotopech snadno šíří, a to už při slabé konkurenci či absenci původních druhů (Chytrý & Pyšek 2008, 2009). V důsledku toho bývá podíl nepůvodních druhů v ostrovní flóře vyšší než v pevninských ekosystémech (Alastair M.M. Richardson 1992).

Dalším možným způsobem vysvětlení míry velké ostrovní invadovanosti je poměrně malá schopnost konkurenceschopnosti ostrovní květeny k mnohým druhům invadovaných z pevniny (Sax & Brown 2000). Evoluce ostrovních flór a flór pevninských probíhala izolovaně. Na rozměrných plochách pevnin se z existující velké druhové diverzity mohlo během evoluce světa v různých oblastech vyvinout množství konkurenceschopných druhů. Takové druhy mohou využívat značnou část zdrojů dosažitelných v daném prostředí. Biologické vlastnosti ostatních pevninských druhů byly v důsledku společného přímého vývoje vyselektovány tak, aby přežily vedle těchto dominant. S těmito dominantními druhy se vyvíjely i ostatní pevninské druhy, a to v přímém kontaktu. Jejich biologické znaky byly selektovány tak, aby kolem nich přežily. Jestliže se tyto konkurenčně odolné pevninské druhy zavlečou na ostrov, velmi obtížně se setkají s druhy konkurenčně silnějšími. Probabilita vzniku takových druhů vycházející z omezené diverzity původní ostrovní flóry je velmi malá. Druhům ostrovní flóry se nevyvinuly příslušné adaptace pro soužití se silnými konkurenty, protože ve své evoluční historii nebyly podobné konkurenci vystaveny (Sax & Brown 2000; Chytrý & Pyšek 2009). Avšak je nezbytné zmínit, že toto vysvětlení spíše vychází ze studií invazí obratlovců. Dosud chybějí ověřené doklady o vyhynutí původního druhu v důsledku invaze druhu nepůvodního (Blackburn et al. 2004; Chytrý & Pyšek 2009).

Větší invazibilitu ostrovních systémů predikují i triviální neutrální modely, tj. takové modely jejichž úkolem je snaha s minimálním počtem vstupních předpokladů vytvářet závislost pozorovanou v přírodě (Chytrý & Pyšek 2008, 2009). Herben (2005) ve své studii provedenou na počítačovém modelu ukázal, že již samotný rozdíl v počtu původních druhů mezi ostrovní a pevninskou flórou spolu s mezidruhovými rozdíly v rychlosti populačního růstu postačuje k tomu, aby byly ostrovy invadovány více než pevnina. Pevninská flóra obsahuje větší množství původních druhů, a proto je pravděpodobnější, že budou zahrnovat i více původních druhů s rychlým nárůstem populace. Na pevnině tyto druhy zaberou vhodná stanoviště, u kterých by jinak byla velká šance, že budou invadovány nepůvodními druhy. Pravděpodobnost existence takových původních druhů u menší ostrovní květeny je nižší, protože v celkovém počtu zahrnují méně původních druhů. Proto mohou nepůvodní druhy, které se na ostrovy dostaly náhodně, být úspěšnější (Herben 2005).

3.3.2 Komparace invadovanosti Nového světa a Starého světa

Nový svět je invadován ve větší míře než Starý svět (Chytrý & Pyšek 2008). Na konci 80. let 20. století vyslovil italský ekolog di Castri (1989) hypotézu, že uvedený nepoměr je

vysvětlován vlastnostmi druhů Starého světa, neboť prošly dlouhodobým vývojem v kontaktu s člověkem, a tudíž jsou dobře adaptovány na disturbance a šíření na stanovištích ovlivňovaných člověkem. V průběhu globálních proměn klimatu v geologické minulosti docházelo k větším migracím starosvětských druhů mezi různými oblastmi než u druhů novosvětských. V průběhu evoluce se druhy vystavovaly různým abiotickým faktorům čímž se u nich vyvíjela větší adaptabilita a konkurenceschopnost. Další eventuální příčina větší míry invadovanosti Nového světa je, že evropská kolonizátoři zavlékali starosvětské druhy do Nového světa oproti zavlékání novosvětských druhů do Starého světa (di Castri 1989; Lonsdale 1999; Chytrý & Pyšek 2009).

3.3.3 Komparace invadovanosti temperátní a boreální zóny s tropy

Rejmánek (1996) shromáždil údaje o počtech naturalizovaných druhů ve flórách na africkém, americkém a evropském kontinentu. Srovnáním zjistil, že v tropické květeně západní i východní polokoule je podíl naturalizovaných druhů na kompletní druhové rozmanitosti území výrazně menší než ve flórách mimotropických. Naturalizované druhy mají největší relativní zastoupení mezi 40. až 45. stupněm severní šířky.

Rejmánkův tým přinesl přesvědčivý důkaz, že nepůvodní druhy invadují více do oblastí mírného pásma než do oblastí tropických. To však platí pouze pro pevninu, obdobně byla pojata i analýza flóry cévnatých rostlin 63 oceánských ostrovů, která nicméně neukázala statisticky přesvědčivý rozdíl mezi tropickými a mimotropickými oblastmi. Lze tedy konstatovat, že tropické ostrovy jsou invadovány do téměř do stejné míry jako ostrovy v ostatních částech světa (Chytrý & Pyšek 2008, 2009).

Méně invadovaná tropická vegetace na pevnině nevysvětluje rozdíly v intenzitě a míře disturbance mezi ostrovy a pevninou a mezi tropickými a mimotropickými oblastmi, ani v přísunu diaspor nepůvodních druhů. Nízkou invadovanost tropické flóry tedy přisuzuje přirozené rezistenci tropických ekosystémů vůči invazím. Velké množství biomasy a velmi rychlé obnovení vegetačního krytí po narušení rezistenci podmiňuje (Rejmánek 1996). Lonsdale (1999) Rejmánkovy závěry potvrzuje při porovnání 184 různých oblastí ze světa. Vysoká náchylnost ostrovních ekosystémů k invazím je v případě tropických ostrovních oblastí důležitější než odolnost rychle rostoucí tropické vegetace světa (Rejmánek 1996; Chytrý & Pyšek 2009).

3.3.4 Komparace invadovanosti nížin a horských oblastí

Mnoho studií prokázalo, že s rostoucí nadmořskou výškou na jednotku plochy se počty druhů organismů zmenšují. S rostoucí nadmořskou výškou se množství nepůvodních druhů oproti počtu původních druhů mnohem rychleji zmenšuje (Rahbek 1995; Chytrý & Pyšek 2009). Proto jsou tedy nížiny invadovány více než horské oblasti, které disponují malým množstvím nepůvodních druhů. Takový vztah byl objeven v horských sférách různých částech světa, např. v Alpách (Becker et al. 2005; Chytrý & Pyšek 2009), Australských Alpách (McDougall et al. 2005; Chytrý & Pyšek 2009) a chilských Andách (Pauchard & Alaback 2004; Chytrý & Pyšek 2009). V některých nížinných oblastech, které jsou významně sušší než sféry středních nadmořských výšek, např. Kanárské ostrovy. Zde botanici zaznamenali maximální počet nepůvodních druhů vyskytujících se ve středních nadmořských výškách. Avšak zde také platí, že při zvyšující se nadmořské výšce se počty nepůvodních druhů zmenšují (Arévalo et al. 2005; Chytrý & Pyšek 2009).

Horské oblasti oproti nížinám vykazují menší míru ovlivnění invazními rostlinami, tento jev je zapříčiněn menší intenzitou dopravy a osídlením v horském pásmu. Svou roli zde hraje také menší přísun diaspor nepůvodních druhů, a to i z historického hlediska, kdy nížiny byly dříve a hustěji osídleny než horské oblasti. Menší míra invadovanosti horských sfér má i jiné možné příčiny. Nepůvodní druhy s možností invadovat horské oblasti by měly také pocházet z horských sfér a být takovému klimatu přizpůsobeny. Pro to, aby se horský druh rozšířil z jedné horské oblasti do druhé, musí daný druh překlenout nížinné pásmo, ke kterému není adaptován. Nížiny se staly jakousi bariérou, která zabraňuje invazím horských druhů. Zatímco pro invaze druhů z nížin se v průběhu evoluce žádná taková bariéra nevytvořila (Becker et al. 2005; Chytrý & Pyšek 2009).

3.4 Legislativní rámec

3.4.1 Evropská právní úprava

Evropský legislativní rámec v odvětví nepůvodních a invazních druhů je obsažen v Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. 1. ledna 2015 toto nařízení vešlo v platnost a směrnice stanovuje elementární pravidla k invazním nepůvodním druhům nejvíce problematickým z pohledu Evropské unie. Uvádí měřítko stanovení seznamu invazních nepůvodních druhů, hodnocení rizik, povinnost sledování, režim a omezení případných

výjimek, regulaci široce rozšířených nebo eradikaci nově zjištěných druhů (Ministerstvo životního prostředí 2024).

Součástí nařízení je seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii (tzv. unijní seznam). Seznam byl akceptován prováděcím nařízením Komise (EU) 2016/1141 a vešel v účinnost 3. srpna 2016. Inventář obsahoval celkem 37 druhů, z toho 23 živočichů a 14 zástupců rostlin. 1. aktualizace unijního seznamu proběhla v roce 2017 a byla přijata prováděcím nařízením komise (EU) 2017/1263 s účinností od 2.8. 2017 a na seznam bylo přidáno dalších 12 druhů. Po 2. aktualizaci unijního seznamu bylo přijato prováděcí nařízení komise (EU) 2019/1262 s účinností od 15.8. 2019 a na unijní seznam bylo přidáno dalších 17 druhů (Ministerstvo životního prostředí 2024). Další aktualizace proběhla v roce 2022 a ta byla přijata prováděcím nařízením komise (EU) 2022/1203 s účinností od 2.8. 2022, kdy na unijní seznam bylo přidáno 22 druhů. V celkovém počtu nyní unijní seznam skýtá 88 druhů, z čehož je 41 druhů rostlinné říše a 47 druhů z říše živočišné (Ministerstvo životního prostředí 2024).

Zákazy uvolňování do životního prostředí, převozu a dovozu na území EU, držení, chovu nebo pěstování a uvádění na trh jsou stanoveny nařízením pro druhy obsažené v unijním seznamu. Členské státy mohou z těchto zákazů povolit výjimku jen ve velmi vymezené sféře případů, konkrétně pro účely ex-situ ochrany, výzkumu či k upotřebení invazního nepůvodního druhu k léčebným účelům. V jiných zvláštních případech se může jednat jen o mimořádné důvody urgentního veřejného zájmu, kdy je nutné žádat Evropskou komisi o oprávnění k povolení výjimky (Ministerstvo životního prostředí 2024).

Pro členské státy EU se uvaluje povinnost připravit souhrnnou analýzu způsobů šíření druhů při vysazení či nezáměrném zavlečení. Na základě této analýzy dále stanovit prioritní způsoby šíření a zpracovat k nim akční plán se záměrem tyto systémy šíření řešit (Ministerstvo životního prostředí 2024).

3.5 Tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*)

V roce 1824 byl poprvé popsán tento druh a jméno *Pontederia crassipes* mu přidelil Carl Friedrich Philipp von Martius (Martius 1824) a to na základě exemplářů nasbíraných v Brazílii. Následně v roce 1843 došlo k rozdělení rodu Kunthem (WFO Plant List | World Flora Online 2024) a vytvořil tak rod *Eichhornia*, který obsahuje druhy s trojbokým vaječníkem a početnými vajíčky. Ignoroval přívlastek „*crassipes*“ a začal užívat jméno *Eichhornia speciosa* Kunth. Ignoroval také revizi z roku 1836 od Samuela Rafinesque (WFO Plant List | World Flora Online 2024), kde byl rod pojmenován *Piaropus*. V devatenáctém století došlo k použití řady dalších

kombinací různými autory, z nich ale nakonec v roce 1883 zavedl H. Solms-Laubach (WFO Plant List | World Flora Online 2024) kombinaci *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, pod kterou byl druh všeobecně znám (Gopal 1987). V nedávné době byl tento oficiální název na základě moderní taxonomické revize změněn, a proto správným aktuálním názvem tokozelky nadmuté je *Pontederia crassipes* Mart.

Pontederia crassipes běžně známá jako vodní hyacint či tokozelka nadmutá, má několik synonym, která byla historicky používána v botanické literatuře (Zicha 1997). Takových synonym evidujeme 10, jako např. *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Eichhornia speciosa* Kunth, *Oshuna crassipes* (Mart.) A.Haines, *Piaropus crassipes* (Mart.) Raf., *Eichhornia cordifolia* Gand., *Eichhornia crassicaulis* Schldtl., *Heteranthera formosa* Miq., *Piaropus mesomelas* Raf., *Pontederia crassicaulis* Schldtl., *Pontederia elongata* Balf. (Govaerts 2024).

Tab. 1 – Názvy tokozelky nadmuté v jiných jazycích. Převzato z Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013.

