

Příčiny ohrožení středoevropských druhů vážek (Insecta: Odonata). Možnosti stanovení prioritních cílů druhové ochrany

The main threats to Central European species of dragonflies (Insecta: Odonata). Methods of setting priority targets for species conservation

FILIP HARABIŠ¹ & ALEŠ DOLNÝ²

¹ Katedra ekologie, Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita, Kamýcká 1176, CZ-165 21 Praha 6 – Suchbát, harabis.f@gmail.com

² Katedra biologie a ekologie, Přírodovědecká fakulta Ostravské univerzity v Ostravě, Chittussiho 10, CZ-71000 Slezská Ostrava, ales.dolny@osu.cz

Abstract: The main threats to dragonflies are closely associated with anthropogenic influence on freshwater ecosystems. Effective conservation and management requires knowledge of the ecology of individual species. Individual species requirements could be considerably different even in closely related taxa. Therefore, it is very difficult to determine the threats to individual species, and the tendency to make generalizations could be inappropriate. One of the most effective approaches how to identify the most vulnerable taxa, is the establishment of the Ecological Risks of Extinction (ERE), based on the shared ecological characteristics. This method allows the determination of priority targets for species conservation, as well as the identification of the key characteristics that are probably the relevant causes of threats to them in human modified ecosystems. The most endangered species of dragonflies in the Czech Republic are highly specialized habitat specialists occurred in narrow range of altitudes, with limited dispersal ability. There are several species with considerable population declines, although these species are not priority targets for national conservation. Giving preference to Natura 2000 species in biomonitoring yielded comprehensive information about their distribution. However, it also revealed the overestimated extinction risk status in the majority of species.

Keywords: dragonflies (Odonata), Ecological Risks of Extinction, monitoring, Natura 2000, Red list status, species conservation

Abstrakt: Hlavní příčiny ohrožení vážek jsou úzce spjaté s antropogenním ovlivněním sladkovodních ekosystémů. Efektivní druhová ochrana vyžaduje znalosti ekologie jednotlivých druhů. Nároky jednotlivých druhů se výrazně liší i u blízké příbuzných taxonů. Proto je velmi obtížné stanovit příčiny i míru ohrožení jednotlivých druhů a generalizace jsou zde nepatřičné. Jedním z přístupů, jak identifikovat nejvíce ohrožené taxony, je stanovení ekologického rizika extinkce (ERE) na základě relevantních ekologických charakteristik. Tato metoda umožňuje nejen stanovit prioritní cíle druhové ochrany, ale také identifikovat klíčové vlastnosti, které vedou k pravděpodobné příčině ohrožení daného druhu. Mezi nejvíce ohrožené druhy vážek ČR patří druhy úzce specializované na určitý biotop, navíc úzkého spektra nadmořských výšek a s omezenými rozptylovými schopnostmi. U několika druhů byl zaznamenán výrazný propad v rozšíření na území ČR, přestože tyto druhy nepatří mezi prioritní v rámci národní a mezinárodní druhové ochrany. Preference „naturových“ druhů v rámci biomonitoringu přinesly ucelené informace o jejich distribuci, které mimo jiné odhalily v několika případech nadhodnocení statutu jejich ohrožení.

Klíčová slova: červené seznamy, druhová ochrana, ekologické riziko extinkce, monitoring, Natura 2000, vážky (Odonata)

Nomenklatura: VAN TOL (2006)

Úvod

Sladkovodní biotopy patří k nejvíce antropogenně ovlivněným biotopům v rámci celé Evropy. Vážky jako modelová skupina organismů jsou úzce vázány na sladkovodní prostředí, ve kterém probíhá u naprosté většiny druhů jejich larvální vývoj. Řada druhů vážek citlivě reaguje na změny ve vodním prostředí a má zároveň relativně výraznou schopnost rozptylu ve stádiu dospělce (CORBET 1999). Vážky tak mohou bezprostředně reagovat na negativní změny prostředí, což z nich činí výborné environmentální indikátory vhodné k hodnocení stavu biocenóz a vodních biotopů (McGEOCH 1998). Na rozdíl od mnoha ostatních skupin hmyzu můžeme o vážkách s vysokou pravděpodobností říci, že již známe většinu druhů. Recentní seznam zahrnuje přibližně 5700 popsanych druhů, z nichž je plných 10 % bezprostředně ohroženo vyhynutím (CLAUSNITZER et al. 2009).

Existuje řada faktorů, které ohrožují jednotlivé druhy vážek, všechny však mají jeden společný prvek, jsou antropogenního původu. Likvidace vhodných biotopů, výrazné změny přírodě blízkého charakteru vodních biotopů i okolního prostředí a organické znečištění vod mají za následek postupné vymírání vážek na všech kontinentech (CLAUSNITZER et al. 2009) včetně Evropy (KALKMAN et al. 2010). Následky lidského působení na život vážek, stejně jako mnoha dalších organismů, nejsou rovnoměrné, nýbrž dochází k tomu, že jsou mnohem více ovlivněny druhy se specifickými nároky (SAHLÉN et al. 2004). Vyšší míra specializace je u vážek spojena nejen s omezením nabídky vhodných biotopů, ale také se snahou minimalizovat rizika spojená s rozptylem dospělců (McCAULEY 2007). Se vzrůstající mírou specializace na dané prostředí totiž obvykle klesají rozptylové schopnosti vážek (HARABIŠ & DOLNÝ 2011), což je činí ještě více zranitelnými.

