

Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích

Fakulta rybářství a ochrany vod

Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Bakalářská práce

Biologie a invazivní šíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině

Autor: Lukáš Jurek

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Antonín Kouba, PhD.

Konzultant bakalářské práce: doc. Ing. Pavel Kozák, PhD.

Studijní program: B4103 Zootechnika (bakaláři)

Studijní obor: Rybářství

Forma studia : Prezenční

Ročník studia: 3.

České Budějovice

2014

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury. Prohlašuji, že, v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění, souhlasím se zveřejněním své bakalářské práce, a to v nezkrácené podobě, případně v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných FROV JU. Zveřejnění probíhá elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích dne: 2. 5. 2014

Lukáš Jurek

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Lukáš JUREK**
Osobní číslo: **V10B026P**
Studijní program: **B4103 Zootechnika**
Studijní obor: **Rybářství**
Název tématu: **Biologie a invazivní šíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině**
Zadávající katedra: **Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Introdukce nových druhů je jedním z nejzávažnějších faktorů ohrožující biodiverzitu v globálním měřítku a je velice dobře patrná především v případě vodních ekosystémů. Výskyt nepůvodních druhů raků se v Evropských podmínkách stává téměř "evergreenem" posledních let. V tomto ohledu je současná přítomnost "pouze" dvou nepůvodních raků (raka pruhovaného - *Orconectes limosus* a raka signálního - *Pacifastacus leniusculus*) v ČR ještě poměrně příznivá. Biologie a distribuce raka pruhovaného byla v posledních letech poměrně intenzivně studována. V případě raka signálního však víme především s ohledem na jeho současné invazivní šíření velice málo. Zdá se však, že nejsilněji vyvinuté populace se nalézají v blízkosti jednoho z míst původního vysazení - v okolí Velkého Meziříčí.

Cílem této práce bakalářské práce bude vypracování literárního přehledu o problematice introdukcí nových druhů raků v rámci Evropy s důrazem na situaci v ČR. Zvláštní zřetel bude dán na zhodnocení biologie raka signálního ve vztahu k jeho invazivnímu šíření. Bude posouzena současná distribuce druhu, jenž bude vycházet především z informací v Nálezové databázi AOPK ČR a tato bude především v případě Velkomeziříčska verifikována a případně aktualizována.

Zpracování literárního přehledu o introdukcích nových druhů raků v Evropě a ČR, biologii raka signálního ve vztahu k jeho invazivnímu šíření a o jeho současné distribuci na našem území bude vycházet z kritického zhodnocení relevantních informačních zdrojů. Ověření distribuce raka signálního v cílové oblasti bude vycházet ze základních principů astakologického monitoringu a bude realizováno na předem vtipovaných tocích a jejich úsecích, s využitím ručního odlovu s pomocí sítky jakožto základní metodou. Nálezy budou porovnány s informacemi v Nálezové databázi AOPK ČR a případně aktualizovány. Při průzkumu bude zohledněn případný výskyt původních druhů raků.

Tato práce bude finančně zajištěna projekty GAČR (P505/12/0545 a P502/12/P177) a MŠMT ČR (CZ.1.05/2.1.00/01.0024).

Rozsah grafických prací: 10 - 20 stran
Rozsah pracovní zprávy: 20 - 30 stran
Forma zpracování bakalářské práce: tištěná

Seznam odborné literatury:

- Buřič M., Kouba A., Polícar T., Kozák P., 2009. Invazní druhy raků ve vodách ČR a mechanismy jejich negativního vlivu na původní astakofaunu. Bulletin VÚRH Vodňany 45: 5-16.
- Holdich, D.M., Haffner, P., Noël, P., Carral, J., Füderer, L., Gherardi, F., Machino, Y., Madec, J., Pöckl, M., Šmietana, P., Taugbol, T., Vigneux, E., 2006. Species files. Atlas of Crayfish in Europe. Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P., Reynolds, J.D., Haffner, P. (eds), 49 - 130. Publications Scientifiques du MNHN, Paris.
- Holdich, D.M., Reynolds, J.D., Souty-Grosset, C., Sibley, P.J., 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 394-395: 11.
- Kozák, P., Buřič, M., Polícar, T., 2007. Metodika lovu raků. Edice Metodik (technologická řada), VÚRH JU Vodňany, č. 81, 24 s.
- Kozák, P., Polícar, T., Buřič, M., Kouba, A., 2009. Základní morfologické znaky k rozlišení raků v ČR (druhé přepracované vydání). Edice Metodik (technologická řada), FROV JU Vodňany, č. 92, 27 s.
- Štambergová, M., Kučera, Z., 2009. Celoplošné mapování a monitoring populací raků v ČR. Bulletin VÚRH Vodňany 45: 91-99.
- Štambergová, M., Svobodová, J., Kozubíková, E., 2009. Raci v České republice. - 1. vydání. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha.

Vedoucí bakalářské práce: Ing. Antonín Kouba, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Konzultant bakalářské práce: doc. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický

Datum zadání bakalářské práce: 2. prosince 2011
Termín odevzdání bakalářské práce: 30. dubna 2013


prof. Ing. Otomar Linhart, DrSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
FAKULTA RYBÁŘSTVÍ A OCHRANY VOD
Zátiší 728/II
389 25 Vodňany (2)


doc. Ing. Pavel Kozák, Ph.D.
ředitel

V Českých Budějovicích dne 3. února 2012

Poděkování:

Rád bych poděkoval svému vedoucímu bakalářské práce Antonínu Koubovi, Ph.D. za zodpovědný přístup a obětavou pomoc při materiálním zabezpečení mé práce a také za její odborné vedení, korekce a cenné rady po celou dobu jejího vypracovávání.

Dále děkuji panu Pavlovi Křížovi, předsedovi ČSOP Bory, který mne inspiroval svým přístupem k ochraně přírody a přivedl mne tím i k zájmu o raky.

Největší poděkování patří mým rodičům, prarodičům a celé rodině, která mně podporovala jak v průběhu mého studia, tak i při psaní samotné bakalářské práce.

Tato bakalářská práce vznikla za podpory projektů CENAKVA (CZ.1.05/2.1.00/01.0024), CENAKVA II (výsledky projektu LO1205 byly získány za finanční podpory MŠMT ČR v rámci programu NPU I) a projektu P505/12/0545 Grantové agentury České republiky.

Obsah:

1. Úvod	8
2. Literární přehled	8
2.1 Druhy raků v Evropě	8
2.1.1 Původní druhy raků	9
2.1.2 Nepůvodní druhy raků	9
2.2. Rak signální <i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)	16
2.2.1 Popis druhu	16
2.2.2 Biologie	20
2.2.3 Ekologie	22
2.2.4 Historie v ČR a dosud známé lokality	24
2.3 Potočnice	26
3. Materiál a metodika	31
3.1. Specifikace cílového území a způsob výběru monitorovaných lokalit	31
3.2. Výběr vhodných lokalit	31
3.3. Postup lovných metod při samotném průzkumu	32
3.3.1. Lov do rukou s pomocí síťky	32
3.3.2. Odchyt do vrší	34
3.4. Prevence šíření račího moru	35
3.5. Zaznamenané údaje	36
4. Výsledky	37
4.1 Výsledky monitoringu raků v jednotlivých povodích a oblastech	41
4.1.1 Povodí řeky Oslavy	41
4.1.2 Povodí řeky Balinky	42
4.1.3 Křižanovsko–povodí řeky Bobruvky	43
4.1.4 Žďár nad Sázavou–oblast povodí Dolní Vltavy	43
4.1.5 Ujčov	43
4.2 Výskyt potočnic	44
5. Diskuze	44
5.1 Zhodnocení výskytu raků v jednotlivých povodích a oblastech	44

5.1.1. Povodí řeky Oslavy	45
5.1.2 Povodí řeky Balinky	53
5.1.3 Křižanovsko–Bobruvka	58
5.1.4 Žďár nad Sázavou–Staviště	58
5.1.5 Ujčov	59
5.1.6 Lokality sympatrického výskytu raka říčního a raka signálního	60
5.2 Výskyt potočnic	61
6. Závěr	62
7. Přehled použité literatury	64
8. Přílohy	76
9. Abstrakt	111
10. Abstract	112

1. Úvod

Šíření nepůvodních druhů organismů se v poslední době ukazuje jako stále aktuálnější téma. V případě raků tomu není jinak. Problematika raků mne zajímá a paradoxně rak signální byl první druh raka, se kterým jsem se v mládí seznámil a díky němuž jsem se o raky začal více zajímat. Raci signální se hojně vyskytují na Velkomeziříčsku, v regionu, ze kterého pocházím. Z tohoto důvodu jsem se tedy rozhodl věnovat svou bakalářskou práci terénnímu průzkumu a ověření lokalit s jejich případným výskytem. Znalosti o rozšíření raka signálního jsou v současné době velice nekompletní a data z již dříve nalezených lokalit nejsou povětšinou aktualizována.

Cílem mé práce bylo vypracování literárního přehledu o problematice introdukce nových druhů raků v rámci Evropy s důrazem na situaci v České republice. Nejdůležitější část se týkala biologie raka signálního ve vztahu k jeho invazivnímu šíření. Byly posouzeny současné údaje o rozšíření druhu v České republice a proveden terénní monitoring, jehož výsledky mají přispět k aktualizaci znalostí o výskytu tohoto raka u nás. Dále byl zhodnocen výskyt raka říčního na zkoumaných lokalitách a jeho soužití s rakem signálním.