Mezinárodní běžné názvy	
Angličtina	floating water hyacinth; lilac devil; Nile lily; pickerelweed; water orchid; water violet
Španělština	aguapey (Argentina); cola de pato; hierba jicotea; lagunero (Nicaragua); lechuguilla; lila de agua; lila de caño; pontederia azul (Mexico); reina del agua; taruya (Nicaragua)
Francouzština	bofinace; héliotrope; jacinthe d'eau
Portugalština	jacinto aquatico
Místní obecné názvy	
Antigua a Barbuda	water violet
Argentina	aguapey; camalotes; jacinto de agua
Bangladéš	kachuripana
Brazílie	aguape de flor roxa; aguape puru-a; baronesa; dama del lago; jacinta d'agua; murumurii
Kambodža	kamplauk
Chile	jiro de agua; violeta de agua
Kolumbie	buchon; lirio de agua; tarulla
Demokratická republika Kongo	kongo ya sika
Kostarika	lirio de agua
Kuba	boniatillo de agua; flor de agua; hierba de jicotea; jacinto de agua; lirio acauático; malangueta
Československo (bývalé)	tokozelka; vodní hyacint
Dánsko	vanhyazint
Dominikánská republika	lila de agua
Egypt	bisnidh; habba; halassandi/halassant; war-el-nil; zanim; zoqqeym et-tani
Salvador	halsa; lechugo; lechugo de concha

Fidži	babadabeniga; bekabekairaga; jalkhumbe
Bývalý SSSR	wampee
Francie	eichhornie
Německo	wasserhyazinthe
Guatemala	lirio acuatico; ninfa
Indie	akasa thamarai; German pana; jalkhumbi; kachuripana; kajor pati; kolavazha; kulavali; neithamarai; pisachi thanana; sokh-samundar; tagoi; vilayati pana
Indonésie	bengai gondo; bengok; bia bia; eceng; eceng gondok; eceng padi; gendot; ilung ilung; mampau/mampoh; napping; sekar bopong; wewehan
Izrael	yakinton hamaim
Itálie	giacinto d'acqua
Jamajka	water lily
Japonsko	hotei-aoi; torin; uchikusa; weinchan
Malé Antily	glaïeul bleu
Madagaskar	tetezanalika; tsikafokafona
Malajsie	bunga jamban; keladi bunting; kemeling telur
Mauricius	hoteiaoi
Mexiko	jacinto acuatico; lirio acuatico
Myanmar (Barma)	beda-bin; ye-padauk
Nizozemsko	waterhyacint
Nikaragua	lirio de agua
Pákistán	gulbakauli; kalali
Peru	camalote; lirio de agua
Filipíny	water lily
Portoriko	flor de agua
Jihoafriká republika	Florida devil; lilac devil; waterhiasint
Španělsko	lirio de agua
Šrí Lanka	diya kehel; diya manel; habara/habarala; sabara; yapura
Surinam	badawaro; moessiri; oponopa-joelire
Tchaj-wan	putailien
Thajsko	paktopjava; sawah; top-chawa
Turecko	su sümbülü
Spojené státy americké	river raft
Uruguay	aguape/aguape-puru
Venezuela	bora; lagunera
Vietnam	luc-binh

Říše: *Plantae* (rostliny)

Podříše: *Streptophyta* (streptofyty)

Třída: *Equisetopsida* (equisetopsida)

Podtřída: *Magnoliidae* (magnólie)

Řád: *Commelinales* (křížatkovaré)

Čeleď: *Pontederiaceae* (modráskovitě)

Rod: *Pontederia* (modráska)

Druh: *Pontederia crassipes* (tokozelka nadmutá)

Taxonomický strom tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) (Govaerts 2024).

3.5.1 Obecný popis druhu

Tokozelka nadmutá z čeledi *Pontederiaceae* - modráskovitě je pleustofytní sladkovodní rychle rostoucí vytrvalá vodní rostlina pocházející ze subtropických a tropických oblastí Jižní Ameriky (Malik 2007; Téllez et al. 2008). Listy (6-10 na rostlině) jsou leskle zelené, seskupené do růžic dosahujících délky až 20 cm a šířky 15 cm (Center & Spencer 1981; Sooknah & Wilkie 2004). Listové čepele jsou nafouklé vzduchovými vaky, díky nimž mohou rostliny plavat na vodní hladině (Jafari 2010). Kořeny tvoří početnou robustní hmotu obvykle 20-60 cm dlouhou, ale mohou dorůstat délky až 300 cm (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013). V závislosti na živinových podmínkách může poměr dřevnatých a bylinných kořenů k výhonkům dosahovat až mezi 60-80 % celkové hmoty rostliny (Jackson et al. 1996; Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013). Květenství vyrůstají v několikakvětých hroznech, které mohou nést modrou, fialovou a nebo i bílou barvu a to je činí velmi nápadnými a atraktivními (viz Obr. 1) (Jafari 2010). Tento jednoděložný makrofyt se rozmnožuje především vegetativně stolony a také generativně semeny (Havel et al. 2015) a jeho rychlá reprodukční schopnost mu umožňuje za příznivých růstových podmínek zdvojnásobit biomasu za 6-14 dní (Keller & Lodge 2009). Výzkumníci provedli odhad, že během 8 měsíců může 10 rostlin vodního hyacintu rozmnožit až 655 360 rostlin, které mohou pokrýt plochu půl hektaru (Gunnarsson & Petersen 2007). (Center & Spencer 1981) uvádějí, že na jednom hektaru plochy se může nacházet více než dva miliony jednotlivých rostlin tokozelky nadmuté, což představuje celkovou hmotnost až 300 tun rostlinného materiálu.



Obr. 1 – Kvetoucí tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*) s nápadnými modrofialovými květy, které se do značné míry zasloužily o její antropogenní rozšíření po celém světě. Fotografie: J. Coetzee. Převzato z Coetzee et al. 2017.

3.5.2 Introdukce

Povodí Amazonky v Brazílii je téměř jistě oblastí, která je pro tokozelku nadmutou původní (Barrett & Forno 1982) a předpokládá se, že její přirozený výskyt před rokem 1800 nezasahoval mimo území Jižní Ameriky (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013). Koncem 19. století její rozšíření sahá do mnoha zemí Střední Ameriky a Karibiku. Poprvé byla rostlina zavlečena do Spojených států amerických v roce 1884, přičemž byla dodána účastníkům výstavy New Orleans Cotton Exposition ve státě Louisiana. Patrně se poté stala problémovou, neboť počátkem roku 1900 se rozšířila do jižních států USA (Julien et al. 2001).

Zásluhou svých výrazných květů byla úmyslně přivezena do botanických zahrad v mnoha zemích, odkud se následně nekontrolovaně rozšířila jako invazní rostlina. Gopal (1987) poskytuje některé údaje o introdukci: Austrálie, Egypt a Japonsko, vše kolem roku 1890;

Indonésie, 1894; Indie, 1896; Čína, 1902 (1901) podle (Yan et al. 2001) ; Singapur, 1903; Srí Lanka, 1904; Jižní Afrika, 1910; Filipíny, 1912; Myanmar, 1913.

V jihovýchodní Asii se tokozelka nadmutá významně rozšířila do Malajsie, Indonésie, Filipín, Vietnamu, Thajska, Kambodži a Laosu, stejně jako do jižních provincií Číny a Japonska. Poprvé byla tato rostlina zaznamenána v Papui-Nové Guineji v roce 1962 (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013).

Výrazné dopady introdukce se významně projevovali zejména v Africe, přičemž kolem roku 1950 byly patrné v řece Kongo, v řekách Sigi a Pangani v Tanzánii kolem roku 1955, v horním toku Nilu kolem roku 1956 a v Senegalů kolem roku 1960 (Gopal 1987). První zmínka o této rostlině v Súdánu se datuje k roku 1957 a předpokládá se její zavlečení buď v tomto roce nebo krátce předtím. V důsledku lodní dopravy se následně začala rychle šířit po přítocích Nilu (Gay 1960). Výskyt tokozelky nadmuté ve Viktoriině jezeře byl zaznamenán již v roce 1989 (Moorhouse et al. 2001).

Obecně se předpokládá, že tokozelka nadmutá byla do Evropy zavlečena v průběhu 30. let 20. století přes Portugalsko, odkud se následně šířila zavlažovacími kanály do celé středozápadní části této země (Téllez et al. 2008). Některé studie však uvádějí, že k introdukci této rostliny na Pyrenejský poloostrov došlo teprve před 20 lety (Cobo et al. 2010).

Aktuálnější rešerše literatury však odhalila záznamy o zavlečení této rostliny do Velké Británie z Trinidadu v období let 1823 až 1825, přičemž v roce 1851 je již uváděna jako pěstovaná v Královských botanických zahradách v Kew (Hooker 2013). Z dostupných informací vyplývá, že tato rostlina byla již na počátku 19. století pěstována v různých botanických zahradách po Evropě, například v pařížské botanické zahradě od roku 1829 (Desfontaines 1829), kde byla zaznamenána jako *Pontederia crassipes*, a rovněž v botanických zahradách ve Vídni (Endlicher 1842) a Amsterdamu (Miguel & Groenewegen 1857). Instrukce k jejímu pěstování byly ve Španělsku zveřejněny v roce 1859 (Colmeiro 1859). Na základě těchto informací lze vyvodit, že již od první poloviny 19. století byl tento druh v Evropě běžně pěstován jako zahradní rostlina, přičemž cílená introdukce významně přispěla k jeho rozšíření v soukromých i botanických zahradách napříč Starým světem – a to navzdory dřívějším varováním ohledně jejího invazního chování, která přicházela například z Asie, Afriky a Austrálie (Parolin et al. 2010, 2012). Zejména cenné jsou údaje z katalogů osiv týkající se introdukce tokozelky nadmuté v jiných zemích, jako jsou Spojené státy americké, které naznačují, že k jejímu zavlečení došlo dříve, než se dosud uvádělo (Mack 1991). Dle Coetsee et al. (2017) je ustálení dlouhodobě přežívajících populací této rostliny na evropském

kontinentu poměrně nedávným jevem a zatím se vyskytuje převážně v teplých středomořských regionech, jako jsou Pyrenejský poloostrov (viz Obr. 2), Itálie a ostrov Korsika.

Tokozelka nadmutá je v mnoha zemích, včetně Austrálie a Jihoafrické republiky, uvedena na seznamu invazních plevelů. V některých státech, jako je Austrálie, může být dokonce zakázáno jakékoliv přemísťování rostlinného materiálu (Parsons & Cuthbertson 2001). V některých případech mohou platit předpisy nařizující likvidaci této rostliny na všech místech jejího výskytu, jejich prosazování je však složité a nejednotné. Nedostatečná regulace je hlavním důvodem nejzávažnějších invazí tohoto druhu po celém světě. Snadná dostupnost rostlin, včetně tokozelky nadmuté, prostřednictvím internetu navíc ohrožuje úsilí o omezení jejich prodeje a šíření do zemí, které je zařadily na tzv. blacklist (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013).



Obr. 2 – Zamořená lokalita Ave River tokozelkou nadmutou (*Pontederia crassipes*) v Portugalsku. Dostupné z: <https://www.inaturalist.org/observations/245725746>.

3.5.3 Negativní dopady zavlečení

3.5.3.1 Ekologické dopady

Složení společenstev fytoplanktonu, zooplanktonu a ryb ve sladkovodních ekosystémech je výrazně ovlivňováno strukturou společenstva makrofyt (Meerhoff et al. 2007). Komplexní struktura vytvářená rostlinami ve svrchní vrstvě vodního sloupce může představovat nový prvek v ekosystémech, které se vyznačují absencí plovoucích rostlin (Arora & Mehra 2003). Vzhledem k propojenosti organismů ve vodním ekosystému je obtížné určit celkový dopad rostliny. Změna v primární produkci jezera se může odrazit v celém ekosystému a ovlivnit různé trofické úrovně, a to jak přímo úpravou dostupnosti stanovišť, tak nepřímo změnami v energetických tocích. Silná vzájemná provázanost biologických společenstev ve vodním prostředí znesnadňuje předvídaní dopadů nepůvodního druhu bez důkladného pochopení současného systému a jeho vlivu na různé složky ekosystému (Villamagna & Murphy 2010).

Tokozelka nadmutá se často usazuje v oblastech s nedostatkem dominantní vodní vegetace, avšak dokáže také vytlačovat submerzní vegetaci a fytoplankton (Mitchell 1985). U rozsáhlých oblastí jezera Alaotra v Madagaskaru byly zaznamenány ekologicky cenné lokality pokryté hustými plovoucími rohožemi tokozelky nadmuté, které ohrožují mnoho druhů, včetně kachny *Thalassornis leuconotus* (Nicoll & Langrand 1989). Snížení průtoku vody v řekách, zavlažovacích a odvodňovacích kanálech vede k omezení dostupnosti vody pro zavlažování nebo ke zvýšenému riziku záplav (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013). Gopal (1987) uvádí, že průtok vody v zavlažovacích kanálech klesá o 40–95 %, což v některých případech způsobuje záplavy v Malajsii a Guyaně.

Nadměrná evapotranspirace vede k plýtvání vodou, která by jinak mohla být využita jako voda pitná, na zavlažování, rybolov atd. Byly zaznamenány ztráty až třináctkrát vyšší než u volné vodní plochy, přičemž průměrné ztráty jsou 2,5 násobné (Gopal 1987).

Během rozkladu rohoží klesá hladina rozpuštěného kyslíku a zvyšuje se sedimentace (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013). Mironga et al. (2012) popisují vliv tokozelky nadmuté na fyzikálně-chemické vlastnosti vody v jezeře Naivasha v Keni. Mezi dopady patří vyšší koncentrace volného oxidu uhličitého, nižší pH a nižší hladina rozpuštěného kyslíku v zasažených oblastech ve srovnání s volnou vodou. Podobná studie v Badagry Creek a Ologe Lagoon v Lagosu v Nigérii (Ndimele 2012) zjistila vliv na salinitu, vodivost, celkovou tvrdost a celkový obsah rozpuštěných látek ve vodě. I když *P. crassipes* může mít negativní vliv na

kvalitu vody, její schopnost pasivně absorbovat těžké kovy a živiny nabízí potenciál pro efektivní využití (Rojas-Sandoval & Acevedo-Rodríguez 2013).

3.5.3.2 Socio-ekonomické dopady

Socioekonomické dopady invazních druhů mají dichotomický charakter. Přítomnost tokozelky nadmuté s sebou nese jak výhody, tak nevýhody, stejně jako opatření zaměřená na její prevenci, kontrolu či eradikaci, včetně ekologických dopadů těchto opatření. Z pohledu socioekonomiky invaze tokozelky nadmuté do sladkovodních ekosystémů významně narušuje různé způsoby lidského využití. Mezi nejzásadnější dopady patří omezení přístupu k lodím, snížení splavnosti, ztížení rekreačních aktivit a narušení potrubních systémů zásobujících vodou zemědělství, průmysl i obce. Negativně je ovlivněn také rybolov, včetně přístupu k rybářským revírům a možnosti lovu ryb (viz Obr. 2) (Kateregga & Sterner 2009). Navíc v některých regionech může tokozelka nadmutá způsobit, že evapotranspirace dosáhne až desetinásobku výparu z otevřené vodní hladiny (Gopal 1987). Tento jev může způsobit značné problémy zejména v regionech s nedostatkem vody a v menších vodních nádržích. Tokozelka nadmutá výrazně ovlivňuje rybolov tím, že mění složení rybí populace nebo snižuje dostupnost cílových druhů. Ve Viktoriině jezeře vedlo rozšíření plovoucích porostů této rostliny k poklesu rybářských úlovků, protože znesnadnilo přístup k lovištím, zpomalilo distribuci ryb na trhy a zvýšilo náklady spojené s rybolovem, včetně vynaložené práce i materiálního vybavení (Kateregga & Sterner 2009). Kromě problémů s přístupem k lovištím a narušení při rozmísťování nebo vytahování sítí, či při vykládce úlovků, může mít tokozelka nadmutá vážný vliv na rybí populace a chov ryb. Ačkoli řídké porosty tohoto druhu nemusí mít negativní dopad na početnost ryb, v některých případech mohou být dokonce výhodně využity při specifických rybolovných metodách (Gopal 1987).