V rámci Evropy již degradace vodních biotopů dospěly do stavu, kdy mnoho druhů není schopno dlouhodobě přežívat v suboptimálních podmínkách prostředí a dochází tak ke kaskádě lokálních extinkcí vedoucí k ústupu a bezprostřednímu ohrožení významného množství druhů vážek (SAHLÉN et al. 2004). Druhovú ochrana tak v současnosti čelí nové výzvě.

Mezi základní nástroje hodnocení stavu a účinnosti druhové ochrany patří monitoring. Efektivita monitoringu je závislá na dostatečných znalostech ekologických požadavků daného druhu (SAMWAYS et al. 2010), jelikož stanovištní nároky i blízkce příbuzných druhů vážek se často výrazně liší (HARABIŠ & DOLNÝ 2010). V současné ochrannářské praxi se však setkáváme s výrazným omezováním souborů cílových (monitorovaných) druhů a také určitou generalizací příčin ohrožení jednotlivých taxonů i z toho vyplývajících opatření.

Zevšeobecnování v praktické ochraně přírody by však mělo být vždy postaveno na dostatečném množství kvalitních údajů a nemělo by vycházet z povrchních a paušalizovaných informací. Problémem je však správně stanovit, jaké množství informací je dostatečné a také, které informace jsou pro praktickou ochranu přírody opravdu důležité. V opačném případě totiž může zůstat skutečná příčina ohrožení skryta, resp. míra ohrožení a efektivita ochrany mohou být chybně hodnoceny. Existuje kupříkladu řada druhů, které se vyskytují relativně vzácně, třeba díky regionálně omezené nabídce vhodných habitatů (např. tyrfobiontní druhy jako *Leucorrhinia dubia*), a přesto tyto druhy nemusejí být bezprostředně ohroženy rizikem extinkce (HARABIŠ & DOLNÝ 2010).

Cílem našeho příspěvku bylo věrohodně vymezit recentní stav ekologického rizika extinkce (ERE) všech našich druhů vážek, analyzovat pořadí jednotlivých druhů z hlediska jejich ohroženosti vzhledem k platným právním normám a porovnat zjištěný stav s aktuální situací druhové ochrany této modelové skupiny organismů u nás a v Evropě.

Metodika

Pro analýzu byla použita data o 67 druzích vážek s prokazatelně autochtonním výskytem v České republice. Stanovení ERE bylo provedeno na základě 7 vybraných atributů společných pro každý druh. Pro jednotlivé atributy bylo vždy stanoveno pořadí v rámci ohrožení jednotlivých druhů. Celkové ERE bylo určeno součtem jednotlivých pořadí, kdy druh s nejnižší sumární hodnotou odpovídá největšímu stupni ohrožení extinkcí.

Sledované atributy druhů

Rozšíření druhu

Pro stanovení rozšíření jednotlivých druhů bylo použito síťového mapování vážek ČR, které využívá standardních polí, sférických lichoběžníkových ploch, odvozených od zeměpisných souřadnic (běžně nazývané faunistické „čtverce“ nebo „kvadráty“) o stranách cca 12×12 km. Pro potřeby analýzy byla počítána obsazenost jednotlivých plošek v rámci databáze vážek ČR (DOLNÝ et al. 2007), která zahrnuje více než 72000 údajů z 678 kvadrátů. Proporce obsazených kvadrátů obsahujících alespoň jeden záznam je 87,5 %.

Pro standardizaci jednotlivých kvadrátů byla použita regrese počtu záznamů na kvadrát. Reziduí z regresní analýzy byly použity pro následnou analýzu.

Habitatová specifita

Míra specifity jednotlivých druhů byla stanovena jako proporce zastoupení jednotlivých druhů v rámci všech (skupin) typů sladkovodní biotopů vyskytujících se v ČR ($n = 18$). Detailní specifikace a soupis všech (skupin) typů biotopů uvádí HARABIŠ & DOLNÝ (2010).

Rozptylové schopnosti

Dosavadní znalost rozptylových schopností vážek je nízká a velmi se různí u jednotlivých taxonů. Pro naši analýzu byla použita metoda odborného odhadu rozptylových schopností vážek vycházející ze zkušeností a poznatků předních evropských odborníků na danou skupinu (COWLEY et al. 2001, KOTIAHO et al. 2005). Celkem bylo formou dotazníků osloveno 83 evropských odonatologů, u nichž bylo možné předpokládat znalosti ekologie sledovaného druhového spektra (středoevropských vážek). Cílem dotazníku bylo získat odpovídající hodnotu „Dispersal Ability Index“ (1 až 4) pro každý druh, přičemž hodnota 1 znamenala minimální rozptylovou schopnost a naopak. V případě, že odhadce nebyl schopen provést fundovaný odhad rozptylových schopností určitého druhu, využil možnosti NA – nedovedu posoudit. Z celkového počtu zpětně obdržených dotazníků byla následně vypočtena výsledná hodnota indexu (detailní výsledky analýzy uvádí HARABIŠ & DOLNÝ 2011).