2. Literární přehled

V dnešní době je známo okolo 600 žijících druhů raků žijících na Zemi (De Grave a kol., 2009). Autoři Crandall a Buhay (2008) dokonce uvádějí více než 640 druhů, přičemž každoročně je popsáno několik druhů nových (např. Coughran, 2002; Simon a kol., 2005; Coughran a kol., 2012; Loughman a kol., 2013) ovšem jak zmiňuje Petrusek (2013), počty nejsou zdaleka konečné a to i vzhledem k rozvoji molekulárních metod a vyčleňování kryptických druhů. I tak se v Evropě v současné době vyskytují pouhá 2 % světové rozmanitosti račích druhů, z nichž pouze jedna třetina jsou druhy původní (Holdich a kol., 2009).

2.1 Druhy raků v Evropě

V současné době se na území Evropy ve volné přírodě vyskytuje minimálně 15 račích druhů. Jedná se o 5 původních druhů raků společně s dvojnásobným počtem nepůvodních, introdukovaných druhů (Kouba a kol., 2013).

2.1.1. Původní druhy raků

Jak již bylo zmíněno, v Evropě žije 5 původních druhů raků. Jsou jimi rak říční *Astacus astacus*, rak bahenní *A. leptodactylus* a dále *A. pachypus*. V rámci rodu *Austropotamobius* jsou jimi rak kamenáč *A. torrentium* a rak bělonohý *A. pallipes*. (Holdich a kol., 2006). Počet uváděných druhů však není definitivní a status přinejmenším některých z nich se s novým poznáním vyvíjí. Například rak bahenní je západoevropskou astakologickou komunitou akceptovaný jako druhový komplex (Holdich a kol., 2006, 2009), ve východní části kontinentu však na podkladě morfologických rozdílů často rozeznávají různý počet druhů a poddruhů (Starobogatov, 1995; Šmietana a kol., 2006). Řada druhů (Santucci a kol., 1997; Grandjean a kol., 2002), a dokonce i poddruhů (Fratini a kol., 2005) byla popsána u raka bělonohého. Na základě využití pokročilejších molekulárních metod se však zdá, že popsaná situace není ani zdaleka tak jednoduchá (Pedraza-Lara a kol., 2010; Chiesa a kol., 2011). Rovněž v případě raka kamenáče byla recentně objevena neočekávaně vysoká úroveň genetické diverzity, naznačující proces speciace (Trontelj a kol., 2005; Klobučar a kol., 2013).

2.1.2. Nepůvodní druhy raků

Ve volné přírodě evropského kontinentu se dnes můžeme setkat s ustanovenými populacemi přinejmenším 10 druhů nepůvodních raků. Prominentní místo mezi těmito invazivními raky mají tzv. „Old non-indigenous crayfish species“ – „staré nepůvodní druhy raků“ (Old NICS), které byly vysazeny mezi rokem 1890 a polovinou sedmdesátých let minulého století. Jsou jimi rak pruhovaný *Orconectes limosus*, rak signální *Pacifastacus leniusculus* a rak červený *Procambarus clarkii*. Tyto druhy jsou dnes v Evropě značně rozšířené a jejich výskyt v kombinaci se šířením račího moru, ztrátou habitatů a dalšími faktory měl za následek dramatické ztráty populací původních druhů raků (Holdich a kol., 2009).

„Old NICS“

Rak pruhovaný *Orconectes limosus*

Vůbec prvním introdukovaným druhem na Evropský kontinent je rak pruhovaný. Jeho domovinou jsou Spojené státy americké. Jako původní areál rozšíření se udává atlantská oblast (východ USA), avšak později byl zavlečen i do jiných států Severoamerického teritoria. Celkem

je udáváno 15 severoamerických teritorií (13 států USA a navíc svým výskytem zasahuje i do Kanadských provincií Québec a New Brunswick) (Taylor a kol., 2007).

Do Evropy byl poprvé dovezen v roce 1890 do Pomořan (oblasti dnešního západního Polska poblíž hranice s Německem). Tito raci byli dále šířeni do nových lokalit, včetně Německa, odkud pravděpodobně pronikli Labem na naše území (Petrušek a kol., 2006; Filipová a kol., 2011).

Aktuálně se v Evropě vyskytuje minimálně v 22 teritoriích. Masový výskyt je doložen z Francie, Německa, Švýcarska, Holandska, Belgie, Polska, Lotyšska a Kaliningradu. Z dalších lokalit je hlášen v Lucembursku, Itálii, Španělsku, Rakousku, Bělorusku, Litvě a České republice. Po řece Dunaj se šíří na Slovensku, Maďarskem, Chorvatskem a Srbskem až na hranice Rumunska. Dostal se i na ostrovy Korsiku a Velkou Británii (Benejam a kol., 2011; Kouba a kol., 2013). Ovšem tento výčet se nezdá být zdaleka kompletní, neboť jak předznamenává Kouba a kol. (2014) můžeme raka pruhovaného v budoucnu očekávat také v Bulharsku (šíření po řece Dunaj z Rumunska) nebo v Ukrajině, kde je velké riziko že pronikne z Polska, Maďarska či Rumunska.

Výskyt raka pruhovaného v Čechách (poprvé odchycen v roce 1988) popsal Hajer, i když jak sám uvádí, pozoroval jej už dříve (Hajer, 1989). Od té doby bylo publikováno mnoho záznamů o jeho šíření v rámci republiky (Petrušek a kol., 2006). Nyní je znám z převážné části Čech, vyskytuje se v rozsáhlé šíři v povodí Labe a Vltavy, včetně přítoků a některých dalších stojatých vod. Na Moravu se naštěstí zatím ještě významněji nedostal, i když už je jeho výskyt hlášen ze Slezska, kde se vyskytl v potoce Prudník (Osoblažsko, povodí Odry). Na jižní Moravě byl nalezen v rybníce Vracovský na Hodonínsku (povodí řeky Moravy) (Štambergová a kol., 2009). S ohledem k jeho výskytu v rakouské části Dunaje však hrozí jisté nebezpečí invaze na Moravu i zde.

Vzhledem ke své agresivitě, migrační schopnosti, poměrně značnému rozšíření v rámci naší republiky a schopnosti přenášet račí mor je i navzdory své menší velikosti hrozbou číslo 1 pro naše druhy raků. Navíc, jak uvádí Kozubíková a Petrušek (2009), z hlediska prevalence jsou populace raka pruhovaného výrazně promořenější račím morem, než populace raka signálního. Rak pruhovaný dokáže navíc snášet i silnější organické znečištění, než původní druhy a nevádí mu ani částečné vyschnutí ekosystému v rámci několika týdnů (Holdich a kol., 2006). Tento rak se dokonce ukázal být vysoce odolný vůči některým pesticidním látkám (Buřič a kol., 2010).

Mnohé lokality jeho výskytu v západních Čechách se kryjí s povodími osídlenými populacemi raka kamenáče a také s rakem říčním, jehož mnohé populace už vyhubeny račím morem v důsledku kontaktu s rakem pruhovaným, resp. račím morem, prokazatelně byly (Štambergová a kol., 2009).

Na závěr je potřeba také vhodně upozornit na odlišnosti tohoto druhu, především jeho unikátní rozmnožovací strategii. K páření dochází nejen na podzim (jako je tomu běžně u našich raků) ale i na jaře. Samičky tak podstatně zkrátí období inkubace, a tím i možná rizika pro vývoj vajíček. Zároveň mají samice větší prostor pro páření s více samci, což se může kladně odrazit ve vyšší genetické diverzně potomstva. Navzdory své menší velikosti mívá dokonce větší plodnost než naši raci. Navíc je schopný množit se prostřednictvím fakultativní partenogeneze. O těchto a dalších specifikacích rozmnožování raka pruhovaného se detailně, s odkazem na řadu studií, zmiňuje Buřič (2009).

Rak signální *Pacifastacus leniusculus*

Druhým rakem, který byl importován do Evropy z USA je rak signální. V Americe se vyskytuje v 7 amerických státech a Britské kolumbii v Kanadě (Taylor a kol., 2007; NAS, 2012).

U tohoto raka je navíc zajímavé, že jsou zmiňovány tři poddruhy, někdy dokonce uváděné jako samostatné druhy. Jsou jimi *Pacifastacus leniusculus klamathensis*, *Pacifastacus l. leniusculus* a *Pacifastacus l. trowbridgii*. Tyto (pod)druhy mají rozdílný areál výskytu a liší se také některými morfologickými znaky patrnými především na hlavohruďi (tvarem a délkou rostra či postorbitálních lišt) (Lewis, 2002; Fetzner, 2005; Taylor a kol., 2007).

Právě poddruh *P. l. leniusculus* je udáván jako nejinvazivnější a byl také importován do Evropy (Kouba a kol., 2013). Ze Švédska, kam byl poprvé dovezen už v roce 1959 z Kalifornie (Svårdson, 1995) byli o 20 let později byli tito raci pokusně vysazeni i u nás, v tehdejší Československu. Dalšími introdukcemi přímo z Ameriky či z nově vzniklých evropských populací byl zavlečen do Finska, Rakouska, Francie, Anglie, Belgie, Dánska, Itálie, Litvy, Lotyšska, Lucemburska, Maďarska, Německa, Nizozemí, Polska, Portugalska, Řecka, Skotska, Slovinska, Španělska, Švýcarska, Walesu a Kaliningradu. Nejnověji je jeho výskyt hlášen ze Slovenska, Norska, Estonska, Chorvatska a Ruska (Kouba a kol., 2013). Dnes rak signální obývá téměř 30 teritorií a je tak nejvíce rozšířeným nepůvodním račím druhem v Evropě (Kouba a kol., 2014).