Socioekonomické dopady tokozelky nadmuté se liší v závislosti na způsobu využívání konkrétního vodního útvaru. Pokud daná vodní plocha slouží více účelům, bude pravděpodobně zasažena výrazněji. V případě, že je hlavním využitím vodního zdroje jeho zásobovací funkce, lze dopady vyhodnocovat především na základě změn v kvalitě vody. Přestože je obtížné přesně finančně vyčíslit ztrátu kvality vody, lze ji odhadnout prostřednictvím náhradních výpočtů. V tomto případě může být indikátorem ekonomické hodnoty jakákoli změna nákladů na její úpravu, což odpovídá principu metody náhradních nákladů. Kromě přímých ekonomických aspektů ovlivňuje invaze tokozelky nadmuté také biodiverzitu, včetně volně žijících druhů rostlin a živočichů, a ekosystémové služby, jejichž hodnota často nebývá zachycena v tradičním

tržním systémem. K posouzení těchto vlivů lze proto využít alternativní metody, například kontingenční oceňování, které se zaměřuje na oceňování nehmotných environmentálních přínosů a škod (Holl & Howarth 2000). Metoda podmíněného oceňování je poměrně časově náročná, a proto se při snaze vyčíslit náklady a přínosy invazních druhů pravděpodobně nebude hojně využívat. Je rovněž důležité si uvědomit, že biologické a socioekonomické důsledky se nemusí projevit ihned. Místo okamžitého dopadu se mohou negativní efekty kumulativně zvyšovat v čase nebo vznikat v důsledku vzájemného působení biologických a ekonomických faktorů (Parker et al. 1999). Husté porosty tokozelky nadmuté mohou vést ke snížení hladiny rozpuštěného kyslíku, avšak pravděpodobně by větší socioekonomickou pozornost vyvolalo riziko hromadného úhynu ryb. Jelikož je složité plně zohlednit veškeré dopady, je nezbytné v prostředí, kde se invazní druhy šíří stále rychleji, zaměřit na efektivní strategie jejich řízení a stanovit jasné priority (Villamagna & Murphy 2010).

Při managementu invazních rostlin je klíčové zohlednit rychlost jejich opětovného růstu. Často se volí strategie s nejnižšími náklady, aniž by se přihlíželo k dlouhodobé účinnosti zvolených opatření. Tento aspekt je zásadní zejména v ekosystémech, kde není možné rostlinu zcela vymýt. Například mechanické drcení této rostliny představuje finančně méně náročnou alternativu oproti její sklizni (Greenfield et al. 2006). I když může být mechanická kontrola na začátku levnější metodou než použití herbicidů, v dlouhodobém horizontu může chemická regulace být nákladově efektivnější díky pomalejší obnově rostlin po aplikaci herbicidů. V zemích, jako jsou Spojené státy americké, však mohou nové regulace týkající se povolení a monitorování chemických kontrolních programů výrazně zvýšit celkové náklady na jejich realizaci (Greenfield et al. 2007).

3.5.4 Monitoring

Směry vývoje urbanizace spolu s rostoucí eutrofizací sladkovodních a pobřežních vodních ekosystémů naznačují, že tyto potíže budou v budoucnosti pravděpodobně nabývat na intenzitě (Williams et al. 2005). Efektivní zvládnutí této hrozby si žádá přesné a včasné sledování možných výskytů tokozelky nadmuté ve vodních ekosystémech (Shekede et al. 2008). Monitoring je klíčový pro určení rozsahu zamoření, jelikož poskytuje informace potřebné pro plánování strategií regulace a zvládnutí situace (Dube et al. 2017). Monitoring výskytu této rostliny se tradičně zakládá na terénních šetřeních s omezeným prostorovým dosahem, při nichž se uplatňují metody náročné na čas i lidské zdroje (Ritchie et al. 2003). Tato skutečnost omezovala objem získaných dat, což vedlo k neúplnému porozumění faktorům,

kteře ovlivňují výskyt a šíření tokozelky nadmuté v různých regionech. V uplynulých deseti letech však zvýšená dostupnost volně přístupných satelitních snímků otevřela nové možnosti pro cenově dostupné a rozsáhlé sledování vodních ploch (Turner 2013). Družicové systémy umožňují získávat snímky s vysokým prostorovým rozlišením v krátkých časových intervalech z lokalit, kde se tokozelka nadmutá běžně vyskytuje, což je obzvláště užitečné v těžko dostupných či ekologicky citlivých oblastech nebo tam, kde existují důležité hospodářské zájmy. Přesto však vývoj efektivních automatizovaných nástrojů pro spolehlivou identifikaci této rostliny na těchto snímcích a jeho odlišení od jiných typů vodní flóry zůstává problematickým. Jako perspektivní přístupy se jeví nasazení pokročilých metod strojového učení schopných zpracovávat rozsáhlé datové sady a kombinace s dalšími zdroji informací, včetně leteckého snímkování, měření pomocí vodních senzorů či zapojení veřejnosti prostřednictvím tzv. občanské vědy (Datta et al. 2021).

3.5.5 Možnosti využití

Ačkoliv je tokozelka nadmutá v mnoha zemích brána jako rostlina plevelná, která je zodpovědná za velké množství problémů, mnoho jednotlivců, institucí a skupin dokázalo pro tuto nebezpečnou a problémovou rostlinu najít užitečné využití (Villamagna & Murphy 2010; Jafari 2010). Samotná rostlina má vláknitou tkáň, vysoký obsah bílkovin, energie a obsahuje více než 95 % vody, může být tedy využita pro řadu výhodných aplikací (Kumari et al. 2018). Pomocí vědeckých studií bylo zjištěno potenciální využití tokozelky nadmuté jako rostlinu vhodnou pro fytoremediace, organické hnojivo, výrobu papíru a bioplynu, potravu pro lidi, vlákninu a krmivo pro zvířata (Jafari 2010).

Již několik let provádí Menonitský ústřední výbor sídlící v Bangladéši experimenty okolo výroby papíru za použití rostlinných částí tokozelky nadmuté (Haider 1989). Vytvořili dva projekty, ve kterých se používají stonky tokozelky nadmuté pro výrobu papíru (Ndimele et al. 2011). Samotné vlákno této rostliny nenese známky vysoké kvality, ale při smíchání onoho vlákna s jutou nebo odpadovým materiálem se kvalita výrazně zvyšuje. Vláknu je nutné před jejím zahřátím dávkovat s bělicím práškem, uhličitanem sodným a uhličitanem vápenatým (Ndimele et al. 2011; Kumari et al. 2018).

Na prvním mohutnějším projektu výroby papíru se účastní 120 výrobců a jeho konečný produkt dosahuje přiměřené kvality. Ve druhém projektu je dosažená kvalita papíru nízká, a proto je tento koncový produkt vhodný pro další výrobu krabic, složek atd. Na výrobu této buničiny se účastní 25—30 lidí, a to za použití upraveného rýžového mlýna (Haider 1989).

Úspěšně realizovány obdobné nápady a projekty malovýroby papíru můžeme naléznout v řadě zemí, včetně Bangladéše, Filipín, Indie a Indonésie (Jafari 2010; Kumari et al. 2018).

3.5.5.1 Vlákenné desky

Tokozelku nadmutou je také možné využít pro výrobu vláknitých desek pro všeobecné použití (Haider 1989; Jafari 2010; Kumari et al. 2018). Výzkumný ústav pro domy a stavby v Dháce realizoval experimenty zaměřené na výrobu vláknitých desek z vláken tokozelky nadmuté a dalších místních surovin. Navrhli a sestavili místní zařízení pro výrobu dřevovláknitých desek určených k univerzálnímu použití (Haider 1989; Kumari et al. 2018) a také bitumenové desky s potenciálním využitím jako levné střešní krytiny (Haider 1989; Jafari 2010; Kumari et al. 2018).

Stébla tokozelky nadmuté se rozsekají a vařením zredukuje, poté se promyjí a roztlučou. Dalším krokem je buničinu vybělit a smíchat ji s odpadní papírovinou a porcelánovým jílem jakožto filtračním činidlem, a vyrovná se pH. Vytvořené desky se dají plavat do kádě s vodou, upraví se v ručním lisu a pro jejich dokončení se zavěsí k sušení. Tyto vláknité desky nesou fyzikální vlastnosti, které jsou dostatečně dobré pro jejich využití ve stavebnictví a to v podobě stropů a vnitřních příček (Haider 1989; Kumari et al. 2018). V současnosti se provádějí studie zaměřené na použití desek s bitumenovým povlakem pro střešní krytiny (Kumari et al. 2018).

3.5.5.2 Provazy

Z vláken obsažených v tokozelce nadmuté lze vyrábět provazy (viz Obr. 3), u kterých je postup výroby velmi podobný jako u provazu jutového. Pro získání vláken je nutné stonky rostlin podélně rozdrtit, a poté se několik dní suší. Aby se u hotového lana v budoucnu zabránilo jeho hnití, musí lano projít impregnační metabisulfitem sodným. Pro dekorativní účely se lano používá např. v Bangladéši u místního výrobce nábytku (Haider 1989; Jafari 2010; Kumari et al. 2018).



Obr. 3 – Provazy zhotovené z vláken tokozělky nadmuté (*Pontederia crassipes*). Dostupné z <https://vigifarm.com/water-hyacinth-rope-99.html>.

3.5.5.3 Fytoremediace

Fytoremediaci lze definovat jako sadu postupů využívajících rostliny k čištění půdy nebo vody od anorganických i organických nečistot (Placek et al. 2016). Bylo zjištěno, že tokozelka nadmutá je vhodným aspirantem pro bioremediaci, což znamená, že má rostlina vhodné atributy, které posilují její využití v této technologii. Opakované výzkumy prokázaly, že tokozelka nadmutá je v podmínkách kontrolovaného růstu efektivní a ekonomickou alternativou k tradičním metodám čištění, protože zrychluje absorpci a extrakci průmyslových a zemědělských odpadních vod kontaminovaných anorganickými, organickými a toxickými kovy (Adewumi & Ogbiye 2009). Tokozelka nadmutá se používá k odstraňování nebo redukci živin, organických sloučenin a patogenů z vody a je schopna čistit odpadní vody obsahující těžké kovy a rozpuštěné ionty (Gopal 1987; Adewumi & Ogbiye 2009). Cibulová pletiva, kořeny a listy rostliny mají schopnost akumulovat vysoké koncentrace těžkých kovů (Thapa et al. 2016). V Kalifornii bylo zjištěno, že koncentrace rtuti v tkáni listů tokozělky nadmuté je totožná s koncentrací v sedimentu pod rostlinou, což poukazuje, že správně provedená sklizeň této rostliny by mohla zmírnit kontaminaci rtuť (Greenfield et al. 2007). Interakce tokozělky

nadmuté a *Acinetobacter* sp. kmen WHA ukazuje velmi pozitivní ekonomicky životaschopnou variantu k rozkladu a odstraňování insekticidu chlorpyrifos ze znečištěné vody (Anudechakul et al. 2015). U tokozelky nadmuté byl rovněž pozorován pozitivní účinek na bioremediaci půdy znečištěné ropou a celkovými ropnými uhlovodíky (THC) (Udeh et al. 2013). Díky její vysoké bioremediační schopnosti se v Malajsii osvědčila jako efektivní nástroj při odstraňování palmového oleje z palmového milleffluentu (POME), přičemž doba zpracování je kratší a dokáže snížit biologickou spotřebu kyslíku v odpadní vodě tak, aby vyhovovala regulačním normám (Tan Ai Wei 2019). Tokozelka nadmutá je díky svému kořenovému systému velmi vhodnou rostlinou pro rhizofiltrační proces, což je technologie, která se studuje jako metoda pro kontrolu znečištění vody. Z mokřadů oblasti východní Kalkaty v Indii bylo zjištěno, že účinně akumuluje těžké kovy, jako jsou křemík, fosfor a zinek, ve svých tělních tkáních (Pramanick et al. 2015). Po remediaci tokozelkou nadmutou došlo k výraznému snížení obsahu těžkých kovů, uhlíku a biologické spotřeby kyslíku v toxických odpadních vodách. To potvrzuje její schopnost redukovat toxicitu odpadních vod pomocí fytopurizace (Victor et al. 2016). V chromitových dolech Sukinda (SCM) v Indii byl proveden experiment zaměřený na odstranění toxického hexavalentního chromu z odpadních vod pomocí tokozelky nadmuté. Při úpravě přibližně 100 litrů odpadní vody během 15 dnů bylo dosaženo až 99,5% odstranění chromu. Stejná studie rovněž prokázala výrazné snížení parametrů vody, jako je biochemická spotřeba kyslíku a celkový obsah rozpuštěných látek (Saha et al. 2017).