Preferovaná nadmořská výška

Nadmořská výška sice nepatří mezi bezprostřední kauzální činitele ovlivňující distribuci druhů, ale zřetelně s ní korelují jiné významné ekologické faktory (klimatické, produktivita systému, izolovanost stanoviště apod.) přímo působící na biodiverzitu. Teplota kupříkladu velmi výrazně ovlivňuje vývoj i fenologii vážek (CORBET 1999). Preference vyšší nadmořské výšky tak může být ve svých širších důsledcích příčinou vyšší zranitelnosti druhu.

Výškové rozšíření druhu

Druhy s vyšší ekologickou valencí se vyskytují na širokém spektru biotopů, a to jak ve vertikální, tak i horizontální rovině. Rozpětí mezi nejnižší a nejvyšší obsazenou nadmořskou výškou (počet 100 metrových intervalů) představuje základní informaci o výškovém

rozšíření daného druhu. Náhodná prezence – méně než 2% výskyt v daném 100m intervalu – nebyla do analýzy začleněna.

Populační trendy

Sledování populačních trendů daného druhu je jedním z hlavních kritérií pro sestavování Červených seznamů IUCN (IUCN 2001). Pro jednotlivé druhy byl stanoven populační trend mezi obdobími do roku 1998 a 1998–2007. Rozdíly mezi dostupným počtem dat v jednotlivých časových údobích byly zohledněny přepočtem podílu z celkového počtu údajů k jednotlivým obdobím.

Distribuce druhu v rámci areálu výskytu

Distribuce jednotlivých taxonů je limitována vlivem environmentálních podmínek prostředí i biotickými interakcemi. SAMWAYS (2003) poukazuje na problémy v interpretaci reálného ohrožení jednotlivých druhů v souvislosti s jejich geografickým rozšířením. Populace druhů objevující se na okraji areálu často přežívají za suboptimálních podmínek. Na rozdíl od populací uvnitř areálu jsou tedy okrajové populace často více zranitelné. Populace izolované mimo hlavní areál výskytu druhu mají nízkou variabilitu. Druhy vážek s výskytem omezeným na několik izolovaných populací tak představují druhy ohrožené v rámci celé Evropy. Tento faktor nelze objektivně kvantifikovat, proto byl do přehledu druhů zahrnut doplňkově mimo matematické stanovení ERE (tab. 1).

Tab. 1. Pořadí druhů vážek z pohledu ekologického rizika extinkce (ERE).

Table 1. Ecological extinction risk rank of dragonflies.

Druh	ERE	Ohrožení	Trend	Areál
<i>Nehalennia speciosa</i> (Charpentier, 1840)	1	CR	↓	ISO
<i>Aeshna caerulea</i> (Ström, 1783)	2	CR	↓	ISO
<i>Aeshna subarctica</i> Walker, 1908	3	CR	↓	OKRAJ
<i>Coenagrion lunulatum</i> (Charpentier, 1840)	4	CR	–	OKRAJ
<i>Epitheca bimaculata</i> (Charpentier, 1825)	5	CR	↓	OKRAJ
<i>Sympetma paedisca</i> (Brauer, 1877)	6	CR	–	ISO
<i>Sympetrum depressiusculum</i> (Sélys, 1841)	7	CR	↓	OKRAJ
<i>Cordulegaster bidentata</i> Sélys, 1843	8	VU	–	
<i>Coenagrion ornatum</i> (Sélys, 1850)	9	CR	↑	ISO
<i>Sympetrum pedemontanum</i> (Allioni, 1766)	10	EN	↓	
<i>Somatochlora arctica</i> (Zetterstedt, 1840)	11	EN	↓	OKRAJ
<i>Coenagrion pulchellum</i> (Vander Linden, 1823)	12		↓	
<i>Somatochlora alpestris</i> (Sélys, 1840)	13	EN	↓	ISO
<i>Leucorrhinia albifrons</i> (Burmeister, 1839)	14	CR	↑	OKRAJ
<i>Sympetrum meridionale</i> (Sélys, 1841)	15	EN	↓	OKRAJ
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	16	CR	↑	
<i>Coenagrion scitulum</i> (Rambur, 1842)	17	CR	↑	OKRAJ
<i>Leucorrhinia dubia</i> (Vander Linden, 1825)	18	VU	–	
<i>Lestes dryas</i> Kirby, 1890	19	VU	↓	
<i>Somatochlora flavomaculata</i> (Vander Linden, 1825)	20	EN	↑	OKRAJ
<i>Coenagrion hastulatum</i> (Charpentier, 1825)	21	NT	–	
<i>Stylurus flavipes</i> (Charpentier, 1825)	22	EN	↑	
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	23	VU	↓	
<i>Brachytron pratense</i> (Müller, 1764)	24	EN	↑	
<i>Leucorrhinia rubicunda</i> (Linnaeus, 1758)	25	EN	–	OKRAJ
<i>Erythromma viridulum</i> Charpentier, 1840	26	NT	–	