Vzhledem k tomu, že se jedná o primární druh mé práce, bude o jeho biologii, ekologii a šíření podrobně pojednáno v samostatné kapitole 2.2.

Rak červený *Procambarus clarkii*

Rak červený pochází z USA, kde obývá 27 států, do řady z nichž byl introdukován (Taylor a kol., 2007; NAS, 2012). Do Evropy (Španělska) byl vysazen pravděpodobně společně s druhem *Procambarus zonangulus* v roce 1973 za účelem chovu (Holdich a kol., 2006). Zde se na rozdíl od *P. zonangulus* úspěšně uchytil a dnes je nejhojnějším druhem obývajícím téměř celé území tohoto státu. Dále je jeho výskyt hlášen např. z Francie, Itálie, Portugalska, Rakouska, Německa, Švýcarska, Holandska, Velké Británie ale i z ostrovů Kypru, Mallorky, Sardinie, Sicílie, Azorských a Kanárských ostrovů (Tenerife). Celkem se v Evropě jedná o 15 teritorií (Kouba a kol., 2013, 2014).

Českou republiku tato pohroma naštěstí zatím ještě nepotkala, ovšem vzhledem k jeho oblíbě mezi chovateli se zdá být jen otázkou času, kdy rak červený „obohatí“ naši faunu. V sousedním Slovensku je chován v zahradních jezírkách (Stloukal a Vitázková, 2009) a dále je také jeho výskyt znám z Německa, kde vytvořil několik prosperujících populací (Chucholl, 2011). Důkaz, že tyto obavy jsou na místě potvrzuje i fakt, že rak červený je nejrozšířenějším račím druhem na světě (Hobbs a kol., 1989) a v rámci Evropy je uváděn v seznamu „100 nejhorších“ invazivních organismů (DAISIE, 2011). Jeho hrozba nespočívá pouze v přenášení račího moru, ale i jeho příslušnost mezi tzv. r-stratégy. Je schopný devastovat celé ekosystémy, a to např. vyžíráním makrofyt a hloubením nor až 2 m hlubokých. To vede k zvýšení turbidity (zákalu) vody, která může i bez silného vyžírání tlaku tohoto druhu narušovat celé potravní sítě (Gherardi, 2006; Holdich a kol., 2006; Kouba a kol., 2013).

„New NICS“

Od osmdesátých let minulého století se v Evropě bohužel usídlilo několik dalších druhů, které byly původně dovezeny obvykle za účelem akvarijního, příp. akvakulturního chovu (pro účely konzumu). Tyto nové nepůvodní druhy raků („New non-indigenous crayfish species“ – New NICS) v současné době zahrnují dva příslušníky rodu *Cherax* (čeleď Parastacidae) a při nejmenším pět severoamerických druhů z čeledi Cambaridae (z rodů *Orconectes* a

Procambarus). Do budoucna lze navíc očekávat výskyt dalších druhů, které jsou rozšířené mezi akvaristy (viz Chucholl, 2013).

Rak *Cherax destructor*

Druh pochází z východní Austrálie (Munasinghe a kol., 2003). Do Evropy byl poprvé dovezen do Španělska v r. 1983 z Kalifornie (Bolea, 1996) za účelem akvakulturního chovu. Řada jeho španělských populací byla sice úspěšně eradikována račím morem (Kouba a kol., 2013), výskyt přinejmenším několika dalších je však v severním Španělsku (autonomní společenství Navarra and Aragnie) velmi pravděpodobný (A. Kouba, osobní sdělení). Dále se vyskytuje v akvakulturních chovech v Itálii, kde byl recentně nalezen i ve volné přírodě (Scalici a kol., 2009). Ročně se rovněž dovezou spousty živých raků tohoto druhu z Austrálie (či Evropských farem) do různých Evropských států na rybí trhy a do restaurací. *Cherax destructor* sice není imunní vůči račímu moru, za to se však vyznačuje vysokou mírou agresivity a teritoriálního chování, čímž může být pro původní druhy nebezpečný (Holdich a kol., 2006; Kouba a kol., 2013).

Rak *Cherax quadricarinatus*

Druhý druh tohoto rodu pocházející ze severovýchodní Austrálie a přilehlé Papui Nové Guinei (Holdich a kol., 2006). Do Evropy je dovážen na konzum nebo jako předmět akvaristického obchodu. V Holandsku byl jedinec tohoto druhu uloven ve volné přírodě. To bylo později hlášeno i z Anglie a Německa (Holdich a kol., 2009). V žádném z těchto případů však nebylo potvrzeno, že by se jednalo o rozmnožující se populace a patrně se jednalo o uniklé či spíše vysazené jedince (Kouba a kol., 2013). Stálá populace byla recentně zaznamenána ve Slovinsku a to v roce 2009. Tato populace obývá mrtvé rameno řeky Topla (východní Slovinsko), které je přihříváno termálními prameny. Prozatím se zdá, že tato populace je vázána pouze na tuto lokalitu a invaze do přilehlých řek se kvůli tamním klimatickým podmínkám prozatím nepředpokládá (Jaklič a Vrezec, 2011).

Cherax quadricarinatus je potencionálně nebezpečný druh vzhledem k jeho dobré rozmnožovací schopnosti a rychlému růstu. S ohledem na jeho teplotní nároky lze uvažovat o jeho usazení spíše jen na jihu Evropy, případně na místech s oteplenými zdroji vody (viz výše). Jelikož je však značná část jihu Evropy již osídlena vysoce agresivním a račí mor přenášejícím

rakem červený, bude jeho případný budoucí výskyt patně velmi omezený (Holdich a kol., 2006; Kouba a kol., 2013).

Rak *Orconectes immunis*

Orconectes immunis je menší druh raka pocházející ze Severní Ameriky (Holdich a kol., 2006). Prvotní důvod jeho vysazení doposud není přesně znám. Jednou z pravděpodobných možností je ale jeho užití jakožto živé nástrahy při lovu ryb, jak je to obvyklé především v Severní Americe. Pravděpodobným zdrojem by tak mohli být kanadští vojáci dříve umístění nedaleko místa prvního odchyty, který je datovaný do poloviny devadesátých let minulého století (Gelmar a kol., 2006). Dnes je znám z více než stokilometrového úseku řeky Rýn a dále se šíří i do přilehlého okolí řeky, jako jsou kanály a tůň (Holdich a kol., 2006). Z roku 2006 pochází i zprávy o jeho pronikání na území Francie. Zde se se však vyskytují i izolované populace, které byly očividně založené s lidskou pomocí (Collas a kol., 2012). Z některých lokalit svého výskytu v Německu dokonce vytlačuje jiný invazivní druh – raka pruhovaného, což jen poukazuje na značnou agresivitu a nebezpečnost druhu *O. immunis* (Chucholl a kol., 2008).

Rak *Orconectes juvenilis*

Orconectes juvenilis je rovněž menší druh raka pocházející z USA. V roce 2005 byl prvně nalezen ve volné přírodě Evropy a to ve východní Francii poblíž hranic se Švýcarskem. Lokalizován byl ve dvou rybnících nedaleko restaurace, která nabízela tento druh raka jako delikatesu. Dosud je to jediná známá volně žijící populace na starém kontinentu. I když tento nález byl původně označován za druh *O. rusticus* (a je tak i např. v publikaci Holdich a kol., 2006 uváděn) později bylo prokázáno, že jde o blízce příbuzný druh *O. juvenilis*. I když je znám pouze z jediné lokality, už bylo zaznamenáno jeho šíření do okolní přilehlé řeky Dessoubre. O ekologii druhu se toho také zatím moc neví, předpokládá se jeho schopnost přenášet račí mor (Chucholl and Daudey, 2008), každopádně je potřeba ho do budoucna vidět jako nebezpečný nepůvodní druh raka.

Rak *Orconectes virilis*

Tento rak, původní rovněž v USA a Kanady, vytváří ve své domovině rozsáhlý druhový komplex. Také díky tomu je dnes *Orconectes virilis* vnímán jako nejrozšířenější rak amerického

kontinentu. V Evropě je jeho výskyt prozatím omezen na jednotlivé oblasti Holandska a Velké Británie (Ahern a kol., 2008). Vysazen byl pravděpodobně akvaristy, ikdyž původ těchto evropských populací není zcela přesně znám a stejně tak není dořešena taxonomie v rámci druhového komplexu *O. virilis*. Na kryptickou rozmanitost poukazuje Filipová a kol. (2010). V minulosti se také konaly naštěstí neúspěšné introdukce do Francie a Švédska (Holdich a kol., 2006).

Rak *Procambarus cf. acutus*

Procambarus acutus jako takový, se ve své domovině vyskytuje v 33 státech USA, při čemž v pěti z nich není původním druhem (Taylor a kol., 2007; NAS, 2012). Jedná se o tolerantní druh, který se v Americe vyskytuje i v močálech a bažinatých oblastech. O biotopech tohoto raka v jeho domovině pojednává Loughman (2007). Biologie tohoto druhu je obdobná jako u *P. clarkii*. Je to krátkověký rak, hloubící si nory a přežívající dočasně i ve vlhkém prostředí (Mazlum a Eversole, 2004; Mazlum, 2005).