Ke komerčnímu čištění odpadních vod se již dlouhou dobu využívá tokozelka nadmutá. Její mimořádná schopnost absorbovat živiny a další znečišťující látky z odpadních vod byla však dlouho přehlížena mnoha odborníky v oblasti odpadního hospodářství (So et al. 2003). Díky své schopnosti absorbovat živiny představuje potenciální biologickou náhradu pro sekundární a terciární čištění odpadních vod (Ho & Wong 1994; Cossu et al. 2001). Wenwei et al. (2016) uvedl, že tato rostlina má schopnost ve svém výhonkovém a kořenovém systému ukládat přebytečné dusičnany, což ji předkládá velký potenciál v aktivním odstraňování dusičnanů z eutrofních zemědělských odpadních vod. V posledních letech roste zájem o výzkum vodních makrofyt jako potenciálních kandidátů pro odstranění polutantů, nebo dokonce jako bioindikátorů těžkých kovů v rámci vodních ekosystémů (Aoi & Hayashi 1996; Maine et al. 1999). Tokozelka nadmutá má zvláštní význam jako jeden z mnoha druhů vodních rostlin, které byly v posledních desetiletích úspěšně využívány k čištění odpadních vod. Je zásadní vyzdvihnout, že tato rostlina má obrovský potenciál pro odstranění velkého množství znečišťujících látek z odpadních vod (De Casabianca & Laugier 1995; Maine et al. 2001; Sim

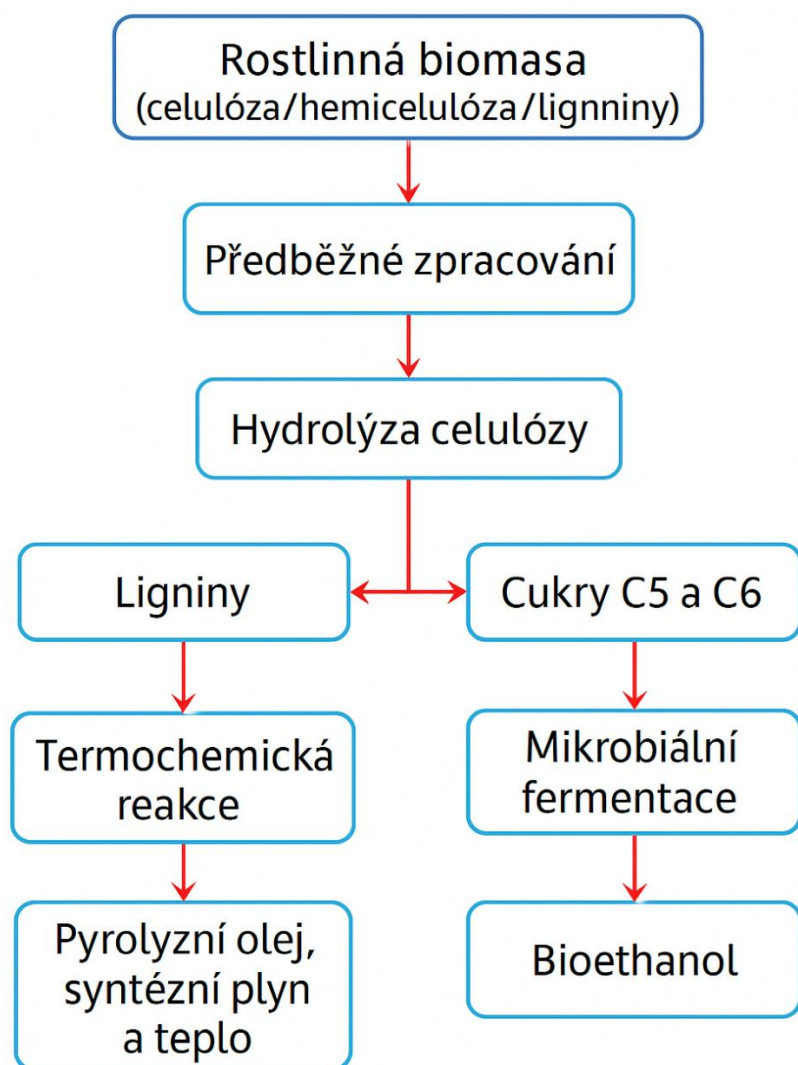
2003; Mangabeira et al. 2004) a že bylo navrženo mnoho vodních systémů, v nichž je tokozelka nadmutá kličovou složkou (U.S. EPA 1988; Aoi & Hayashi 1996).

3.5.5.4 Využití rostlinné biomasy pro výrobu biopaliv

Vzhledem k tomu, že zásoby fosilních paliv se postupně vyčerpávají, je nutné hledat nové, cenově dostupné, obnovitelné a ekologicky šetrné zdroje energie. V tomto kontextu představuje tokozelka nadmutá nadějnou alternativu k odvrácení hrozící energetické krize (Bhattacharya & Kumar 2010). Biopaliva zahrnují veškeré energeticky bohaté chemické látky, které vznikají biologickými procesy nebo chemickou přeměnou biomasy pocházející z dřívě živých organismů (Rodionova et al. 2017). Využití tokozelky nadmuté pro výrobu bioplynu je již dlouhou dobu předmětem značného zájmu. Přeměna dalších organických materiálů, především živočišných a lidských odpadů, na bioplyn je dobře etablovanou technologií v malém a středním měřítku, která se široce využívá v řadě rozvojových zemí, zejména v Číně a Indii (Gopal 1987).

Použití tokozelky nadmuté pro fermentaci v tradičním bioreaktoru přináší určité problémy. O této rostlině je známo, že obsahuje velké množství vody, což znamená, že sklizeň poskytuje jen malé množství organické hmoty vhodné pro přeměnu na bioplyn. Velikost fermentoru musí být větší než u tradičních typů, protože poměr produkce plynu k objemu rostliny je nízký, což může způsobit potíže se zajištěním těsnosti nádoby. Před vstupem do fermentoru je nutné tokozelku předem zpracovat (rozdrtit, nasekat nebo rozmělnit), aby se podpořila fermentace a odstranil vzduch zachycený v pletivech rostliny, který by ji jinak udržoval na hladině. Pro snížení potřeby velkoobjemových fermentorů, byly zavedeny techniky rychlého rozkladu. Jeden podobný nápad byl testován v Bangladéši týmem z Warwick University ve Velké Británii a Výzkumného ústavu pro bydlení a stavebnictví v Dháce, Bangladéši (Haider 1989). Navržený systém zahrnoval malý reaktor s přepážkou o velikosti 8,3 cm, který byl napájen šťávou z tokozelky. Denní průtok reaktorem činil 1,2 m³. Pro podporu fermentace bylo do této šťávy přidáno malé množství bachoru a kravského trusu (odebraného z kravského žaludku). Vyrobené množství plynu bylo příznivé, ale vyskytlé problémy s průtokem si vyžadují další zkoumání. V další studii prováděné převážně v Indii se ukázalo, že je možné z jedné tuny polosušené tokozelky nadmuté získat až 4 000 litrů plynu s metanem o obsahu až 64 % (Gopal 1987). Biomasa může sloužit k produkci bioplynu, přičemž vedlejší produkty lze využít jako organické hnojivo nebo při dalším rozkladu zkvasitelných sacharidů k výrobě bioetanolu (Nigam 2002).

Vodní rostliny navíc nepředstavují konkurenci pro půdní zdroje využívané k pěstování potravinářských plodin na orné půdě, což z nich činí významný faktor při výrobě biopaliv. V posledních letech se objevují zprávy o genetickém inženýrství mikroorganismů, které dokážou zvýšit produkci etanolu z hemicelulózy jejím fermentováním na oligosacharidy (Dien et al. 2003; Mishima et al. 2008). Mishima et al. (2008) rovněž zjistili, že tokozelka nadmutá má srovnatelné dispozice pro produkci bioetanolu jako zemědělský odpad, což z něj činí perspektivní surovinu pro výrobu biopaliv a průmyslové odvětví s možností vytváření pracovních míst. Na diagramu tedy lze pozorovat, jak efektivně využít rostlinnou biomasu nejen pro výrobu biopaliv, ale i pro další užitečné energetické produkty (viz Obr. 4).



Obr. 4 – Schéma vývojového diagramu zobrazující jednotlivé kroky procesu výroby bioetanolu a bioplynu.

Převzato z Bhattacharya & Kumar 2010.

3.5.5.5 Krmivo pro ryby

Ryby mají různé potravní návyky a některé druhy, jako například amur a tilapie, se dokážou živit různými vodními rostlinami. Z tohoto důvodu lze tokozelku nadmutou využít jako surovinu pro výrobu krmiva pro ryby. To může přispět ke zvýšení obsahu hrubých bílkovin v krmivu (díky vysoké koncentraci bílkovin v listech a kořenech rostliny) a případně i ke zlepšení jeho stravitelnosti. Krmivo s až 40% podílem této rostliny může sloužit jako náhrada rybí moučky ve složení krmiva pro juvenilní stádium kapra obecného (*Cyprinus carpio*). Studie prokázaly, že kapři v tomto vývojovém stádiu, krmení krmnou směsí obsahující tokozelku nadmutou jako součást rybí moučky, zaznamenali po 70 dnech významný přírůstek hmotnosti (Mohapatra 2015). Sarker & Aziz (2020) zaznamenali změny v nutričním zásobování ryb po přidání tokozelky do rybího krmiva. Tento krok vedl ke snížení nákladů na výrobu krmiva, což následně zvýšilo ziskové marže. Výsledky studie ukázaly, že přídavek až 25 % této rostliny do složeného krmiva neměl negativní vliv na růst kapra, avšak jako optimální množství pro tento druh se ukázalo přibližně 15 % tokozelkové moučky. Mahmood et al. (2018) při hodnocení potenciálu tokozelky nadmuté jako alternativního krmiva pro amura bílého (*Ctenopharyngodon idella*) využitím celé rostliny i jejích jednotlivých částí zaznamenali vyšší hmotnostní přírůstky, vyšší obsah hrubého proteinu a lepší stravitelnost živin u diety s listovou moučkou, aniž by došlo k histologickým změnám v játrech a ledvinách ryb. To naznačuje, že list této rostliny představuje velmi vhodnou alternativu krmiva pro vodní živočichy. Tokozelka nadmutá se rovněž ukázala jako vhodná součást potravy v dietě skalár a může být začleněna do jejich potravní diety až do úrovně 32 % hrubých bílkovin. Bylo prokázáno, že zařazení biomasy tokozelky do stravy skalár amazonských (*Pterophyllum scalare*) zlepšuje jejich růstovou výkonnost a míru přežití (Sipaúba-Tavares et al. 2019). Bylo rovněž zjištěno, že rozklad tokozelky nadmuté po chemické úpravě uvolňuje živiny, které stimulují růst fytoplanktonu a následně přispívají ke zvýšení výnosů ryb (Gopal 1987).

3.5.5.6 Využití pro okrasné účely

Biologické invaze a s nimi spojená ztráta biodiverzity patří k hlavním výzvám ochrany přírody na globální úrovni. Země postihnuté těmito problémy investují značné prostředky do boje proti invazním druhům a snahy o minimalizaci jejich negativních důsledků (Weber et al. 2008; Kopecký et al. 2013). Mezinárodní obchod s okrasnými vodními organizmy je dnes

považován za jednu z hlavních cest, jak se mohou tyto organizmy dostat do nových oblastí (viz Obr. 5) (Kopecký et al. 2013).

V posledních letech se stále více zvyšuje zájem o malé přírodní nádrže, tedy zahradní jezírka, a s tím roste i rozmanitost druhů, které jsou v těchto jezírkách chovány, jak ukazují inzerce (Peay 2009; Hussner 2012; Patoka et al. 2014). Zahradní jezírka bývají často osazena rostlinami, které se přizpůsobují vodnímu nebo bažinatému prostředí (Wood et al. 2003). Možné nebezpečí u zahradních jezírek spočívá v jejich propojení s přírodními vodními plochami, což může podpořit šíření neindigenních druhů. Dosavadní výzkumy se zaměřovaly především na rostliny a živočichy, kteří jsou do jezírek záměrně umisťováni (Van De Wiel et al. 2009; Chucholl 2013; Papavlasopoulou et al. 2013). Zatímco je považováno za možné, že do zahradních jezírek s okrasnými rostlinami mohou být neúmyslně zavlečeni nepůvodní bezobratlí živočichové (Wood et al. 2003), je třeba zdůraznit, že takzvaní „stopaři“, tedy organizmy spojené s obchodovanými druhy, jsou stále relativně málo prozkoumaní (Duggan 2010; Patoka et al. 2016a).

V poslední době nabývá na popularitě pěstování dekorativních sladkovodních organizmů a rostlin v okrasných zahradních jezírkách. Mezi často vyhledávané makrofyty patří tokozelka nadmutá (*Pontederia crassipes*), která je sezónně distribuována do různých částí světa, zejména z oblastí jihovýchodní Asie. Přestože je v těchto regionech hojně dostupná, jedná se o nepůvodní druh, jehož přirozeným areálem výskytu je Jižní Amerika. Po dovezení bývají tyto rostliny zpravidla bez prodlení vysazovány do venkovních jezírek, čímž se zvyšuje riziko neúmyslného vypuštění nepůvodních a nežádoucích druhů do volné přírody (Patoka et al. 2016b). Vodní vegetace je obecně známa tím, že vytváří lákavé mikrohabitáty pro rozmanité skupiny živočichů, s důrazem především na bezobratlé organizmy (Krecker 1939). Složení fauny asociované s tokozolkou nadmutou ve volné přírodě již bylo předmětem výzkumu, přičemž zvláštní pozornost byla věnována ponořeným kořenům, které slouží jako klíčové útočiště pro rozmanité a početné společenstvo interrhizonních bezobratlých (21–25). Patoka et al. (2016b) mimo interrhizonu identifikovali i přítomnost určitých bezobratlých organizmů, například housenek, které se vyskytují nad hladinou vody, především na listech a jejich zduřelých (bulbózních) stoncích. V tomto výzkumu byla nalezena některá imaga drobných rozměrů, jako jsou blanokřídlí a trásněnky patřící do aeroplanktonu (Glick 1939). Introdukční cestou nebyly přeneseny pouze očekávané druhy z interrhizonu, ale také překvapivě i druhy, které s tokozolkou nebyly přímo asociovány. Přestože v tomto konkrétním případě byli všichni aeroplanktoničtí živočichové nalezeni mrtví, nelze zcela vyloučit, že by v jiných případech mohli přežít (Patoka et al. 2016b).

Přesné údaje o množství tokozelky nadmuté dovezené do Evropy nejsou k dispozici, nicméně hrubé odhady naznačují import v řádu desítek až stovek tisíc jedinců ročně. Navzdory tomu, že zásilky těchto vodních rostlin procházejí tříděním a následnou kontrolou ze strany rostlinolékařských autorit jak v Indonésii, tak i v České republice, bylo v analyzovaných rostlinách zaznamenáno velké množství drobných i větších bezobratlých vodních živočichů (Patoka et al. 2016b). Česká republika představuje klíčový uzel pro import okrasných vodních živočichů a rostlin z mimoevropských zemí do Evropské unie (Kopecký et al. 2013; Patoka et al. 2015; Kalous et al. 2015), přičemž díky volnému obchodu v rámci Unie dochází k bezproblémovému šíření nežádoucích doprovodných druhů napříč členskými státy (Patoka et al. 2016b).



Obr. 5 – Rostliny tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) na prodej v zahradním centru jižně od Londýna ve Velké Británii v květnu 2017. Fotografie: Benjamin Price. Převzato z Coetzee et al. 2017.