<i>Onychogomphus forcipatus</i> (Linnaeus, 1758)	27	EN	–	
<i>Cordulegaster boltonii</i> (Donovan, 1807)	28	VU	–	
<i>Orthetrum coerulescens</i> (Fabricius, 1798)	29	EN	↑	
<i>Leucorrhinia pectoralis</i> (Charpentier, 1825)	30	VU	↑	
<i>Orthetrum brunneum</i> (Fonscolombe, 1837)	31	EN	↑	
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	32	NT	↓	
<i>Anaciaeschna isosceles</i> (Müller, 1767)	33	VU	↑	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)	34	VU	–	
<i>Ophiogomphus cecilia</i> (Geoffroy in Fourcroy, 1785)	35	EN	↑	
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	36		–	
<i>Sympetrum flaveolum</i> (Linnaeus, 1758)	37		↓	
<i>Chalcolestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	38		–	
<i>Aeshna juncea</i> (Linnaeus, 1758)	39	VU	–	
<i>Calopteryx virgo</i> (Linnaeus, 1758)	40		–	
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	41		–	
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	42	VU	↑	
<i>Lestes barbarus</i> (Fabricius, 1798)	43	VU	↓	
<i>Sympetrum danae</i> (Sulzer, 1776)	44		–	
<i>Sympetrum fonscolombii</i> (Sélys, 1840)	45	EN	↑	OKRAJ
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	46	NT	–	
<i>Anax parthenope</i> (Sélys, 1839)	47	VU	↑	
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linnaeus, 1758)	48		–	
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)	49		–	
<i>Libellula quadrimaculata</i> Linnaeus, 1758	50		–	
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1776)	51		–	
<i>Pyrrhosoma nymphula</i> (Sulzer, 1776)	52		–	
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)	53		↑	
<i>Lestes sponsa</i> (Hansemann, 1823)	54		–	
<i>Orthetrum albistylum</i> Sélys, 1848	55		↑	OKRAJ
<i>Platynemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	56		–	
<i>Crocothemis erythraea</i> (Brullé, 1832)	57		↑	
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	58		–	
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	59		–	
<i>Coenagrion puella</i> (Linnaeus, 1758)	60		–	
<i>Aeshna grandis</i> (Linnaeus, 1758)	61		–	
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	62		–	
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	63		–	
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	64		–	
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	65		–	
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	66		–	
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	67		–	

Vysvětlivky: ERE – pořadí druhů podle ekologického rizika extinkce; Kategorie ohrožení: CR – kriticky ohrožený, EN – ohrožený, VU – zranitelný, NT – blízky ohrožení; světle šedá výplň – druhy soustavy Natura 2000, tmavě šedá výplň – druhy Evropského červeného seznamu vážek; Populační trend: – – stabilní (bez výrazného trendu), ↓ – výrazně negativní, ↑ – výrazně pozitivní trend; ISO – izolovaný výskyt, OKRAJ – výskyt na okraji areálu.

Glossary: ERE – Ecological Risk of Extinction rank; Czech Red List categories: CR – critically endangered, EN – endangered, VU – vulnerable, NT – nearly threatened; light gray background – Natura 2000 species, dark gray background – European Red List species; Population trends: – – stable (without significant trend), ↓ – considerable negative, ↑ – considerable positive trend; ISO – isolated population, OKRAJ – edge of areal.

V práci byla použita odonatologická nomenklatura podle VAN TOLA (2006). Klasifikace ohrožení vychází z Červeného seznamu vážek České republiky (HANEL et al. 2005). Celoevropské ohrožení vychází z Červeného seznamu vážek Evropy (KALKMAN et al. 2010).

Výsledky a diskuse

Ekologické riziko extinkce

Metodika stanovení ERE představuje způsob, jakým je možné stanovit míru ohrožení jednotlivých druhů. Představuje tak v podstatě sofistikovanější červený seznam. Oproti běžným červeným seznamům má tento přístup hned několik nesporných výhod. Umožňuje identifikovat klíčové vlastnosti druhu, které jsou hlavní predispozicí k jeho potenciální ohroženosti. V kontextu s vlastnostmi prostředí je tak možné stanovit hlavní příčiny, které vedou třeba až k lokálním nebo regionálním extinkcím sledovaných druhů. Metoda zároveň umožňuje identifikaci habitatově vyhraněných druhů, které díky své specializaci obývají pouze omezené množství habitatů a jsou tak přirozeně vzácné, nikoliv však nutně bezprostředně ohrožené extinkcí (např. *Leucorrhinia dubia*).