Evropští raci tohoto druhu náleží k druhovému komplexu *Procambarus cf. acutus*. Jeho první rozmnožující se populace byla zaznamenána v roce 2005 v Nizozemsku (Soes and van Eekelen, 2006). Informace o pozorovaných jedincích však pocházejí již z roku 2002 (Koese, 2008; Soes a Koese, 2010). Molekulární studie Filipové a kol. (2011) potvrdila, že holandské populace jsou tvořeny dvěma rozdílnými liniemi, které odpovídají rakům *P. acutus* a *P. zonangulus*. Recentně byla populace *P. acutus* nalezena i v jihovýchodní Anglii (Almeida a kol., 2013).

Rak mramorovaný *Procambarus fallax f. virginalis*

Rak mramorovaný uzavírá prozatímni výčet amerických raků vyskytujících se ve volné přírodě Evropy. V Americe je znám pouze ve dvou státech, kterými jsou Florida a Georgie (Taylor a kol., 2007). V Evropě je dostupný v akvaristických prodejnách od poloviny devadesátých let minulého století (Holdich a kol., 2006). Jako zvláštnost lze uvést jeho schopnost výhradního partenogenetického rozmnožování (reprodukce bez přítomnosti samců). To je však specifikum pouze evropské celosamičí populace. V původním areálu není tento způsob rozmnožování znám a pozorována je i přítomnost samců (Kouba a kol., 2013). Tato vlastnost z něj bohužel učinila

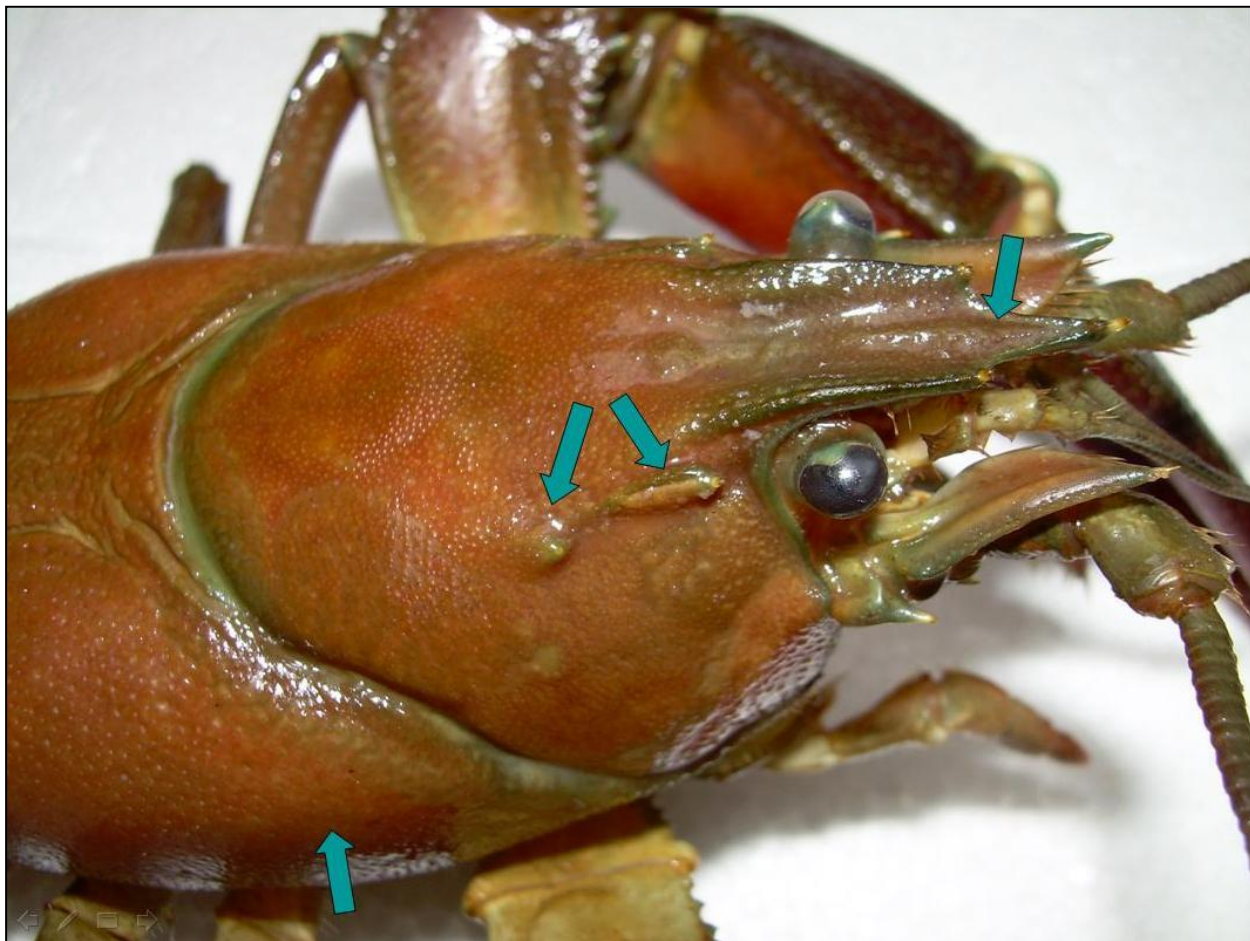
mezi chovateli oblíbený a rychle se šířící druh. Jeho obliba a dostupnost u akvaristů vedla patrně až k vypuštění jedinců do volné přírody (Kouba a kol., 2014).

Z Evropy je uváděn od roku 2003 z několika lokalit v Německu (Vogt a kol., 2004). Dále byl nalezen v roce 2004 v Nizozemí (Soes and Koese, 2010) a v roce 2008 na jedné lokalitě v Itálii (Marzano a kol., 2009). Vždy se však jednalo o jednotlivé exempláře. Situace se dramaticky změnila až v roce 2010, kdy byly popsány rozmnožující se populace v Německu a později i na Slovensku (Janský a Mutkovič, 2010; Chucholl a kol., 2012). Zvláštní nebezpečnost spočívá především v již zmíněné schopnosti partenogenetického rozmnožování, což mu dává velký reprodukční potenciál před ostatními druhy v Evropě. Teoreticky vzato totiž stačí jediná samice, která je v dobrých podmínkách schopna v krátké době osídlit novou lokalitu. Navíc už bylo potvrzeno, že je rak mramorovaný schopen přenášet račí mor, a dokáže přežít zimní období v našich klimatických podmínkách (Kouba a kol., 2013).

2.2. Rak signální *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852)

2.2.1 Popis druhu

Rak signální je svou tělesnou stavbou podobný našemu raku říčnímu. Na první pohled však vynikají v poměru k tělu robustnější klepeta a celkový „hladký“ vzhled. Obrázek 1. ukazuje nejnápadnější určovací znaky tohoto druhu. Jako nejdůležitější determinační znaky jsou uváděny dva páry postorbitálních lišt, z nichž druhý pár může být méně patrný a hladký povrch hlavohruď i klepet. Rostrum je středně dlouhé a jeho svrchní strana je na rozdíl od raka říčního hladká (střední hřeben není vyvinut). Trny na boku rostra bývají výrazné. Klepeta je ze spodu více či méně červené, z horní strany je na kloubu přítomna charakteristická skvrna, která dala rakovi signálnímu jeho název. Zbarvení těla bývá proměnlivé v závislosti na charakteru obývaného biotopu. Běžně nacházíme jedince hnědavě zbarvené, s různým stupněm odstínu šedé či černé barvy, řidčeji pak jedince narezavělé, či temně hnědě zbarvené (Holdich a kol., 2006; Kozák a kol., 2009b).



Obr. č. 1: Rak signální *Pacifastacus leniusculus*, detail základních určovacích znaků na hlavohruď. Zleva: hladký povrch hlavohruďi, dva páry postorbitálních lišt a naprosto hladká střední rýha rostra; foto L. Jurek, 2008.

Bezprostředně po svléknutí bychom mohli též pozorovat odstíny světle modré barvy, což dokladuje obrázek 2. Známí jsou však i zcela modře zbarvení jedinci (BugGuide, 2010). Variabilita zbarvení je nápadná i u tak charakteristického znaku, jako je „signální“ skvrna na kloubu klepeta. Jak můžeme vidět na obrázku 3, někteří jedinci mají tuto skvrnu typicky zvýrazněnou, modravé či bílé barvy, ovšem jiní, a to i ze stejné lokality, tuto charakteristickou skvrnu postrádají. Všimnout si toho můžeme u klepeta v levém horním rohu. Pravý sloupec tabulky potom znázorňuje (od shora) tvar klepeta normálního, ve středu typicky zvětšeného u starých samců a úplně vespod vzezření regenerátu. Obrázek 4 dokonce zachycuje klepeta raka signálního bez náznaku jakékoliv „signální“ skvrny. Toto je patrné zvláště u juvenilních jedinců, kde signální skvrna začíná být patrná přibližně od 4 cm celkové délky těla (L. Jurek, vlastní

pozorování). Nesmíme se tedy na tento znak spoléhat při determinaci malých raků. Pro zajímavost lze uvést, že Spitzky (1973) se zabírá myšlenkou, že by tyto skvrny na klepetech mohly sloužit raku signálnímu jako obranné mimikry opticky matoucí a zstrašující predátora.



Obr. č. 2: Variabilita zbarvení raka signálního *Pacifastacus leniusculus*; foto L. Jurek, 2010.