4 Metodika

Za účelem predikce potenciálního rozšíření tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) na území členských států Evropské unie byly stanoveny následující klíčové faktory hodnoty teplot: nejteplejší měsíc, nejchladnější měsíc, průměrná roční teplota, nejchladnější čtvrtletí, nejteplejší čtvrtletí, nejsušší čtvrtletí, nejvlhčí čtvrtletí, roční rozsah teplot a hodnoty srážek: nejsušší měsíc, nejvlhčí měsíc, nejsušší čtvrtletí, nejvlhčí čtvrtletí, nejchladnější čtvrtletí, nejteplejší čtvrtletí, variační koeficient – déšť, průměrné roční srážky. Klimatická data z databází Worldclim v2.0 Sample (2019) a World Stations (2019) byla použita pro porovnání těchto hodnot programem Climatch v2.0 a pro vypočtení klimatické shody byl použit Euklidův algoritmus.

Online program Climatch umožňuje porovnávání klimatických charakteristik mezi zvolenými regiony. Climatch porovnává vždy dva typy regionů: zdrojovou a cílovou oblast. Predikce možného rozšíření druhu je opřena o porovnání meteorologických dat z lokalit, ve kterých se druh přirozeně vyskytuje, s údaji z meteorologických stanic nacházejících se v cílových oblastech. Meteorologické stanice jsou na mapě znázorněny červenými nebo modrými body.

Tyto regiony jsou stanoveny uživatelem pomocí výběru meteorologických stanic na mapě. Zdrojová oblast (source region) definuje region přirozeného výskytu hodnoceného druhu, kdežto cílová oblast (target region) symbolizuje území, kam by potenciálně mohl být druh zavlečen. Porovnáváním těchto oblastí byla online nástrojem Climatch vždy vypočítána klimatická shoda.

V této práci byla nejprve vymezena zdrojová oblast se stanicemi, které se nacházely v regionech přirozeného geografického rozšíření studovaného druhu. Dle Govaerts (2024) byla zpracována zdrojová oblast původního výskytu daného druhu. V této zdrojové oblasti se meteorologické stanice nacházely na území Jižní Ameriky (Argentina severozápadní, Argentina severovýchodní, Bolívie, Brazílie západní a střední, Brazílie jižní, Brazílie jihovýchodní, Brazílie severní, Brazílie severovýchodní, Chile střední, Kolumbie, Francouzská Guyana, Guyana, Paraguay, Peru, Surinam, Uruguay, Venezuela).

Jako cílová oblast byly definovány státy Evropské unie (Belgie, Bulharsko, Česko, Dánsko, Německo, Estonsko, Irsko, Řecko, Španělsko, Francie, Chorvatsko, Itálie, Kypr, Lotyšsko, Litva, Lucembursko, Maďarsko, Malta, Nizozemsko, Rakousko, Polsko, Portugalsko, Rumunsko, Slovinsko, Slovensko, Finsko a Švédsko).

Vybraným meteorologickým stanicím v cílové oblasti byla přiřazena jedna z 11 barev číselného spektra od 0 do 10 (viz Obr. 6). Čím vyšší je třída shody (např. 10), tím bližší je shoda podnebí mezi zdrojovou a cílovou lokalitou; tj. shoda třídy 10 je klimaticky nejvhodnější a 0 je klimaticky nejméně vhodná.

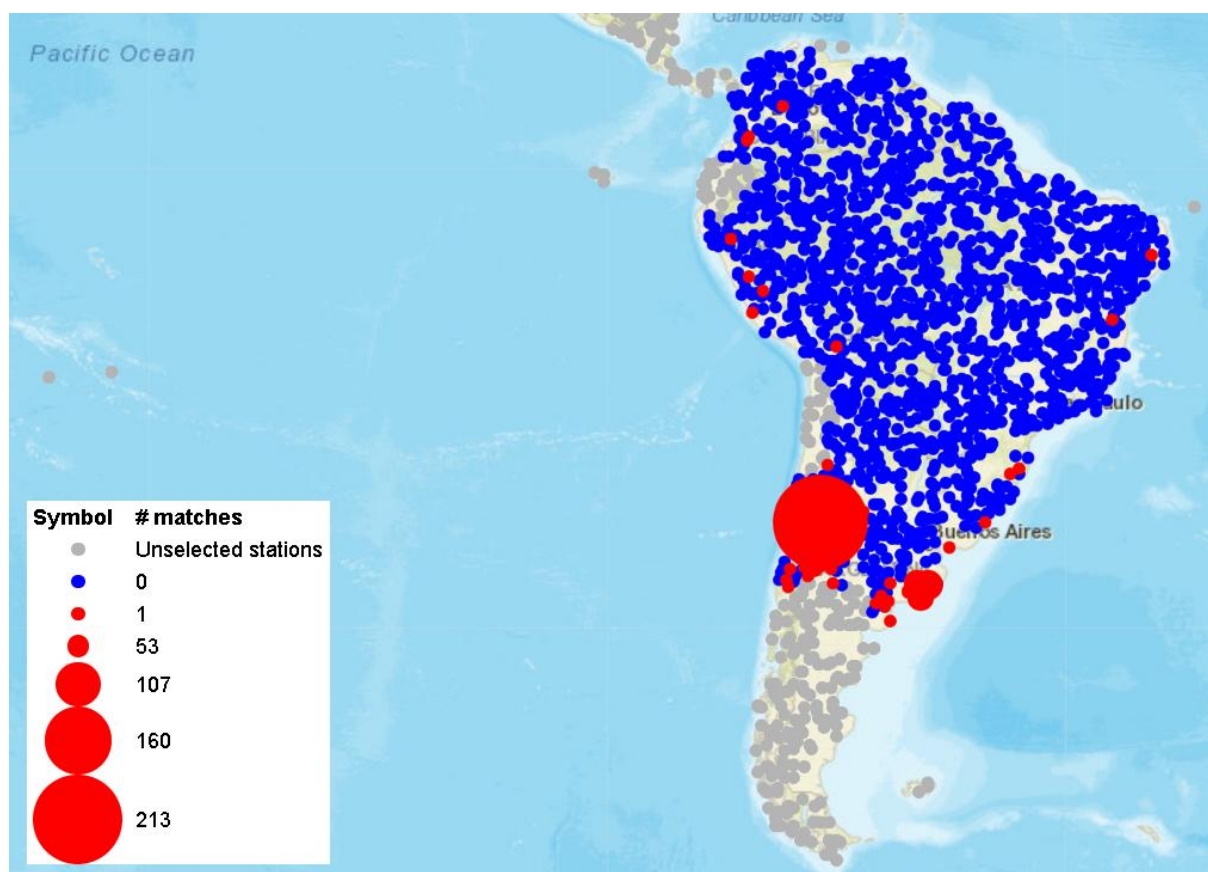
Score	Color	Count
0	●	0
1	●	0
2	●	0
3	●	0
4	●	0
5	●	0
6	●	0
7	●	0
8	●	0
9	●	0
10	●	0

Obr. 6 – Barevné číselné spektrum výsledných map. Čím vyšší je hodnota a zároveň teplejší odstín barvy, tím je větší klimatická shoda mezi hodnocenými regiony.

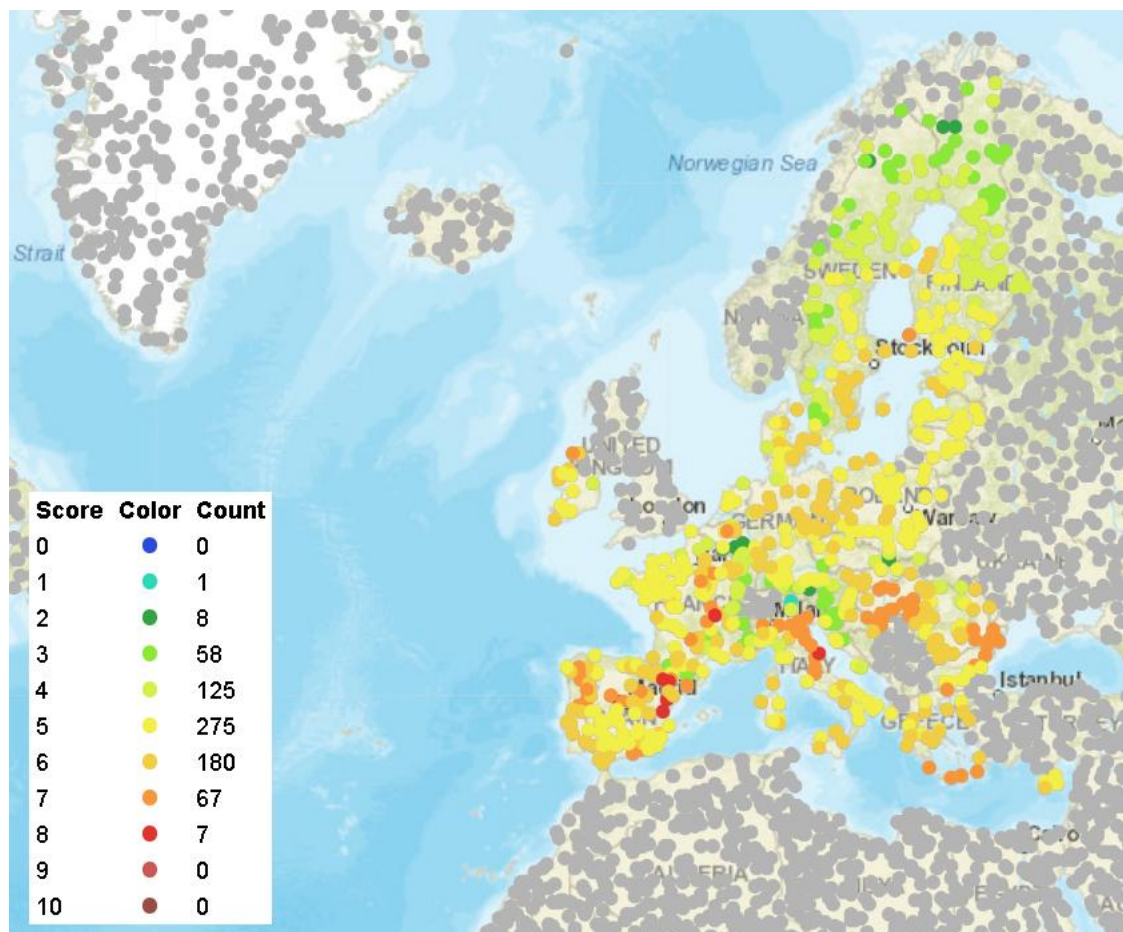
5 Výsledky

Modře označené stanice ze zdrojové oblasti, které byly zahrnuty do výpočtu klimatické shody vykazují nižší potenciál pro uchycení tokozelky v cílových oblastech. Červené body reprezentují meteorologické stanice použité při výpočtu shody, kdy jejich velikost znázorňuje četnost jejich využití. Čím větší byl bod, tím častější byla shoda se stanicemi v cílové oblasti. Stanice nesoucí barvu šedého odstínu nebyly vybrány pro analýzu, protože jejich lokace se nacházela mimo původní areál rozšíření tokozelky.

5.1 Worldclim v2.0 Sample (2019)



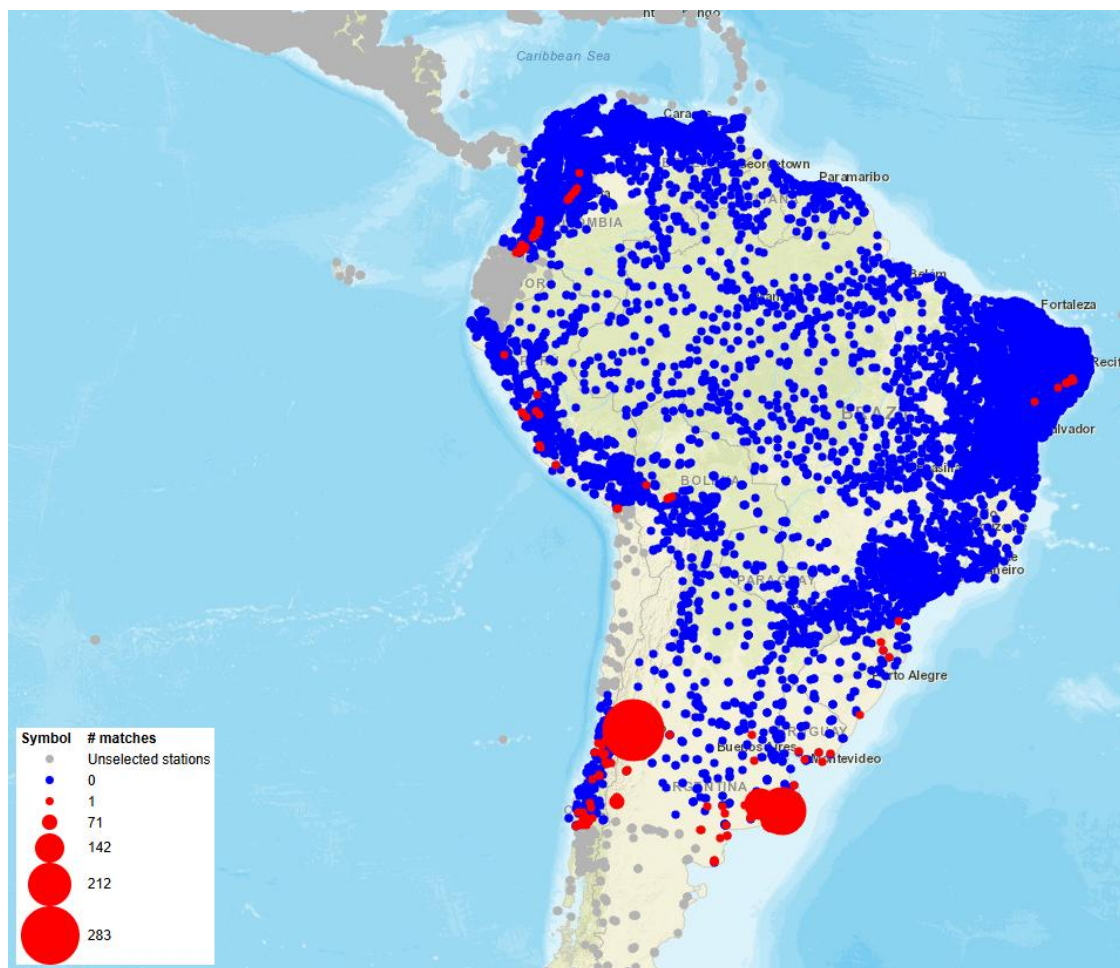
Obr. 7 – Mapa zobrazující klimatickou shodu tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) ve zdrojových oblastech s využitím dat z databáze Worldclim v2.0 Sample (2019).