Distribuce a populační trendy jednotlivých druhů

Lze konstatovat, že za posledních 10 let nebyl zaznamenán výrazný trend směřující k obecnému vymírání souborů populací vážek v ČR, jak u kategorie druhů neohrožených (jednovýběrový t-test vzhledem k 0: $t = 0,34$, $df = 28$, $p = 0,737$), tak také u kategorie druhů ohrožených (jednovýběrový t-test vzhledem k 0: $t = 1,587$; $df = 25$; $p = 0,125$) (obr. 1). Přesto bylo identifikováno několik druhů s významnými populačními trendy. Výrazně negativní trend byl zaznamenán u druhů *Nehalennia speciosa* a *Sympetrum depressiusculum*, tedy dvou zástupců naší fauny klasifikovaných v rámci Červeného seznamu vážek Evropy v kategorii druhů ohrožených v rámci EU (KALKMAN 2010). Oba druhy jsou vázány na velmi specifické biotopy, zvláště pak glaciální relikty *N. speciosa*, který díky vysoké habitatové specializaci a mimořádně omezeným rozptylovým schopnostem patří mezi druhy zřetelně ustupující z celé západní a střední Evropy (SAHLÉN et al. 2004). V České republice je výskyt tohoto druhu vázán na jedinou izolovanou populaci, která je v poslední době bezprostředně ohrožena zarůstáním a zazemňováním. Bez potřebného managementu je tato populace předurčena k zániku, což se také s velkou pravděpodobností stalo a tento druh již zřejmě nepatří mezi faunu vážek České republiky, respektive nebyl v dané lokalitě v průběhu posledních pěti let již zjištěn. Podobný populační trend byl zaznamenán ve většině zemí západní Evropy.

Mezi taxony s výrazně negativním populačním trendem patří několik druhů vážek vázaných na rašelinné biotopy vyšších nadmořských výšek, konkrétně jde o druhy *Aeshna caerulea*, *A. subarctica*, *Somatochlora alpestris* a *S. arctica*. Příčina ústupu těchto specialistů vrchovištních a přechodových rašeliníšť je spojena zejména s velmi omezenou nabídkou specifických habitatů (do určité míry degradovaných v důsledku antropogenních změn vodního režimu, povrchových odvodnění, lesnických meliorací, také přirozené sukcese, procesů terestifikace, odlesňování okolí rašeliníšť spojené s následným vysušováním apod.) a také jejich nižší rozptylovou schopností (tendencí) ve stadiu dospělce. Navíc jde o populace velmi izolované vzhledem k centru areálu jejich výskytu.

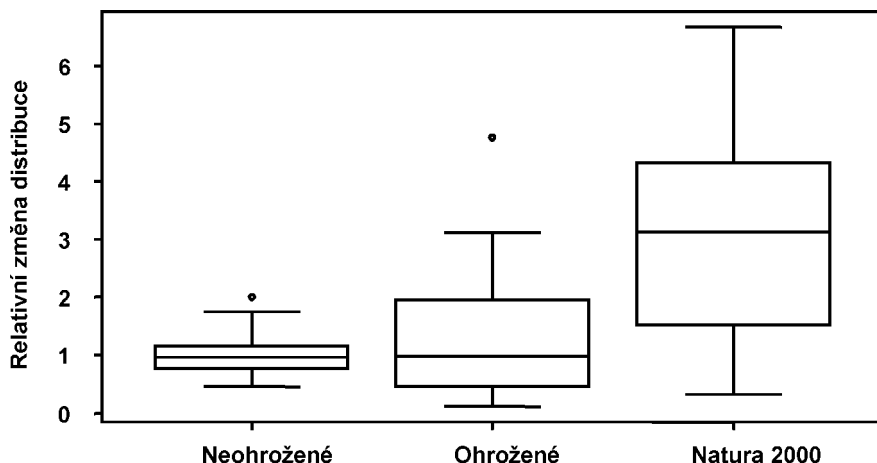
Výrazný trend – z pohledu naší fauny pozitivní – byl zaznamenán u mediteránních prvků, u nichž se během posledního desetiletí projevil zřetelný posun hranice jejich areálů směrem na sever (ОТТ 2001). Výskyt těchto druhů je vázán především na nadmořské výšky do 400 m n. m.

Území České republiky leží na okraji areálu mnoha mediteránních prvků, což je příčinou jejich specifických nároků a omezené distribuce na našem území, a to může vést k výraznému nadhodnocení míry ohrožení takovýchto druhů na regionální úrovni (SAMWAYS 2003). Typickým příkladem jsou druhy *Epithea bimaculata*, *Coenagrion scitulum* a *Sympetrum meridionale*, které se vyskytují v jižních oblastech České republiky a ve většině kritérií by měly být klasifikovány jako druhy ohrožené, ačkoliv jde převážně o druhy v celoevropském měřítku relativně běžné.

Červené seznamy, Natura 2000

Pohledem na pořadí druhů z hlediska ERE (tab. 1) je zřejmé, že vyšší příčky pomyslného žebříčku ERE zaujímají druhy klasifikované jako ohrožené také v rámci Červeného seznamu ČR (HANEL et al. 2005). V druhé polovině pořadí druhů dle ERE nalezneme několik druhů, jež patří mezi „nastupující“ mediteránní prvky, u nichž byla míra ohrožení ještě v nedávné minulosti odlišná, resp. byla nadhodnocena. Příkladem může být druh *Anax parthenope* (tab. 1).