Co se růstových možností týče, rak signální dosahuje délky více než 15 cm a hmotnosti až 250 g. Odhaduje se, že se dožívá až 20 let (Holdich a kol., 2006; Kouba a kol., 2013). Pohlavní dimorfismus můžeme pozorovat nejen v mohutnosti a velikosti klepet u samců (která u raka signálního mohou tvořit až 36 % hmotnosti), či absenci gonopodů u samic, ale také, jak uvádí Harlioglu (1996), samci mají podstatně větší hlavodruť, kdežto samičky disponují delším a širším abdomenem.



Obr. č. 3: Variabilita tvaru a velikosti skvrny na klepetu raka signálního *Pacifastacus leniusculus*; foto L. Jurek, 2009–2012.

Nejbezpečnější znak použitelný pro určení pohlaví navíc už v ranném věku je přítomnost tzv. gonopodů u samců. Jedná se o morfologicky přeměněné první dva páry pleopodů, které jsou diferenciovány na pářící nožky, nápadně směřující směrem vpřed (kraniálním směrem). Naopak u samic je všech 5 párů pleopod na pohled stejných. Dalším nápadným znakem sexuálního dimorfismu jsou vývody pohlavních žláz. U samic se nachází na bázi 3., u samců pak na bázi 5. páru kráčivých nohou. Na závěr si ještě můžeme povšimnout bíle prosvítajících bílkovinných, tzv. „glair glands“ žláz umístěných na vnitřní straně zadečkových článků a ocasního vějíře dospělých samic. Tyto žlázy jsou ovšem patrné pouze v době páření – před kladením vajíček. Produkují totiž ochranný sekret, který slouží samici v počáteční problematické fázi kladení k manipulaci, správnému uchycení, ochranně vajíček a patrně i oplození (Vogt, 2002).



Obr. č. 4: Detail netypického jedince raka signálního *Pacifastacus leniusculus* s klepetem bez přítomnosti charakteristické světlé skvtny v kloubu klepete (foto L. Jurek, 2011).

2.2.2 Biologie

Reprodukční charakteristiky

Rak signální dosahuje pohlavní dospělosti ve věku 2–3 let (samci obvykle dříve než samice) ve velikosti 6 až 9 cm (Kirjavainen a Westman, 1999). Po dosažení pohlavní velikosti jsou samice schopny reprodukce každý rok (Abrahamsson, 1971). Páření probíhá na podzim, obvykle v průběhu října, ale v závislosti na teplotě to může to být i o měsíc dříve (L. Jurek, vlastní pozorování), kdy teplota vody poklesne pod 12 °C (Taugbøl a Skurdal, 1990). Bezprostředně (většinou do jednoho týdne) potom dochází u samic ke kladení vajíček. Samice mohou mít pleopodální plodnost až 500 ks (jedná se o počet vajíček uchycených na pleopodách samice), ale běžně je to 200–400 vajíček (Holdich a kol., 2006). Za extrémní lze považovat počet 952 vajíček, který zjistil Savoleinen a kol. (1997). Korelace mezi velikostí samic a ovariální plodností si

všiml už Mason (1963). Inkubační doba činí 1500–1900 d^{o1}, což je zpravidla 166 až 280 dní (Lewis, 2002; Holdich a kol., 2006).

Jako průměrnou velikost vajíček uvádí Kouba (2007) 2,7 mm, ta se však v průběhu embryonálního vývoje lehce zvyšuje. Velikost vajec pozitivně koreluje s velikostí samice (Harlioğlu, 1996). Tato menší velikost vajec (průměrně o 27 % menších než u *Astacus astacus*) je velmi důležitým faktorem z hlediska velikosti plodnosti, neboť spolu s širším abdomenem dovoluje samicím raka signálního inkubovat větší množství vajec (Abrahamsson, 1971). Líhnutí ráčat probíhá v našich zeměpisných šířkách koncem května (Buřič a kol., 2007; Kouba, 2007). Ovšem v jiných klimatických pásmech to může být od konce března do konce července (Abrahamsson a Goldman, 1970; Lewis, 2002).

Růst

Ve stejných podmínkách dochází k líhnutí ráčat raka signálního o 3–4 týdny dříve oproti raku říčnímu (Jonsson, 1995; Kouba, 2007), což je v důsledku pro ráčata raka signálního výrazný ekologický náskok. Jako raritu lze uvést nález dvojčat u tohoto druhu (zřejmě první zmínka v odborné literatuře v případě raků; Harlioğlu, 1996).

Vylíhlé ráče, nazývané rovněž jako první vývojové stádium, je plně závislé na matce a váží mezi 15–20 mg. Ke svlékání, čili ekdyzi, dochází poprvé asi po týdnu života. Ráče se tak dostává do tzv. II. vývojového stádia, které se u tohoto druhu osamostatňuje a začíná s příjmem potravy. Takto stará ráčata měří v průměru 10 mm celkové délky a váží 30 mg. Ve třetím vývojovém stádiu měří ráče 12 mm, váží v průměru 46 mg a morfologicky je velmi podobné dospělému jedinci (Kanta, 2007).

Po první vegetační sezóně (na konci léta) měří ráčata raka signálního necelých 30 mm, během druhého roku může dosahovat velikosti 60 mm, a ve třetím roce života už přes 100 mm (Westman a Savolainen, 2002). Během prvního roku života se tak svléká asi 10krát. V druhém roce několikrát (v závislosti na vhodnosti životních podmínek) a ve třetím roce se svlékání minimalizuje, kdy od konce 3. roku života probíhá svlékání zpravidla jen jednou do roka u samic a dvakrát do roka u samců (Buřič a kol., 2007).

Rychlost růstu je samozřejmě podmíněna mnoha faktory prostředí, mezi nejdůležitější patří úživnost lokality, teplota vody a přítomnost Ca²⁺ a Mg²⁺ iontů ve vodě a potravě. Teplota

¹ d^o = suma průměrných denních teplot vody ve stupních Celsia v průběhu inkubace.

vody, jak uvádí Kozák a kol. (2009a) má zásadní vliv na růst ráčat, protože ovlivňuje délku období mezi jednotlivými svlékáními (v teplejší vodě dochází ke svlékání častěji).

2.2.3 Ekologie

Nároky na prostředí

Obecně je udáváno, že rak signální je svými nároky na prostředí podobný našemu raku říčnímu *Astacus astacus*. Na rozdíl od něho je ale však o něco tolerantnější. Například v odolnosti k vyšší teplotě vody či ke znečištění prostředí v podobě sedimentů na dně (Ďuriš a kol., 2013).

Nevyskytuje se ve vodách s pH pod 6 (Holdich a kol., 2006), což je ovšem z hlediska stavby krunýře požadavek charakteristický pro většinu raků. Důvodem je, že při nízkých hodnotách pH (pod 5,5) dochází u raků ke zhoršení příjmu a absorpci vápníku (Ca^{2+}) a tím pádem k redukci kalcifikace krunýře (Ďuriš a kol., 2013). Svobodová a kol. (1987) uvádí, že rak signální se nemůže vyskytovat ve vodách s pH nižším než 6,5.

Výzkumem tolerance salinity se podrobně zabýval Harlioğlu (1996), který uvádí, že rak signální proniká i do delt řek s brakickou vodou, pravděpodobně za potravou. Krátkodobě je dokonce schopen snést vystavení přímo mořské vodě o salinitě $33,3 \text{ g.l}^{-1}$ (tedy 3,3% koncentraci). Vzhledem k nízké odolnosti ráčat k salinitě však není schopen v brakických vodách úspěšné reprodukce (Harlioğlu, 1996).

Spodní hranice tolerance k saturaci O_2 byla zjištěna $1,2 \text{ mg.l}^{-1}$ (Hogger, 1986). Ovšem jak uvádí Harlioğlu (1996), je méně tolerantní na obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě, než rak bahenní.

Rak signální je schopen dlouhodobě snášet teplotu vody okolo 30°C (Becker a kol., 1975). Harlioğlu (1996) dokonce uvádí letální hranici až na 34°C . Tato skutečnost mu dává předpoklad k osidlování mělkých a prohřátých lokalit, které jsou jinak pro raka říčního či kamenáče nevyhovující. Spodní letální hranice teploty vody je pro raky obecně udávána 0°C (Svobodová a kol., 1987). Za další konkurenční výhodou raka signálního v porovnání s původními druhy raků lze považovat jeho výrazně vyšší denní aktivitu. To, že jsou americké druhy raků více aktivní ve dne oproti evropským rakům, zjistil ve své srovnávací studii Lozán (2000). Denní aktivita raka signálního byla zjištěna 33 %, tedy skoro 3krát větší, než u raka říčního a byla také nejvyšší ze čtyř zkoumaných druhů raků (dále byli testováni rak bahenní a

pruhovaný). Ovšem dlužno poznamenat, že v nočních hodinách se toto schéma obrátilo a rak signální byl aktivní nejkratší dobu, nicméně rozdíl oproti raku říčnímu nebyl tak velký. Výhoda delší denní aktivity, která umožňuje rakům přijmout větší množství potravy, tedy zůstává.

Migrační schopnost a pohybová aktivita

U raka signálního byla kupodivu zjištěna poměrně nízká pohybová aktivita, a to pouze necelých 200 metrů za den. To je o dost méně, než u ostatních druhů raků využitých v dané (výše zmíněné) studii. Například rak bahenní je schopen urazit za den 8x větší vzdálenost a i druhý nejpomalejší rak říční je dvakrát aktivnější oproti raku signálnímu Lozán (2000).