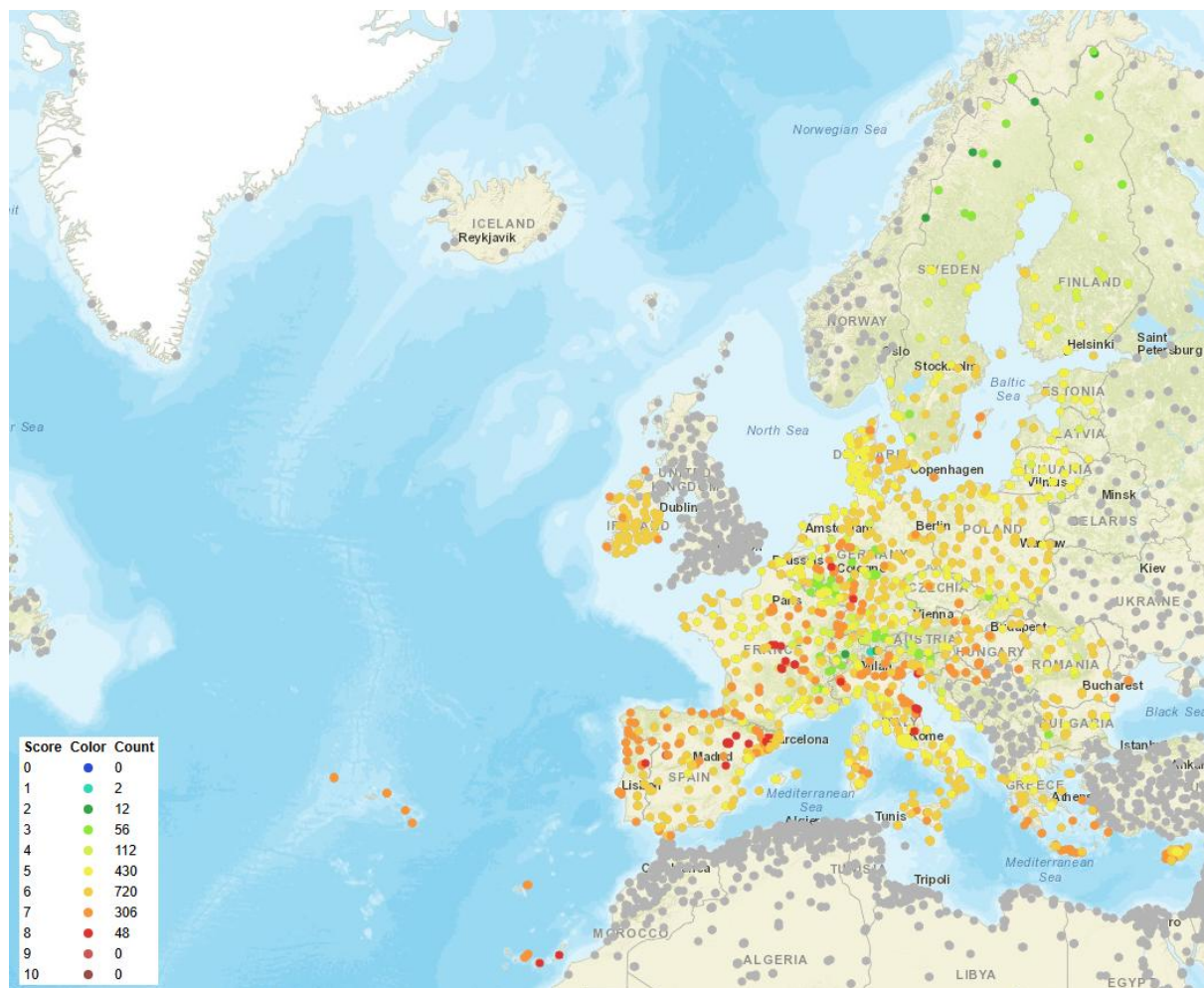
Obr. 8 – Mapa znázorňující klimatickou shodu tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) na území členských států Evropské unie s využitím dat z Worldclim v2.0 Sample (2019). Parametry rovné nebo vyšší než 7 identifikují regiony s vysokou pravděpodobností vzniku etablované populace v případě zavlečení.

721 cílových stanic na území Evropské unie bylo zahrnuto do projektování. Pouze u 74 (10 %) meteorologických stanic program vypočítal hodnotou 7 a více (viz Obr. 8). Program vypočítal největší shodu pro populace ze severozápadní části Argentiny a centrální části Chile (viz Obr. 7).

5.2 World Stations (2019)



Obr. 9 – Mapa zobrazující klimatickou shodu tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) ve zdrojových oblastech za použití dat z databáze World Stations (2019).



Obr. 10 – Mapa znázorňující klimatickou shodu tokozelky nadmuté (*Pontederia crassipes*) na území členských států Evropské unie s použitím klimatických dat z World Stations (2019). Parametry rovné nebo vyšší než 7 identifikují regiony s vysokou pravděpodobností vzniku etablované populace v případě zavlečení.

1686 cílových stanic na území Evropské unie bylo zahrnuto do projektování. Pouze u 354 (21 %) meteorologických stanic program vypočítal hodnotou 7 a více (viz Obr. 10). Program vypočítal největší shodu pro populace ze severozápadní a severovýchodní Argentiny a centrálního Chile (viz Obr. 9).

6 Diskuze

V predikci potenciálního rozšíření tokozelky (*Pontederia crassipes*) nadmuté na území členských států Evropské unie byla vypracována analýza klimatické shody mezi původním areálem výskytu (zdrojová oblast) a oblastmi členských států Evropské unie (cílová oblast). Pokud klimatická shoda mezi zdrojovou oblastí a klimatickými podmínkami v cílové lokalitě dosáhla skóre 7 nebo vyšší, bylo to vyhodnoceno jako absence environmentálních bariér bránících přežití (Kalous et al. 2015; Patoka et al. 2018). Pro porovnání výsledků klimatické shody byla použita data z databází Worldclim v2.0 Sample (2019) a World Stations (2019).

6.1 Worldclim v2.0 Sample (2019)

Dle predikce potenciálního rozšíření tokozelky nadmuté na území Evropské unie bylo zjištěno, že jako nejvhodnější podmínky pro její šíření a etablování panují v jižní části Evropy, konkrétně ve Španělsku, Portugalsku, jižní Francii, Itálii, Řecku, Maďarsku a Bulharsku. Tyto oblasti byly vyhodnoceny v 7 cílových stanicích skórem 8 a v 67 cílových stanicích skórem 7, což signalizuje určitou vhodnost a podobnost klimatických podmínek pro etablování a šíření tohoto invazního druhu.

Oblasti Pyrenejského poloostrova vykazují vysokou míru invazibility tokozelky nadmuté, její šíření například po povodí španělské řeky Guadiany potvrzuje (Téllez et al. 2008), vysoký invazní potenciál byl také zaznamenán na jihu Španělska v rameni řeky Guadalquivir v Seville, kde byla popsána a analyzována akce rychlé reakce provedená proti invazi této rostliny (García-de-Lomas et al. 2022).

6.2 World Stations (2019)

Po vložení možných proměnných z databáze World Stations (2019) predikční model stanovil oblasti členských států Evropské unie s nejvhodnějšími podmínkami pro možné uchycení a založení etablovaných populací tokozelky nadmuté. Podle naměřených hodnot cílových stanic lze usoudit, že pouze jižní část Evropské unie vykazuje vysoký potenciál k invazi touto rostlinou. Tato tvrzení se shodují se závěry práce Coetzee et al. (2017), která potvrzuje vytvoření stabilních populací ve Středomořské oblasti mírného pásma Evropy, a také upozorňuje na pravděpodobnost nárůstu vhodných stanovišť v důsledku probíhajících globálních klimatických změn.

6.3 Porovnání

Dle provedených výpočtů v online nástroji Climatch v2.0 s použitím klimatických dat z databází Worldclim v2.0 Sample (2019) a World Stations (2019) lze posoudit, že dosažené výsledky vyznačují obdobné hodnoty. Predikční modely také předpokládají v jižních oblastech Evropské unie pravděpodobné riziko šíření invaze tokozelky nadmuté, které se bude dále zvyšovat za současných klimatických změn. Klesající trend v počtu extrémně nízkých teplot a pokles mrazivých zim bude vytvářet pro tento druh příznivější podmínky k růstu, přezimování a zakládání trvalých populací.

Potenciální rozšíření tokozelky nadmuté v Evropě směrem na sever je jednoznačně vymezeno chladovým stresem, zatímco klimaticky vyhovující oblasti obklopují Pyreneje a Centrální masiv v jižní Francii (Kriticos & Brunel 2016). Tison et al. (2014) uvedli, že ve Francii je tento druh naturalizován výhradně na Korsice, kde se dále nerozšiřuje. Současná doložení výskytu tokozelky nadmuté v Itálii se týkají pouze malých vodních toků, zavlačovacích kanálů v zemědělských zónách a jednotlivých tůň rozptýlených po celé zemi, přičemž doposud se žádný záznam netýkal velkých jezer nebo mokřadů (Azzella et al. 2013a, 2013b). Veškeré analyzované budoucí klimatické scénáře naznačují, že hrozba invaze v Evropě pravděpodobně výrazně vzroste, přičemž jako nejvíce ohrožené oblasti se jeví část území Francie, Itálie, Portugalska, Řecka a Španělska (Kriticos & Brunel 2016).

Tokozelka nadmutá je v zónách mírného Evropského klimatu evidována jako přítomný druh (Govaerts 2024), nicméně populace nepřežívají Evropské zimní podmínky a hynou v důsledku působení chladového stresu (Kriticos & Brunel 2016). Podle komparace obou výsledných map můžeme vyvozovat, že tokozelka nadmutá bude mít v mírném pásmu Evropy potenciál invadovat tyto oblasti.

V současné době má tokozelka nadmutá v členských státech Evropské unie velmi omezený výskyt, a proto by bylo vhodné uvažovat o možnosti koordinované eradikační kampaně či strategii zaměřené na cílené zamezení jejího dalšího šíření (Kriticos & Brunel 2016). Evropská a středomořská organizace pro ochranu rostlin (EPPO) publikovala specifická regulační opatření, která slouží jako návod s pokyny jednotlivým státům k eradikaci a zvládnutí výskytu této invazní rostliny. Tyto doporučení poskytují rámec pro efektivní likvidaci a omezení jejího rozšiřování (EPPO 2021).

7 Závěr

Za pomoci klimatických dat z databází Worldclim v2.0 Sample (2019) a World Stations (2019) byl proveden výpočet klimatické shody pomocí aplikace Climatch v.2.0 a vyhodnoceno riziko etablování tokozelky nadmuté na území Evropské unie. Vzhledem ke klimatické podobnosti mezi zdrojovými a cílovými oblastmi bylo stanoveno, že riziko etablování tokozelky nadmuté na území Evropské unie je skutečně opodstatněné, i když geograficky limitované.

Z výsledků vyplývalo, že oblasti jižních zemí Evropské unie nabízejí klimaticky příznivé podmínky pro introdukci a vznik trvalých populací. Interpretace obou porovnání rovněž predikují, že v aktuálním období je v mírném pásmu střední a severní části Evropské unie riziko etablování daného druhu nízké, avšak s rostoucími teplotami a mírnějšími zimami v důsledku globální klimatické změny lze očekávat jeho zvýšení.

Dále byla pomocí klimatických dat z databáze WorldClim v2.0 Sample (2019) predikována nejvyšší klimatická shoda pro populace původem z centrální části Chile a severozápadní Argentiny. Podle klimatické databáze World Stations (2019) byla stanovena nejvyšší shoda s oblastmi v centrálním Chile a severozápadní a severovýchodní části Argentiny. Tyto území v původním areálu výskytu tokozelky nadmuté vykazují největší riziko z hlediska možného zavlečení do Evropské unie.

Dosažené výsledky mohou pomoci nasměrovat pozornost a utváření politiky států, které jsou vystaveny největšímu riziku invaze. Primárním krokem je posílení sledování výskytu tohoto invazního nepůvodního druhu, implementace odpovídajících legislativních řešení (například regulace obchodu s tokozelkou nadmutou), realizace školení pro kontrolní složky, rozvoj edukace a osvětových aktivit mezi veřejností, například informování prodejců v zahradnictví o hrozbách šíření tokozelky do volné přírody a vzdělávání koncových spotřebitelů.

Na základě dosud nízkému počtu studií a panující nejasnosti ohledně invazního potenciálu tokozelky nadmuté v chladnějších oblastech mírného pásma je vhodné uvažovat o pokračování ve výzkumu a provádět pravidelný monitoring aktuálního stavu.

8 Seznam použitých zdrojů

8.1 Seznam použité literatury

- Adewumi I, Ogbiye AS. 2009. Using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) to treat wastewater of a residential institution. *Toxicological & Environmental Chemistry* **91**:891–903. <https://doi.org/10.1080/02772240802614648>.
- Alastair M.M. Richardson. 1992. Altitudinal distribution of native and alien landhoppers (*Amphipoda: Talitridae*) in the Ko'olau Range, O'ahu, Hawaiian Islands. *Journal of Natural History* **26**:339–352. <https://doi.org/10.1080/00222939200770181>.
- Anudechakul C, Vangnai AS, Ariyakanon N. 2015. Removal of Chlorpyrifos by Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and the Role of a Plant-Associated Bacterium. *International Journal of Phytoremediation* **17**:678–685. <https://doi.org/10.1080/15226514.2014.964838>.
- Aoi T, Hayashi T. 1996. Nutrient removal by water lettuce (*Pistia stratiotes*). *Water Science and Technology* **34**:407–412. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00772-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00772-X).
- Arévalo JR, Delgado JD, Otto R, Naranjo A, Salas M, Fernández-Palacios JM. 2005. Distribution of alien vs. native plant species in roadside communities along an altitudinal gradient in Tenerife and Gran Canaria (Canary Islands). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **7**:185–202. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.09.003>.
- Arora J, Mehra NK. 2003. Species Diversity of Planktonic and Epiphytic Rotifers in the Backwaters of the Delhi Segment of the Yamuna River, with Remarks on New Records from India. *Zoological Studies* **42**:239–247.
- Azzella MM, Iberite M, Fascetti S, Rosati L. 2013a. Loss detection of aquatic habitats in Italian volcanic lakes using historical data. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* **147**:521–524. <https://doi.org/10.1080/11263504.2013.772080>.
- Azzella MM, Ricotta C, Blasi C. 2013b. Aquatic macrophyte diversity assessment: Validation of a new sampling method for circular-shaped lakes. *Limnologia* **43**:492–499. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.04.001>.
- Barrett SCH, Forno IW. 1982. Style morph distribution in new world populations of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laubach (water hyacinth). *Aquatic Botany* **13**:299–306. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90065-1](https://doi.org/10.1016/0304-3770(82)90065-1).
- Becker T, Dietz H, Billeter R, Buschmann H, Edwards PJ. 2005. Altitudinal distribution of alien plant species in the Swiss Alps. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **7**:173–183. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.09.006>.
- Bhattacharya A, Kumar P. 2010. Water hyacinth as a potential biofuel crop. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry* **9**.
- Blackburn TM, Cassey P, Duncan RP, Evans KL, Gaston KJ. 2004. Avian Extinction and Mammalian Introductions on Oceanic Islands. *Science* **305**:1955–1958. <https://doi.org/10.1126/science.1101617>.
- Blossey B, Notzold R. 1995. Evolution of Increased Competitive Ability in Invasive Nonindigenous Plants: A Hypothesis. *The Journal of Ecology* **83**:887. <https://doi.org/10.2307/2261425>.
- Center TD, Spencer NR. 1981. The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) in a eutrophic north-central Florida lake. *Aquatic Botany* **10**:1–32. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(81\)90002-4](https://doi.org/10.1016/0304-3770(81)90002-4).