Po vstupu ČR do Evropské unie se druhy soustavy Natura 2000 staly prioritním cílem druhové ochrany i monitoringu. Jednoznačná preference „naturových“ druhů v rámci terénních průzkumů se u nich projevila „výraznými populačními trendy“ (jednovýběrový t-test vzhledem k 0: $t = 3,034$; $df = 5$; $p = 0,029$), zatímco u ostatních skupin nebyl obecně platný trend v rámci změny populační dynamiky zaznamenán (obr. 1). Lze tedy konstatovat, že intenzivní monitoring z poslední doby přinesl zejména obšírný obraz o rozšíření druhů soustavy Natura 2000, kupříkladu detailní informace o výskytu druhu *Coenagrion ornatum*. Přítomnost tohoto celoevropsky ohroženého druhu je vázána na malé nížinné pomalu tekoucí vodní toky, tedy biotop výrazně ovlivněný intenzivní zemědělskou činností. Jde ovšem rovněž o velmi specifické biotopy, které dlouhé roky unikaly pozornosti odonatologů. Díky širšímu extenzivnímu monitoringu stoupl počet polí síťového mapování s prokazatelným výskytem druhu *C. ornatum* za poslední dva roky ze 2 na 29 (!) (WALDHAUSER et al. 2010).



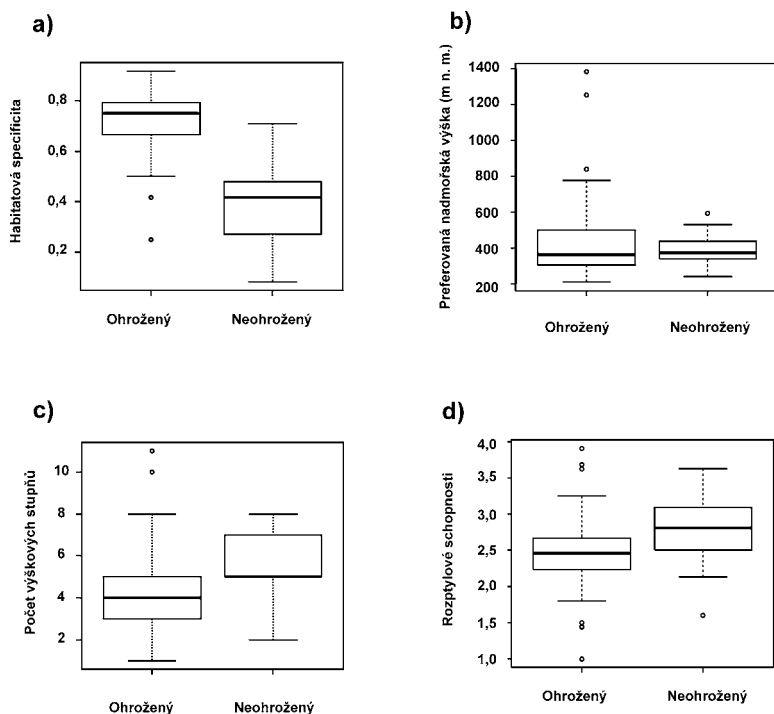
Obr. 1. Populační trend neohrožených, ohrožených druhů a druhů zařazených do soustavy Natura 2000. Z grafického zobrazení je zřejmé, že biomonitoring zaměřený během posledních deseti let na „naturové“ druhy přináší nové poznatky o jejich výskytu a také ukazuje na významně pozitivní trend v jejich rozšíření. Aktuální míra ohrožení většiny z nich může být tedy nižší, než se předpokládalo.

Fig. 1. Population trends of threatened, not threatened species and species of Natura 2000. The graph shows that giving preference to Natura 2000 species in biomonitoring yielded new and positive information about their distribution. However, also revealed overestimated extinction risk status in majority of species.

Z výsledků monitoringu „naturových“ druhů vyplývá, že druhová ochrana vážek v Evropě nevychází z optimálního výběru prioritních druhů (ve vztahu ke středoevropské fauně jde zejména o druhy *Leucorrhinia pectoralis* a *Ophiogomphus cecilia* – viz tab. 1).

Atributy, které mají vliv na ohrožení druhů

Zaměříme-li se na atributy, které mohou nejlépe charakterizovat hlavní rozdíly mezi kategoriemi neohrožených a ohrožených druhů, pak největší difference nalezneme v míře habitatové specifity obou skupin druhů (dvouvýběrový t-test: $t = 8,04$; $df = 55$; $p < 0,001$). Habitatoví generalisté obývají široké spektrum vodních biotopů, zatímco úzce specializované druhy pouze velmi specifické biotopy (CORBET 1999). Distribuce habitatově vyhraněných druhů je v důsledku omezené nabídky pro ně vhodných biotopů výrazně omezena (HARABIŠ & DOLNÝ 2010). Populace těchto druhů jsou zranitelnější, ale ne vždy bezprostředně ohrožené extinkcí. Kupříkladu druh *Aeshna juncea* patří mezi úzce specializované druhy, přesto jej v pomyslném žebříčku ERE nalezneme až v jeho druhé polovině (tab. 1). Negativní působení antropogenně podmíněných vlivů na jednotlivé druhy organismů nejsou z hlediska dopadů identická, nýbrž výrazně více ovlivňují právě druhy vázané na specifické podmínky prostředí (THOMAS et al. 2004). Pravděpodobně tedy také z tohoto důvodu patří většina habitatově vyhraněných druhů vážek zároveň i mezi druhy ohrožené (obr. 2a).