Rychlost migrace se jeví také poměrně nízká a to jak protiproudová, tak poproudová. Poproudová migrace byla zjištěna u dospělců v průměru 1,5 km za rok (maximálně 13 m za den a to jen v průběhu letních měsíců). Každopádně protiproudová migrace se jeví jako výrazně kratší, než poproudová. Nutno dodat, že závisí na sklonu podloží a tedy i rychlosti proudu (Bubb a kol., 2004). Hlavním faktorem pohybové aktivity se zdá být teplota vody (Bubb a kol., 2004). Pro zajímavost si můžeme povšimnout frekvence srdečního tepu, kterou v závislosti na teplotě uvádí Harloğlu (1996). Zaznamenány byly hodnoty 33 T.min⁻¹ (při 5°C) až po 132 T.min⁻¹ (23°C). Běžně je to ale v rozmezí 50 – 100 T.min⁻¹.

Rak signální je také schopen hloubit si ve vhodném substrátu nory, a to až 65 cm hluboké, čímž může při velké hustotě přispívat k erozi břehů (Guan, 1994). Guan touto zajímavou studií potvrdil, že rak signální je typicky hrabavý druh, který je schopen hloubit i členité nory. Tím také dochází k nárůstu hustoty raků v lokalitě, kde jinak není dostatek úkrytů a hloubením děr si tak vynahrazuje nečlenité dno. Na jeho významný erozivní potenciál v říčních ekosystémech poukazuje také Johnson a kol. (2010), který ve své studii uvádí sledované změny ve struktuře zrn substrátu vystaveného působení raků signálních v laboratorních podmínkách.

Potravní nároky

Jako všichni u nás žijící raci je rak signální všežravec – omnivor. To znamená, že se živí jak rostlinnou, tak živočišnou potravou. Potravu tvoří v mládí zooplankton, či nárosty řas, ale také detrit či zoobentos. Později se v potravě objevuje více masité složky, jako různí uhynulí živočichové, ale konzumováno je i opadané listí či makrofyta. Preference potravy kopíruje sezóně nejdostupnější vhodnou potravu. Detailním spektrem přijímané potravy se v laboratorních

podmínkách i volné přírodě zabýval Bondar a kol. (2005). Zajímavé je zjištění preference složky rostlinného původu. U dospělých raků kolem 50 %, u juvenilů dokonce až 90 %. Harlioğlu (1996) stejně jako Lozán (2000) udávají velkou míru vnitrodruhového kanibalismu dospělých raků na juvenilily.

Druhové interakce

S hlediska soužití raka signálního s ostatními druhy raků bylo publikováno mnoho studií. Některé, např. Westman a Savolainen (2001), dokumentují postupnou devastaci a nahrazení raka říčního rakem signálním na společné lokalitě. Jsou ale také známy lokality mnohaleté koexistence obou druhů (Fjälling a Fürst, 1988), dokonce i z území České republiky (Štambergová a kol., 2009). Předpokládá se však, že se musí jednat o populace raka signálního nepromořené původcem račího moru, oomycetou *Aphanomyces astaci*.

Interakce raka signálního a raka bělonohého ve Velké Británii zkoumal Dunn a kol. (2009). Rak signální ohrožuje domácího raka bělonohého jednak svou větší velikostí a tedy přímo fyzicky, dále vytlačováním z úkrytů (čímž je rak bělonohý vystaven větší predaci), rušením samic při inkubaci a v neposlední řadě přenosem některých nových mikrosporidií, např. z rodu *Thelohania*.

Další, tentokrát přehledovou studii vypracovali Ibbotson a Furse (1995), ve které je kompletní porovnání ekologie a dopadu raka signálního na raka bělonohého. Kromě obvyklých faktů zde uvádějí i pozorované vzájemné mezidruhové páření obou druhů, čímž se snižuje efektivita reprodukce původního raka bělonohého.

Detailní práci věnovanou srovnání biologie mezi rakem signálním a rakem bahenním vytvořil Harlioğlu (1996). U raka signálního byla zjištěna vyšší plodnost a to i v laboratorních podmínkách. I když je růstová rychlost obou druhů velmi podobná, všimá si také mnohem mohutnějších klepet raka signálního, který je díky tomu konkurenčně úspěšnější v boji o potravu či úkryty. Ve prospěch raka bahenního například uvádí, že jeho druhé juvenilní stádium je větší, než u raka signálního. Rak bahenní je také tolerantnější na obsah rozpuštěného kyslíku ve vodě.

2.2.4 Historie v ČR a dosud známé lokality

Rak signální byl poprvé dovezen do Československa v roce 1980 ze Švédska. Tato akce proběhla pod záštitou Českého rybářského svazu. Jednalo se o násadu 1000 ks juvenilních rácat (velikosti

12–15 mm), která byla vysazena na 4 lokality na Moravě (Holzer, 1987). Na Velkomeziříčsku do Rybníku Spustík u Křižanova v počtu 400 ks, na Třebíčsku do rybníka u obce Čáslavice (300 ks), u Velké Bíteše do rybníku Skříňka (150 ks) a nakonec poblíž Ivančic do odstavného ramene řeky Jihlavy u Alexovic (městská část Ivančic). Z těchto míst se rak signální uchytil v rybníce u Čáslavic a v rybníce Spustík, odkud byl posléze rozšířen na další místa v České Republice (Holzer 1987; Policar a Kozák, 2000; Filipová a kol., 2006).

O další šíření po Vysočině se postarali také rybáři, kteří ať už záměrně, nebo nechtěně rozváželi raka signálního s obsádkami ryb na nové rybníky, ze kterých se potom dostal i do volných vod. Nezanedbatelnou roli v tomto ohledu ale sehrálo i běžné obyvatelstvo.

V současné době je výskyt raka signálního znám z několika míst v okolí Velkého Meziříčí, kde se vyskytuje v několika rybníčních soustavách a potocích, dále se vyskytuje u Kroměříže, v retenční nádrži u obce Lubná, kam byl vysazen v roce 1998. V roce 2004 byla zjištěna další lokalita na Jižní Moravě a to potok Bobrava – přítok Svratky (Štambergová a kol., 2009). V letech 1987 až 1990 byl rak signální vysazen na Znojemsku, do rybníka u obce Chvalatice a blíže nespecifikovanou lokalita u Rosic u Brna (Policar a Kozák 2000). Nejnověji byl zaznamenán jeho výskyt v potoce Staviště ve Žďáře nad Sázavou (Kouba a kol., 2013).

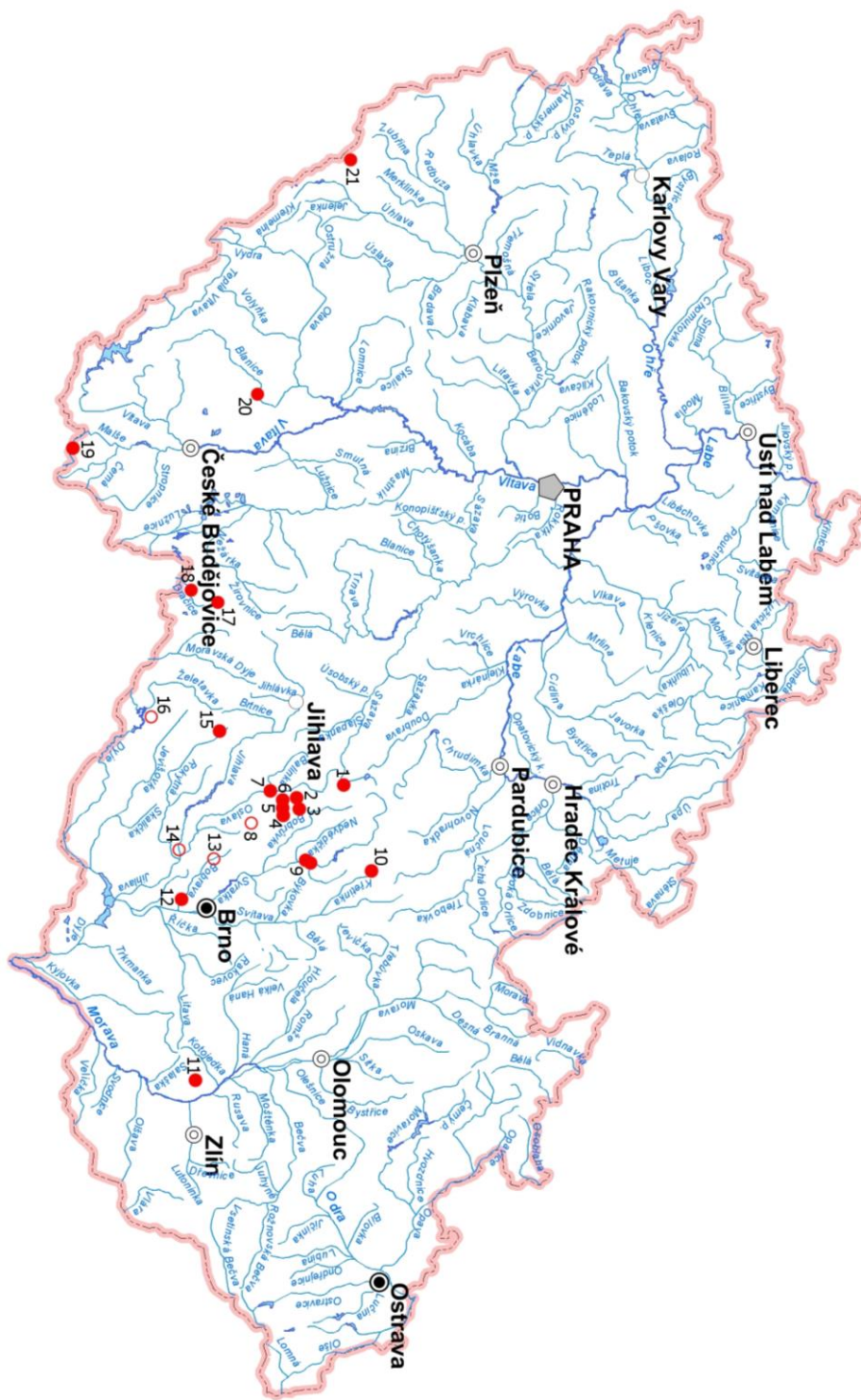
V Čechách se rak signální vyskytoval v rybníce u obce Lomy, okres Jindřichův Hradec, kam byl vysazen v r. 1990, ovšem naposled zde byl potvrzen v roce 2002 (Štambergová a kol., 2009). Dále pak ve Vodňanech – v areálu Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického, odkud pronikl i do řeky Blanice (Štambergová a kol., 2009) a vyskytuje se i v městském náhonu (L. Jurek, vlastní pozorování). Na východě Čech také v rybnících rybářství Litomyšl s.r.o. u obce Jedlová (Policar a Kozák, 2000; Filipová a kol., 2006). Následuje další lokalita, na okraji naší Republiky, na Domažlicku v hraničním toku Kouba u obce Sruby (Štambergová a kol., 2009), což může být příklad přirozené protiproudové migrace tohoto živočicha z Německa.