- Cobo F, Vieira-Lanero R, Rego E, Servia MJ. 2010. Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* **19**:3471–3487. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9908-8>.
- Coetzee JA, Hill MP, Ruiz-Téllez T, Starfinger U, Brunel S. 2017. Monographs on invasive plants in Europe N° 2: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. *Botany Letters* **164**:303–326. <https://doi.org/10.1080/23818107.2017.1381041>.
- Colautti RI, Grigorovich IA, MacIsaac HJ. 2006. Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions* **8**:1023–1037. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y>.
- Colmeiro M. 1859. Manual completo de jardinería. Librerías de Angel Calleja, Madrid.
- Cordeiro PF, Goulart FF, Macedo DR, Campos MDCS, Castro SR. 2020. Modeling of the potential distribution of *Eichhornia crassipes* on a global scale: risks and threats to water ecosystems. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science* **15**:1. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2421>.
- Cossu R, Haarstad K, Lavagnolo MC, Littarru P. 2001. Removal of municipal solid waste COD and NH₄-N by phyto-reduction: A laboratory-scale comparison of terrestrial and aquatic species at different organic loads. *Ecological Engineering* **16**:459–470. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00106-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00106-3).
- Datta A et al. 2021. Monitoring the Spread of Water Hyacinth (*Pontederia crassipes*): Challenges and Future Developments. *Frontiers in Ecology and Evolution* **9**:631338. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.631338>.
- Davis MA. 2006. Invasion biology 1958-2005: the pursuit of science and conservation. Strany 35–64 in Cadotte MW, McMahon SM, Fukami T, editors. *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/1-4020-4925-0_3.
- De Casabianca M-L, Laugier T. 1995. *Eichhornia crassipes* production on petroliferous wastewaters: Effects of salinity. *Bioresource Technology* **54**:39–43. [https://doi.org/10.1016/0960-8524\(95\)00112-3](https://doi.org/10.1016/0960-8524(95)00112-3).
- Desfontaines RL. 1829. *Catalogus plantarum horti regii Parisiensis*. J.S. Chaudé.
- di Castri F. 1989. History of biological invasions with special emphasis on the Old World. Strany 1–30 in Drake JA, Mooney HA, Castri FD, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, Williamson M, editors. *John Wiley and Sons*. Chichester.
- Dien BS, Cotta MA, Jeffries TW. 2003. Bacteria engineered for fuel ethanol production: current status. *Applied Microbiology and Biotechnology* **63**:258–266. <https://doi.org/10.1007/s00253-003-1444-y>.
- Dube T, Mutanga O, Sibanda M, Bangamwabo V, Shoko C. 2017. Evaluating the performance of the newly-launched Landsat 8 sensor in detecting and mapping the spatial configuration of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in inland lakes, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* **100**:101–111. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.02.015>.
- Duggan IC. 2010. The freshwater aquarium trade as a vector for incidental invertebrate fauna. *Biological Invasions* **12**:3757–3770. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9768-x>.
- Elton CS. 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Springer US, Boston, MA. <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>.
- Endlicher SL. 1842. *Catalogus Horti academici vindobonensis*. Sumptibus et typis C. Gerold.
- EPPO. 2021. PM 9/8 (2) *Pontederia crassipes*. *EPPO Bulletin* **51**:610–615. <https://doi.org/10.1111/epp.12784>.
- García-de-Lomas J, Dana E, Borrero J, Yuste J, Corpas A, Boniquito J, Castilleja F, Martínez J, Rodríguez C, Verloove F. 2022. Rapid response to water hyacinth (*Eichhornia*

- crassipes*) invasion in the Guadalquivir river branch in Seville (southern Spain). *Management of Biological Invasions* **13**:724–736. <https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.4.09>.
- Gay PA. 1960. Ecological Studies of *Eichhornia Crassipes* Solms. In the Sudan: I. Analysis of Spread in the Nile. *The Journal of Ecology* **48**:183–191. <https://doi.org/10.2307/2257317>.
- Gherardi F. 2007. Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer Science & Business Media, Netherlands.
- Glick PA. 1939. The Distribution of Insects, Spiders, and Mites in the Air. US Department of Agriculture:150.
- Gopal B. 1987. Water hyacinth. Aquatic plant studies 1. Elsevier, Amsterdam.
- Govaerts R. 2024. WCVP: World Checklist of Vascular Plants. Facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. Dostupné z <http://sftp.kew.org/pub/data-repositories/WCVP/> (viděno prosinec 23, 2024).
- Greenfield BK, Blankinship M, McNabb TJ. 2006. Control Costs, Operation, and Permitting Issues for Non-chemical Plant Control: Case Studies in the San Francisco Bay-Delta Region, California. *Journal of Aquatic Plant Management* **44**:40–49.
- Greenfield BK, Siemering GS, Andrews JC, Rajan M, Andrews SP, Spencer DF. 2007. Mechanical shredding of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Effects on water quality in the Sacramento-San Joaquin River Delta, California. *Estuaries and Coasts* **30**:627–640. <https://doi.org/10.1007/BF02841960>.
- Gunnarsson CC, Petersen CM. 2007. Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management* **27**:117–129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>.
- Haider SZ. 1989. Recent work in Bangladesh on the utilisation of water hyacinth.:vii + 37 pp.
- Havel JE, Kovalenko KE, Thomaz SM, Amalfitano S, Kats LB. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia* **750**:147–170. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2166-0>.
- Henry-Silva GG, Camargo AFM, Pezzato MM. 2008. Growth of free-floating aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiologia* **610**:153–160. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9430-0>.
- Herben T. 2005. Species pool size and invasibility of island communities: a null model of sampling effects. *Ecology Letters* **8**:909–917. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00790.x>.
- Ho YB, Wong W. 1994. Growth and macronutrient removal of water hyacinth in a small secondary sewage treatment plant. *Resources, Conservation and Recycling* **11**:161–178. [https://doi.org/10.1016/0921-3449\(94\)90087-6](https://doi.org/10.1016/0921-3449(94)90087-6).
- Hodkinson DJ, Thompson K. 1997. Plant Dispersal: The Role of Man. *The Journal of Applied Ecology* **34**:1484–1496. <https://doi.org/10.2307/2405264>.
- Holl KD, Howarth RB. 2000. Paying for Restoration. *Restoration Ecology* **8**:260–267. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80037.x>.
- Hooker WJ. 2013. *Kew Gardens: Or, A Popular Guide to the Royal Botanic Gardens of Kew*. Cambridge University Press.
- Hussner A. 2012. Alien aquatic plant species in European countries. *Weed Research* **52**:297–306. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2012.00926.x>.
- Chucholl C. 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* **15**:125–141. <https://doi.org/10.1007/s10530-012-0273-2>.
- Chytrý M, Pyšek P. 2008. Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. *Zprávy České botanické společnosti* **23**:17–40.

- Chytrý M, Pyšek P. 2009. Kam se šíří zavlečené rostliny? 1. Rozdíly v invadovanosti velkých území. *Živa* **1**:11–14.
- Jackson RB, Canadell J, Ehleringer JR, Mooney HA, Sala OE, Schulze ED. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* **108**:389–411. <https://doi.org/10.1007/BF00333714>.
- Jafari N. 2010. Ecological and socio-economic utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart Solms). *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* **14**. <https://doi.org/10.4314/jasem.v14i2.57834>.
- Jakobs G, Weber E, Edwards PJ. 2004. Introduced plants of the invasive *Solidago gigantea* (*Asteraceae*) are larger and grow denser than conspecifics in the native range. *Diversity and Distributions* **10**:11–19. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2004.00052.x>.
- Julien MH, Hill MP, Center TD, Jianqing D. 2001. Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*.
- Kalous L, Patoka J, Kopecký O. 2015. European hub for invaders: Risk assessment of freshwater aquarium fishes exported from the Czech Republic. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* **45**:239–245. <https://doi.org/10.3750/AIP2015.45.3.03>.
- Kateregga E, Sterner T. 2009. Lake Victoria Fish Stocks and the Effects of Water Hyacinth. *The Journal of Environment & Development* **18**:62–78. <https://doi.org/10.1177/1070496508329467>.
- Keller RP, Lodge DM. 2009. Invasive Species. Strany 92–99 *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00226-X>.
- Kopecký O, Kalous L, Patoka J. 2013. Establishment risk from pet-trade freshwater turtles in the European Union. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*:02. <https://doi.org/10.1051/kmae/2013057>.
- Krecker FH. 1939. A Comparative Study of the Animal Population of Certain Submerged Aquatic Plants. *Ecology* **20**:553–562. <https://doi.org/10.2307/1930445>.
- Kriticos DJ, Brunel S. 2016. Assessing and Managing the Current and Future Pest Risk from Water Hyacinth, (*Eichhornia crassipes*), an Invasive Aquatic Plant Threatening the Environment and Water Security. *PLOS ONE* **11**:e0120054. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0120054>.
- Kumari B, Singh S, Singh A. 2018. *Eichhornia crassipes* (C. Mart.) Solms (Water Hyacinth): Problems and Possible Practical Applications. Strany 78–87.
- Leger EA, Rice KJ. 2003. Invasive California poppies (*Eschscholzia californica* Cham.) grow larger than native individuals under reduced competition. *Ecology Letters* **6**:257–264. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00423.x>.
- Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* **80**:1522–1536.
- Mack RN. 1991. The commercial seed trade: An early disperser of weeds in the United States. *Economic Botany* **45**:257–273. <https://doi.org/10.1007/BF02862053>.
- Mahmood S, Khan N, Iqbal KJ, Ashraf M, Khaliq A. 2018. Evaluation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) supplemented diets on the growth, digestibility and histology of grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) fingerlings. *Journal of Applied Animal Research* **46**:24–28. <https://doi.org/10.1080/09712119.2016.1256291>.
- Maine MA, Duarte MV, Suñe NL. 2001. Cadmium uptake by floating macrophytes. *Water Research* **35**:2629–2634. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00557-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00557-1).
- Maine MA, Suñe NL, Panigatti MC, Pizarro MJ, Emiliani F. 1999. Relationships between water chemistry and macrophyte chemistry in lotic and lentic environments. *Fundamental and Applied Limnology* **145**:129–145. <https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/145/1999/129>.

- Malik A. 2007. Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environment International* **33**:122–138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>.
- Mangabeira PAO et al. 2004. Accumulation of chromium in root tissues of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. in Cachoeira river—Brazil. *Applied Surface Science* **231–232**:497–501. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2004.03.195>.
- Maron JL, Vilà M, Bommarco R, Elmendorf S, Beardsley P. 2004. RAPID EVOLUTION OF AN INVASIVE PLANT. *Ecological Monographs* **74**:261–280. <https://doi.org/10.1890/03-4027>.
- Martius KFPV. 1824. Nova genera et species plantarum :quas in itinere per Brasiliam MDCCCXVII-MDCCCXX jussu et auspiciis Maximiliani Josephi I., Bavariae regis augustissimi instituto /collegit et descripsit C.F.P. de Martius. Impensis Auctoris, Monachii [Munich] : <https://doi.org/10.5962/bhl.title.450>.
- McDougall KL, Morgan JW, Walsh NG, Williams RJ. 2005. Plant invasions in treeless vegetation of the Australian Alps. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **7**:159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2005.09.001>.
- Meerhoff M, Iglesias C, De Mello FT, Clemente JM, Jensen E, Lauridsen TL, Jeppesen E. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology* **52**:1009–1021. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01748.x>.
- Miguel FAW, Groenewegen JC. 1857. *Catalogus Horti Botanici Amstelodamensis*. M. Westerman & Filium.
- Ministerstvo životního prostředí. 2024, duben 8. Legislativa. Dostupné z https://www.mzp.cz/nepuvodni_invazivni_druhy_legislativa (viděno prosinec 26, 2024).
- Mironga JM, Mathooko JM, Onywere SM. 2012. Effect of Water Hyacinth Infestation on the Physicochemical Characteristics of Lake Naivasha. *International Journal of Humanities and Social Science* **2**.
- Mishima D, Kuniki M, Sei K, Soda S, Ike M, Fujita M. 2008. Ethanol production from candidate energy crops: Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Bioresource Technology* **99**:2495–2500. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.056>.
- Mitchell DS. 1985. Surface-floating aquatic macrophytes. Strany 109–124 in Denny P, editor. *The ecology and management of African wetland vegetation*. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5504-2_4.
- Mlíkovský J, Stýblo P. 2006. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha.
- Mohapatra SB. 2015. Utilization of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) meal as partial fish protein Replacement in the diet of *Cyprinus carpio* fry.
- Mooney HA, Cleland EE. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **98**:5446–5451. <https://doi.org/10.1073/pnas.091093398>.
- Moorhouse TM, Agaba P, McNabb TJ. 2001. Recent Efforts in Biological Control of Water Hyacinth in the Kagera River Headwaters of Rwanda. Paper presented at the meeting of the Global Working Group for the Biological and Integrated Control of Water Hyacinth, Beijing, China.
- Ndimele PE. 2012. The Effects of Water hyacinth (*Eichhornia crassipes* [Mart.] Solms) Infestation on the Physico-Chemistry, Nutrient and Heavy Metal Content of Badagry Creek and Ologe Lagoon, Lagos, Nigeria. *Journal of Environmental Science and Technology* **5**:128–136. <https://doi.org/10.3923/jest.2012.128.136>.
- Ndimele PE, Kumolu-Joh CA, Anetekhai MA. 2011. The Invasive Aquatic Macrophyte, Water Hyacinth {*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solm-Laubach: *Pontedericeae*}:

- Problems and Prospects. Research Journal of Environmental Sciences **5**:509–520. <https://doi.org/10.3923/rjes.2011.509.520>.
- Nentwig W. 2014. Nevítání vetřelci: Invazní rostliny a živočichové v Evropě. Academia, Praha.
- Nicoll ME, Langrand O. 1989. Madagascar: revue de la conservation et des aires protégées. Strana 374. WWF - World Wide Fund For Nature, Gland.
- Nigam JN. 2002. Bioconversion of water-hyacinth (*Eichhornia crassipes*) hemicellulose acid hydrolysate to motor fuel ethanol by xylose-fermenting yeast. Journal of Biotechnology **97**:107–116. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(02\)00013-5](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(02)00013-5).
- OpenAI. 2025. ChatGPT. Dostupné z <https://chatgpt.com> (viděno duben 26, 2025).
- Papavlasopoulou I, Vardakas L, Perdikaris C, Kommatas D, Paschos I. 2013. Ornamental fish in pet stores in Greece: a threat to biodiversity? Mediterranean Marine Science **15**:126. <https://doi.org/10.12681/mms.484>.
- Parker IM et al. 1999. Impact: Toward a Framework for Understanding the Ecological Effects of Invaders. Biological Invasions **1**:3–19. <https://doi.org/10.1023/A:1010034312781>.
- Parolin P, Bartel S, Rudolph B. 2010. The beautiful water hyacinth *Eichhornia crassipes* and the role of botanic gardens in the spread of an aggressive invader. Boll Mus Ist Biol Univ Genova **72**:56–66.
- Parolin P, Rudolph B, Bartel S, Bresch C, Poncet C. 2012. Worldwide invasion pathways of the South American *Eichhornia crassipes*. Acta Horticulturae **937**:1133–1140. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2012.937.141>.
- Parsons WT, Cuthbertson EG. 2001. Noxious Weeds of Australia. Csiro Publishing.
- Patel S. 2012. Threats, management and envisaged utilizations of aquatic weed *Eichhornia crassipes*: an overview. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology **11**:249–259. <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9289-4>.
- Patoka J, Bláha M, Devetter M, Rylková K, Čadková Z, Kalous L. 2016a. Aquarium hitchhikers: attached commensals imported with freshwater shrimps via the pet trade. Biological Invasions **18**:457–461. <https://doi.org/10.1007/s10530-015-1018-9>.
- Patoka J, Bláha M, Kalous L, Vrabec V, Buřič M, Kouba A. 2016b. Potential pest transfer mediated by international ornamental plant trade. Scientific Reports **6**:25896. <https://doi.org/10.1038/srep25896>.
- Patoka J, Kalous L, Kopecký O. 2015. Imports of ornamental crayfish: the first decade from the Czech Republic's perspective. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems:04. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014040>.
- Patoka J, Petrář M, Kalous L. 2014. Garden ponds as potential introduction pathway of ornamental crayfish. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems:13. <https://doi.org/10.1051/kmae/2014019>.
- Patoka J, Vejtrubová M, Vrabec V, Masopustová R. 2018. Which Wild Aardvarks Are Most Suitable for Outdoor Enclosures in Zoological Gardens in the European Union? Journal of Applied Animal Welfare Science **21**:1–7. <https://doi.org/10.1080/10888705.2017.1348946>.
- Pauchard A, Alaback PB. 2004. Influence of Elevation, Land Use, and Landscape Context on Patterns of Alien Plant Invasions along Roadsides in Protected Areas of South-Central Chile. Conservation Biology **18**:238–248. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00300.x>.
- Peay S. 2009. Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems:03. <https://doi.org/10.1051/kmae/2010009>.

- Placek A, Grobelak A, Kacprzak M. 2016. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. *International Journal of Phytoremediation* **18**:605–618. <https://doi.org/10.1080/15226514.2015.1086308>.
- Pramanick P, Sufia Z, Nabonita P, Pavel B, Abhijit M. 2015. Water Hyacinth: A Unique Agent of Bioremediation. *Journal of Environment and Sociobiology*:37–37.
- Pyšek P. 2018. Historie, definice, hypotézy a budoucnost biologických invazí. *Živa* **5**:210–213.
- Pyšek P, Chytrý M, Moravcová L, Pergl J, Perglová I, Prach K, Skálová H. 2008. Návrh české terminologie vztahující se k rostlinnými invazím. *Zprávy české Botanické Společnosti* **23**:219–222.
- Pyšek P, Richardson DM, Williamson M. 2004. Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity and Distributions* **10**:179–187. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2004.00079.x>.
- Rahbek C. 1995. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? *Ecography* **18**:200–205. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00341.x>.
- Rejmánek M. 1996. Species Richness and Resistance to Invasions. Strany 153–172 in Orians GH, Dirzo R, Cushman JH, editoři. *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests*. Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79755-2_8.
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**:93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>.
- Ritchie JC, Zimba PV, Everitt JH. 2003. Remote Sensing Techniques to Assess Water Quality. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **69**:695–704. <https://doi.org/10.14358/PERS.69.6.695>.
- Rodionova MV, Poudyal RS, Tiwari I, Voloshin RA, Zharmukhamedov SK, Nam HG, Zayadan BK, Bruce BD, Hou HJM, Allakhverdiev SI. 2017. Biofuel production: Challenges and opportunities. *International Journal of Hydrogen Energy* **42**:8450–8461. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.125>.
- Rogers WE, Siemann E. 2004. Invasive ecotypes tolerate herbivory more effectively than native ecotypes of the Chinese tallow tree *Sapium sebiferum*. *Journal of Applied Ecology* **41**:561–570. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00914.x>.
- Rojas-Sandoval J, Acevedo-Rodríguez P. 2013. *Eichhornia crassipes* (water hyacinth). *CABI Compendium* **CABI Compendium**:20544. CABI. <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.20544>.
- Saha P, Shinde O, Sarkar S. 2017. Phytoremediation of industrial mines wastewater using water hyacinth. *International Journal of Phytoremediation* **19**:87–96. <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1216078>.
- Sarker M, Aziz I. 2020. Incorporation of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in Feed for Developing Eco-friendly Low Cost Feed of Mirror Carp, *Cyprinus carpio* var. *specularis* (Linnaeus, 1758). *Ecological Engineering* **4**:5–9.
- Sax DF, Brown JH. 2000. The paradox of invasion. *Global Ecology and Biogeography* **9**:363–371. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00217.x>.
- Sharma A, Aggarwal NK, Saini A, Yadav A. 2015. Beyond Biocontrol: Water Hyacinth- Opportunities and Challenges. *Journal of Environmental Science and Technology* **9**:26–48. <https://doi.org/10.3923/jest.2016.26.48>.
- Shekede MD, Kusangaya S, Schmidt K. 2008. Spatio-temporal variations of aquatic weeds abundance and coverage in Lake Chivero, Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* **33**:714–721. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.052>.

- Siemann E, Rogers WE. 2003. INCREASED COMPETITIVE ABILITY OF AN INVASIVE TREE MAY BE LIMITED BY AN INVASIVE BEETLE. *Ecological Applications* **13**:1503–1507. <https://doi.org/10.1890/03-5022>.
- Sim CH. 2003. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Water International, Malaysia Office.
- Simberloff D. 2005. Non-native Species DO Threaten the Natural Environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* **18**:595–607. <https://doi.org/10.1007/s10806-005-2851-0>.
- Simberloff D et al. 2013. Impacts of biological invasions: what’s what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* **28**:58–66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>.
- Sipaúba-Tavares LH, Silva JDSAD, Fernandes JBK. 2019. *Eichhornia crassipes* biomass as a dietary supplement for *Pterophyllum scalare* (Schultze, 1823). *Acta Scientiarum. Animal Sciences* **41**:43690. <https://doi.org/10.4025/actascianimsci.v41i1.43690>.
- So LM, Chu LM, Wong PK. 2003. Microbial enhancement of Cu²⁺ removal capacity of *Eichhornia crassipes* (Mart.). *Chemosphere* **52**:1499–1503. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00488-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00488-0).
- Sooknah RD, Wilkie AC. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecological Engineering* **22**:27–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.01.004>.
- Soto I et al. 2024. Taming the terminological tempest in invasion science. *Biological Reviews* **99**:1357–1390. <https://doi.org/10.1111/brv.13071>.
- Tan Ai Wei I. 2019. Phytoremediation of Palm Oil Mill Effluent (POME) Using *Eichhornia crassipes*. *Journal of Applied Science & Process Engineering* **6**:340–354. <https://doi.org/10.33736/jaspe.1349.2019>.
- Téllez TR, López E, Granado G, Pérez E, López R, Guzmán J. 2008. The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* **3**:42–53. <https://doi.org/10.3391/ai.2008.3.1.8>.
- Thapa G, Das D, Gunupuru LR, Tang B. 2016. Endurance assessment of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, in heavy metal contaminated site—A case study. *Cogent Environmental Science* **2**:1215280. <https://doi.org/10.1080/23311843.2016.1215280>.
- Tilman D, Fargione J, Wolff B, D’Antonio C, Dobson A, Howarth R, Schindler D, Schlesinger WH, Simberloff D, Swackhamer D. 2001. Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change. *Science* **292**:281–284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>.
- Tison J-M, Foucault B de, Guiol F. 2014. Flora Gallica: flore de France. Biotope, Mèze.
- Turner W. 2013. Satellites: Make data freely accessible. *Nature* **498**:37–37. <https://doi.org/10.1038/498037c>.
- Udeh NU, Nwaogazie I, Momoh Y. 2013. Bioremediation of a Crude Oil Contaminated Soil Using Water Hyacinth (*Eichhornia Crassipes*). *Advances in Applied Science Research* **4**:362–369.
- U.S. EPA. 1988. Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati.
- Van De Wiel CCM, Van Der Schoot J, Van Valkenburg JLCH, Duistermaat H, Smulders MJM. 2009. DNA barcoding discriminates the noxious invasive plant species, floating pennywort (*Hydrocotyle ranunculoides* L.f.), from non-invasive relatives. *Molecular Ecology Resources* **9**:1086–1091. <https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2009.02547.x>.
- Victor KK, Séka Y, Norbert KK, Sanogo TA, Celestin AB. 2016. Phytoremediation of wastewater toxicity using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce

- (*Pistia stratiotes*). International Journal of Phytoremediation **18**:949–955.
<https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1183567>.
- Vigifarm. 2025. Water Hyacinth Rope. Dostupné z <https://vigifarm.com/water-hyacinth-rope-99.html> (viděno duben 20, 2025).
- Villamagna AM, Murphy BR. 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. Freshwater Biology **55**:282–298.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02294.x>.
- Weber E, Sun S-G, Li B. 2008. Invasive alien plants in China: diversity and ecological insights. Biological Invasions **10**:1411–1429. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9216-3>.
- Wenwei W, Ang L, Konghuan W, Lei Z, Xiaohua B, Kun-zhi L, Ashraf MA, Limei C. 2016. The physiological and biochemical mechanism of nitrate-nitrogen removal by water hyacinth from agriculture eutrophic wastewater. Brazilian Archives of Biology and Technology **59**. <https://doi.org/10.1590/1678-4324-2016160517>.
- WFO Plant List | World Flora Online. 2024. Dostupné z https://wfoplantlist.org/taxon/wfo-0000501039-2024-12?matched_id=wfo-0000401853&page=1 (viděno březem 23, 2025).
- Williams AE, Duthie HC, Hecky RE. 2005. Water hyacinth in Lake Victoria: Why did it vanish so quickly and will it return? Aquatic Botany **81**:300–314.
<https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.01.003>.
- Wood PJ, Greenwood MT, Agnew MD. 2003. Pond biodiversity and habitat loss in the UK. Area **35**:206–216. <https://doi.org/10.1111/1475-4762.00249>.
- Yan X, Zhenyu L, Gregg WP, Dianmo L. 2001. Invasive species in China — an overview. Biodiversity and Conservation **10**:1317–1341.
<https://doi.org/10.1023/A:1016695609745>.
- Zicha O. 1997, leden 1. BioLib: Biological library. Dostupné z <https://www.biolib.cz/cz/main/> (viděno prosinec 23, 2024).

8.2 Seznam použité legislativy

- NAŘÍZENÍ EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY (EU) č. 1143/2014 ze dne 22. října 2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R1143> (viděno prosinec 29, 2024).
- PROVÁDĚCÍ NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2016/ 1141 - ze dne 13.července 2016, - kterým se přijímá seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/ 2014. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R1141> (viděno prosinec 29, 2024).
- PROVÁDĚCÍ NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2017/ 1263 - ze dne 12. července 2017, - kterým se aktualizuje seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii přijatý prováděcím nařízením (EU) 2016/ 1141 podle nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 1143/ 2014. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017R1263> (viděno prosinec 29, 2024).
- PROVÁDĚCÍ NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2019/ 1262 - ze dne 25. července 2019 - kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/ 1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R1262> (viděno prosinec 29, 2024).
- PROVÁDĚCÍ NAŘÍZENÍ KOMISE (EU) 2022/1203 ze dne 12. července 2022, kterým se mění prováděcí nařízení (EU) 2016/1141 za účelem aktualizace seznamu invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii. Dostupné z <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022R1203> (viděno prosinec 29, 2024).

9 Seznam použitých zkratek a symbolů

CBD = Convention on Biological Diversity

EPPO = European and Mediterranean Plant Protection Organization

EU = Evropská unie

IUCN = International Union for Conservation of Nature

POME = Palm Oil Mill Effluent

SCM = Sukinda chromite mines

THC = Total Hydrocarbon Content

WHA = označení kmene bakterie *Acinetobacter* sp.

10 Samostatné přílohy

Za účelem tvorby obsahové části bakalářské práce jsem využil aplikaci generativní AI (ChatGPT, dostupné z <https://chatgpt.com/>) pro úpravu stylistiky a gramatiky textu za použití promptů „Změň tuto větu tak, aby význam zůstal stejný“ a „Změň výrazně tuto větu tak, aby význam zůstal stejný“.