Obr. 2 a–d. Vztah ohrožených a neohrožených druhů vážek vzhledem k hodnoceným ekologickým faktorům: a) habitatová specifita, b) preferovaná nadmořská výška, c) rozpětí nadmořských výšek (stovky metrů), d) rozptylové schopnosti.

Fig. 2 a–d. The relationship between threatened and not threatened species according to: a) habitat specificity, b) preferred altitudes, c) range of altitudes, d) dispersal ability.

Nabídka specifických biotopů je výrazně ovlivněna i vertikálním směrem, mimo jiné proto, že nadmořská výška úzce koreluje s teplotou, která distribuci jednotlivých druhů zásadním způsobem usměrňuje (CORBET 1999). Většina druhů (ohrožených i neohrožených) preferuje habitaty v rozpětí nadmořských výšek mezi 300 až 500 m n. m. (obr. 2b), což vyplývá nejen z teplotních nároků jednotlivých druhů, ale také z charakteru reliéfu České republiky. Preference určité nadmořské výšky se výrazně neliší u kategorie ohrožených i neohrožených druhů (dvouvýběrový t-test: $t = 1,54$; $df = 42$; $p = 0,131$). Druhy, které preferují habitaty v určitém rozmezí nadmořských výšek, jsou vázány na omezenou nabídku biotopů a často proto patří mezi druhy ohrožené (dvouvýběrový t-test: $t = -2,69$; $df = 60$; $p = 0,009$), zatímco habitatoví generalisté díky nízké míře preference nacházejí vhodné habitaty v širokém rozpětí nadmořských výšek (obr. 2c).

Nížší rozptylové schopnosti vážek jsou znakem, který může být nevýhodným v antropogenně pozměněném prostředí (obr. 2d). Navíc jsou rozptylové schopnosti úzce vázány na habitatovou specializaci, kdy platí nepřímá úměra mezi těmito atributy (HARABIŠ & DOLNÝ 2011). Mezi ohroženými druhy tedy nacházíme signifikantně více zástupců s omezenými rozptylovými schopnostmi (dvouvýběrový t-test: $t = -2,49$; $df = 64$; $p = 0,015$).

Shrnutí

Vážky představují indikačně velice významnou skupinu vodních bezobratlých, využívanou k hodnocení vlivu antropogenního působení na sladkovodní ekosystémy. Jedním z efektivních způsobů identifikace prioritních cílů druhové ochrany je stanovení ekologického rizika extinkce. Ohrožení vážek je úzce spojeno s mírou degradace určitého typu vodních biotopů a také adaptačními schopnostmi – atributy jednotlivých vážek se s těmito zásahy vyrovnat. Mezi nejvíce ohrožené patří úzce vyhraněné druhy s omezenými rozptylovými schopnostmi preferující habitaty úzkého spektra nadmořských výšek, zatímco druhy vyskytující se na širokém spektru habitatů s vyššími rozptylovými schopnostmi ohroženy nejsou.

Z analýzy desetileté řady dat vyplývá, že pro skupinu neohrožených vážek na straně jedné a pro skupinu ohrožených druhů vážek na straně druhé neexistuje žádný společný obecný trend z hlediska jejich výskytu a početnosti. Výrazně negativní trend byl zjištěn u několika našich zástupců vážek, nikoliv však druhů z programu Natura 2000. Některé naše vážky mají tedy v rámci druhové ochrany prioritní postavení, ačkoliv z hlediska ERE bezprostředně ohroženy nejsou (toto platí minimálně pro území ČR, pravděpodobně však pro širší středoevropský prostor). Zvýšená preference „naturových“ druhů při monitoringu přinesla komplexní přehled o jejich rozšíření v rámci České republiky. Tento monitoring, který představuje primární kontrolní nástroj druhové ochrany přírody, je v praxi provázán s aplikovanými managementovými opatřeními, v převážné míře také orientovanými na prioritní druhy a lokality. Mnoho našich druhů nejvíce ohrožených ERE je proto také z pohledu těchto aktivit ignorováno a jejich situace se naneštěstí nadále zhoršuje.

Summary

Dragonflies are a very important group of aquatic bioindicators, used for monitoring of anthropogenic impact on freshwater ecosystems. One of the most effective methods for the identification of priority targets for species conservation is the establishment of the Ecological Risks of Extinction (ERE). Major threats to dragonflies are closely related to the rate of degradation of aquatic habitat types and adaptive skills = attributes of individual species to cope with these disturbances. The most endangered species are the habitat

specialists with limited dispersal abilities only occurring in habitats at a narrow range of elevations, while the species occurring on a wide range of habitats with higher dispersal abilities are not endangered.

There were no common general trends in terms of the occurrence and abundance of not threatened, or even threatened species. However, a significantly negative trend was found in a few species, but not among the Natura 2000 species. Several dragonflies are, thus, species with priority conservation status, although they are not threatened according to ERE (this applies at least regionally, nevertheless for wider area). Whereas the situation of the top species within the ERE rank worsened considerably.