Recentní vědecké práce realizované národními astakologickými týmy na tomto druhu raka jsou v porovnání s výše uvedeným rakem pruhovaným podstatně skromnější (viz Kozák a kol., 2009a; Kouba a kol., 2011, 2012). V zájmu hlubšího poznání, resp. posouzení situace dané výskytem zmíněného druhu na našem území se však primárně jeví jako klíčové zhodnocení jeho současného rozšíření. Základní nástin současného stavu je sice znám (viz výše), soudobé veřejně dostupné informace o předpokládaném šíření však nejsou dostupné. Cílem této práce bylo zhodnocení výskytu raka signálního v okolí jeho z míst původního vysazení, na Velkomeziříčsku.

Na závěr přikládám mapku (obr. 5) doposud známých lokalit výskytu raka signálního v České republice. Jedná se přibližně o 21 míst, či oddělených lokalit, které jsou dle čísel rovněž sumarizovány v tabulce 1. Rak signální je z pohledu své současně známé distribuce nejméně se vyskytujícím druhem raka v České republice (porovnej Štambergová a Kučera, 2009). Ovšem i přes tuto skutečnost je potřeba mít na zřeteli, že jde o nepůvodní invazivní druh nebezpečný pro naše druhy raků a jeho další šíření je velmi pravděpodobné. Navíc o jeho reálné distribuci (viz tato práce) nemáme dostatek relevantních informací.

2.3 Potočnice

Na světě je známo přibližně 150 druhů potočnic v 21 rodech (Gelder, 1996). Evropské příslušníci náleží do početně poměrně malého rodu *Branchiobdella* a při svém terénním průzkumu jsem si jejich přirovnosti také všiml. Tito živočichové patří mezi máloštětinaté kroužkovce a běžně se vyskytují na povrchu těla našich původních raků. Často je lze nalézt v oblasti rostra, v záhybech abdomenu, na pereopodách a některé druhy také na žábřácích. Takto přichycení putují s rakem celý život a rovněž na něm prochází svým vývojem. Mohou se vyskytovat i v masových množstvích. Na tyto epibionty je v poslední době spíše nahlíženo jako na komenzály či symbionty raků (Brown a kol., 2002; Lee a kol., 2009), existují však i záznamy o jejich parazitismu (Grabda a Wierzbicka, 1969; Quaglio a kol., 2006). V našich podmínkách se můžeme setkat nejčastěji s potočnicí račí *Branchiobdella parasita*. Bádr (2000) uvádí 7 druhů původních potočnic vyskytujících se v Evropě, ale vzhledem k introdukci nepůvodních druhů raků a tedy i nepůvodních druhů potočnic bude toto číslo patrně růst. Již nyní je znám výskyt potočnice *Xironogiton instabilis* na raku signálním ve Švédsku a Rakousku (Franzén, 1962; Nesemann, 1998), *X. victoriensis* na stejném druhu raka ve Španělsku a Itálii (Gelder, 1999; Quaglio a kol., 2002) a v severní Itálii byl zaznamenán druh *Cambarincola mesochoreus*, který sem byl zavlečen spolu s rakem červeným (Gelder a kol., 1994).



Obr. č. 5: Mapa doposud známých lokalit výskytu raka signálního *Pacifastacus leniusculus* v České republice. Plnými kolečky jsou znázorněny lokality stálého a ověřeného výskytu, prázdná kolečka značí lokality, kde se v minulosti vyskytoval, ale v poslední době na těchto místech už nebyl potvrzen. Čísla lokalit viz tabulka 1. Mapový podklad získán se svolením agentury CENIA z http://vitejtenazemi.cenia.cz/archiv/voda_cs/002_mapa_vodni_toky_cr.pdf.

Tab. 1. Výčet doposud uváděných lokalit raka signálního *Pacifastacus leniusculus* v České republice.

Číslo lokality	Název lokality	Upřesňující pozice	GPS lokace	Zdroj	Nálezová databáze AOPK	Povodí	Stav populace
1	Staviště - potok mezi přehradou Staviště a soutokem se Sázavou	Žďár nad Sázavou	49°34'3"N, 15°56'55"E	Kouba a kol., 2013	ano, 2010	Sázava – Dolní Vltava	existující
2a	Babačka – potok	(Dolní) Bory (u Velkého Meziříčí)	49°25'29"N, 16°0'56"E	M. Chlubný, 2005	ano, 2009	Oslava – Dyje	existující
2b	Vosický rybník	Sklené nad Oslavou (u Velkého Meziříčí)	49°27'1"N, 16°3'25"E	Adamec a Janoušek, 2012	ano, 2012	Babačka - Oslava – Dyje	? 1ex.
3	Mazlův rybník	Radenice (u Křižanova)	49°26'22"N, 16°4'39"E	Adamec a Janoušek, 2012	ano, 2012	Tiský p. – Bobrůvka – Svratka – Dyje	? 1ex.
4	Horní Tis – rybník	Pikárec (u Křižanova)	49°25'57"N, 16°6'3"E	Adamec a Janoušek, 2012	ano, 2012	Luční p. – Bobrůvka – Svratka – Dyje	? 1ex.
5a	Stržek – rybník (též Lesní rybník)	Kozlov (u Křižanova)	49°22'41.5"N, 16°05'02.2"E	Polícar a Kozák, 2000	ne	Šípský p. – Oslava – Dyje	existující
5b	Horní Kozlov – rybník (též rybník "Nad tratí")	Kozlov (u Velkého Meziříčí)	49°22'44"N, 16°4'56"E	Polícar a Kozák, 2000	ne	Šípský p. – Oslava – Dyje	existující
5c	Spustík rybník	Křižanov (u Velkého Meziříčí)	49°22'59"N, 16°7'51"E	Polícar a Kozák, 2000	ne	Libochovka – Loučka – Svratka – Dyje	existující
6	Šípský potok	Martinice (u Velkého Meziříčí)	49°22'49"N, 16°2'16"E	L. Jeřábková, 2004	ano, 2004	Oslava – Dyje	existující
7	Balinka a Oslava soutok – řeka	Velké Meziříčí	49°21'4.581"N, 16°1'2.447"E	p. Hladovec, 2012	ne	Dyje	existující
8	Skříňka – rybník	Velká Bíteš	49°18'19.3"N, 16°12'40.8"E	Polícar a Kozák, 2000	ne	Bílý potok – Svratka – Dyje	neprokázán

9a	Kasárenský rybník	Ujčov	49°28'34.9"N, 16°20'01.2"E	J. Maštera, 2011	ano, 2011	Svratka – Dyje	existující
9b	Olešnička – rybník	Olešnička - Štěpánov nad Svratkou	49°29'51.2"N, 16°19'51.9"E	P. Loukota, 2014	ne	Svratka – Dyje	existující
10	Ráček II – rybník, Kmotrovský rybník	Jedlová (u Poličky) ryb.Litomyšl	49°40'12"N, 16°19'53"E; 49°40'00.6"N, 16°19'55.6"E	Filipová a kol., 2006; E. Kozubíková – Balcarová, 2014	ano, 2006	Baldovský p. – Křetínka – Svitava – Dyje	existující
11	Trňák – retenční nádrž	Lubná (u Kroměříže)	49°12'42"N, 17°24'8"E	Polícar a Kozák, 2000	ano, 2009	Trňák – Morava – Morava	existující
12a	Bobrava – řeka	Radostice (u Brna)	49°08'14.2"N, 16°29'17.9"E	Z. Musilová, P. Janšta, 2004	ano, 2004	Svratka – Dyje	existující
12b	Bobrava – řeka	Brno - Jih	49°7'58"N, 16°31'32"E	Štambergová a kol., 2009; E. Kozubíková – Balcarová, 2014	ne	Svratka – Dyje	existující
13	Bobrava – řeka	Rosice (u Brna) okolí	blíže nespecifikováno	Polícar a Kozák 2000	ne	Svratka – Dyje	neprokázán
14	odstavné rameno řeky Jihlavy	Alexovice (u Ivančic)	49°05'36.0"N, 16°21'16.7"E*	Polícar a Kozák, 2000; Filipová a kol., 2006	ne	Jihlava – Dyje	neprokázán
15	Nový rybník	Čáslavice (u Třebíče)	49°8'54"N, 15°45'13"E	Polícar a Kozák, 2000	ne	Šebkovický p. – Rokytná – Jihlava – Dyje	existující
16	rybník u obce Chvalatice	Chvalatice (u Znojma)	48°57'02.0"N, 15°44'02.0"E*	Polícar a Kozák, 2000	ne	Bítovský p. - Dyje - Dyje	neprokázán
17	několik nejmenovaných rybníčků	Lomy (u Kunžaku) okr. J. Hradec	49°06'20.0"N, 15°10'19.8"E*	Polícar a Kozák, 2000; P. Kozák osobní sdělení	ne	Lomský p. – Hamerský p. – Nežárka – Lužnice – Horní Vltava	existující
18	Dračice – řeka	Nová Bystřice (u Jindřichova Hradce)	49°01'11.5"N, 15°06'23.3"E	H. Bednářová, 2009	ano, 2010	Dračice – Lužnice – Vltava – Horní Vltava	existující