Poděkování

Poděkování patří Ministerstvu životního prostředí ČR za podporu realizovanou prostřednictvím grantu VaV MŽP ČR, evidovaného pod číslem VaV-SM/6/104/05 a grantu IGA ČZU 42900/1312/3161.

Článek byl vypracován v rámci Projektu LO1208 z programu NPU I a v rámci projektu Institutu environmentálních technologií, reg. č. CZ.1.05/2.1.00/03.0100, podporovaného Operačním programem Výzkum a vývoj pro Inovace, financovaného ze strukturálních fondů EU a ze státního rozpočtu ČR.

Literatura

- CLAUSNITZER V., KALKMAN V. J., RAM R., COLLEN B., BAILLIE J. E. M., BEDJANIC M., DARWALL W. R. T., DIJKSTER K. B., DOW R., HAWKING J., KARUBE H., MALIKOVA E., PAULSON D., SCHÜTE K., SUHLING F., VILLANUEVA R. J., VON ELLENRIEDER N. & WILSON K. (2009): Odonata enter the biodiversity crisis debate: the first global assessment of an insect group. – *Biological Conservation* 142: 1864–1869.
- CORBET P. S. (1999): *Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata*. – Harley Books, Colchester.
- COWLEY M. J. R., THOMAS C. D., ROY D. B., WILSON R. J., LEÓN-CORTÉS J. L., GUTIÉRREZ D., BULMAN C. R., QUINN R. M., MOSS D. & GASTON K. J. (2001): Density-distribution relationships in British butterflies. I. The effect of mobility and spatial scale. – *Journal of Animal Ecology* 70: 410–425.
- DOLNÝ A., BÁRTA D., WALDHAUSER M., HOLUŠA O. & HANEL L. (2007): Vážky České republiky: Ekologie, ochrana a rozšíření. – Český svaz ochránců přírody Vlašim, Vlašim.
- HANEL L., DOLNÝ A. & ZELENÝ J. (2005): Odonata (vážky). – In: Farkač J. et al. [eds], Červený seznam ohrožených druhů v České republice. Bezobratlí, pp. 125–127, Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- HARABIŠ F. & DOLNÝ A. (2010): Ecological factors determining the density-distribution of Central European dragonflies (Odonata). – *European Journal of Entomology* 107: 571–577.
- HARABIŠ F. & DOLNÝ A. (2011): The effect of ecological determinants on the dispersal abilities of Central European dragonflies (Odonata). – *Odonatologica* 41: 17–26.
- IUCN (2001): *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. – IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- KALKMAN V. J., BOUDOT J.-P., BERNARD R., CONZE K.-J., DE KNIJF G., DYATLOVA E., FERREIRA S., JOVIĆ M., OTT J., RISERVATO E. & SAHLÉN G. (2010): *European Red List of Dragonflies*. – Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- KOTIAHO J. S., KAITALA V., KOMONEN A. & PÄIVINEN J. (2005): Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. – *PNAS* 102: 1963–1967.
- MCCAULEY S. J. (2007): The role of local and regional processes in structuring larval dragonfly distributions across habitat gradients. – *Oikos* 116: 121–133.
- MCGEOCH M. A. (1998): The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. – *Biological Reviews* 73: 181–201.
- OTT J. (2001): Expansion of mediterranean Odonata in Germany and Europe – consequences of climatic changes. – In: Walter G.-R. et al. [eds], „Fingerprints“ of Climate Change, pp. 89–111, Kluwer Academic Publishers, New York.
- SAHLÉN G., BERNARD R., COERDERO RIVERA A., KETELAAR R. & SUHLING F. (2004): Critical species of Odonata in Europe. – *International Journal of Odonatology* 7: 385–398.

- SAMWAYS M. J. (2003): Marginality and national red listing of species. – *Biodiversity and Conservation* 12: 2523–2525.
- SAMWAYS M. J., MCGEOCH M. A. & NEW T. R. (2010): *Insect Conservation: A Handbook of Approaches and Methods*. – Oxford University Press, UK.
- THOMAS J. A., TELFER M. G., ROY D. B., PRESTON C. D., GREENWOOD J. J. D., ASHER J., FOX R., CLARKE R. T. & LAWTON J. H. (2004): Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. – *Science* 30: 1879–1881.
- VAN TOL J. (2006): Global Species Database Odonata. – In: Bisby F. et al. [eds], *Species 2000. Annual checklist 2006*. (Updated version published in 2007). [Dostupný také na: <http://www.odonata.info>]
- WALDHAUSER M., MIKÁT M. & DOLNÝ A. (2010): Rozšíření a ekologie šidélka ozdobného *Coenagrion ornatum* (Selys, 1850) (Odonata, Coenagrionidae) v České republice – nové poznatky z roku 2010. – In: Dolný A. & Harabiš F. [eds], *Vážky 2010. Sborník referátů XIII. celostátního semináře v NP Podyjí*, pp. 91–107, ZO ČSOP Vlašim, Vlašim.