19	Malše – řeka	Cetviny	48°36'42.4"N, 14°33'01.0"E	Fischer a Ouředník, 2012	ne	Malše – Vltava – Labe	existující
20	Blanice – řeka a okolí	Vodňany	49°9'47"N, 14°9'0"E*	Filipová a kol., 2006	ano, 2009	Blanice – Otava – Vltava – H. Vltava	existující
21	Kouba – potok	Srubby (na Šumavě)	49°18'51"N, 13°0'58"E	Štambergová a kol., 2009	ano, 2006, 2008	Chamb – Regen – Dunaj	existující

* přibližná lokace – patrně tato GPS; ex. = exemplář

3. Materiál a metodika

3.1 Specifikace cílového území a způsob výběru monitorovaných lokalit

Lokality k plánovanému mapování jsem volil na základě svých předchozích poznatků o hrubém rozšíření raka signálního v okolí svého bydliště, doplněného o pozorování mých přátel a podepřeno daty z Nálezové databáze AOPK ČR, které byly v daném čase sumarizovány v publikaci Štambergové a kol. (2009).

V rámci své práce jsem se zaměřil na dvě povodí. Prvním byly lokality v povodí Dyje – řeky Oslava, Balinka a okrajově Bobruvka. Druhým bylo povodí dolní Vltavy – několik lokalit na potoce Staviště (povodí řeky Sázavy). U těchto tří lokalit, stejně jako u bodové lokality Ujčov (v povodí řeky Svratky) se jednalo o ověření předchozích nálezů.

Na mapě je toto území vymezeno na severu městem Ostrov nad Oslavou, na jihu Náměští nad Oslavou, na východě Křižanovem a na západě končí přibližně u obce Meziříčko. Pomyslným středem toho území o rozloze přibližně 1200 km² je město Velké Meziříčí, v jehož středu se potkávají výše zmíněné řeky Oslava a Balinka. Jedná se o kopcovitý terén Českomoravské Vrchoviny, který je z velké části pokrytý lesem či zemědělskou půdou a protkaný mnoha vodotečemi. Oblast tohoto regionu leží nejčastěji v nadmořské výšce kolem 400 až 600 m.n.m. Samotný terénní monitoring jsem prováděl v letech 2011 – 2013, v měsících duben až říjen, za optimálních průtoků vody a vhodného počasí.

3.2 Výběr vhodných lokalit

Lokality pro monitoring jsem vybíral na základě předem sestavené metodiky, která svým pojetím vycházela z astakologického monitoringu popsaného Štambergovou a kol. (2009). Při svém výzkumu jsem se setkával obecně se třemi typy vodního prostředí. Nejčastější byly toky typické pro tuto oblast – potoky různého typu (obr. 6). Obecně se jednalo o nepřilíš hluboké, členité úseky potoků a říček. Pro průzkum těchto lokalit bylo třeba využít odlov do rukou s pomocí sítě. Tato metoda není materiálně nijak náročná, ale z hlediska časového a fyzického je obtížná. Někdy efektivnější avšak materiálně náročnější metoda je lov raků do vrší. Vrše se uplatnily na hlubších tocích (obě hlavní řeky – Balinka i Oslava) a také na rybnících.



Obr. č. 6: Charakteristický potok s výskytem raka signálního *Pacifastacus leniusculus*. Potok Mastník; foto L. Jurek, 2011.

3.3. Postup lovných metod při samotném průzkumu

3.3.1. Lov do rukou s pomocí síťky

Touto metodou jsem monitoroval, jak už bylo zmíněno výše, všechny potoky a menší přítoky řek, stejně jako strouhy mezi rybníky a jiné podobné lokality. Celkem jsem takto prozkoumal 58 lokalit. Vytyčená vzdálenost mezi jednotlivými monitorovanými úseky byla přibližně 3 km. U delších potoků tak bylo v rámci toku prohledáno několik úseků. U kratších potoků, které nedosahovaly této délky, byl průzkumný úsek zvolen přibližně v polovině jejich délky. Někdy

jsem u zvláště menších toků volil náhradní (níže položené) kontrolní body, neboť charakter místa vytyčeného pouze z mapy nebyl pro výskyt raků vhodný (tento postup platil i pro lov vršemi). Každý takto prohledávaný úsek měl vzdálenost okolo 100 metrů. Prohledáno bylo koryto toku v celém svém profilu s cílem projít všechny potencionální úkryty (obr. 7). Na monitorovaném úseku jsem postupoval z důvodu zákalu vody proti proudu toku, jednotlivé úseky se ale v rámci toku nacházely směrem od pramene, a to z důvodu prevence přenosu račího moru (viz níže). Samotné prolovení každého takového úseku trvalo asi jednu hodinu.



Obr. č. 7: Metoda ručního odchyt do rukou s pomocí sítky; foto V. Borůvka, 2012.

3.3.2. Odchyt do vrší

Lov do vrší bylo potřeba si pečlivěji naplánovat a sestavit určitý časový harmonogram pro jejich vybírání. Vrše jsem kladl odpoledne jednoho dne a vybíral je dopoledne druhý den. Na každé místo jsem položil 2–3 vrše. Tyto úseky byly odstupňovány přibližně po 5 km délky toku. Pokud úsek viditelně nevyhovoval, byl monitorovaný úsek posunut (stejný postup jako u předešlé metody). Vršemi jsem prolovil 24 lokalit. Největší problém byl strážit vrše tak, aby jejich umístění bylo co nejefektivnější a zároveň, aby nebyly nápadné a předešel jsem tak jejich případné krádeži. Byly umísťovány poblíž podemletých břehů, kořenových systémů stromů a keřů, mostních pilířů, kamenných tarasů a podobných překážek a jiných potencionálních račích úkrytů. Jako nástrahu jsem vždy používal rybí maso, navléknuté na železném háku uprostřed konstrukce vrše tak, aby jej raci nemohli ožírat z vnější strany vrše. Tím byli nuceni si pro nástrahu dolézt až dovnitř. V mém případě se nejednalo přímo o vrše, ale spíše o „rybářské bubny“ (obr. 8). Železná konstrukce měla tvar pružiny a byla potažená síťovaným výpletem, stažených z obou stran vodícími lanky do kónických otvorů. Velká výhoda těchto „vrší“ je jejich skladnost. K dispozici jsem měl celkem 14 takovýchto vrší, které jsem opakovaně používal. Jedna polovina byla nastražena na monitorovaných úsecích a druhá se sušila a desinfikovala, aby se předešlo šíření nemocí, především račího moru (viz dále). Před každým odlovem jsem kontaktoval a vyžádal si povolení od hospodářů místních organizací na příslušných rybářských revírech.

Ulovené raky signální jsem odebíral a dodával pro výzkumné a jiné účely do Výzkumného ústavu rybářského a hydrobiologického ve Vodňanech (FROV JU). V případě odchycení jedinců raka říčního jsem tyto, stejně jako všechny ostatní vodní organismy vracel zpět do jejich původního prostředí.



Obr. č. 8: Vrše připravené k lovu; foto L. Jurek, 2012.

3.4 Prevence šíření račího moru

Jednotlivé monitorované úseky byly z důvodu zákalu vody procházeny směrem proti proudu toku. Pořadí úseků však bylo voleno tak, aby se jejich pozice vzdalovala od pramene. Tato skutečnost vycházela ze skutečnosti, že právě v horních partiích toků se mohou nacházet zbytkové populace raka říčního a v případě opačného postupu by mohly být přeneseny zoospory *Aphanomyces astaci*, které jsou aktivními stádii zapříčiňující přenos račího moru. Rak signální se totiž nachází především v níže položených úsecích sledovaných povodí. Pokud byl zaznamenán nález raka říčního či raka signálního, bylo na tyto nahlíženo jako na potenciálně nakažené jedince. S ohledem na poproudové šíření případných zoospor bylo v monitoringu v rámci příslušného toku pokračováno. V případě přejezdu na nový tok však bylo využité jiné, předem vysušené a vydesinfikované vybavení – sítky, vrše, lovecká obuv apod. Pokud již bylo toto

vybavení nedostupné, byl monitoring pro daný den přerušen a vybavení bylo desinfikováno (používán byl přípravek Savo original), vysušeno a tak připraveno na další využití (obr. 9).



Obr. č. 9: Sušení loveckého náčiní po chemické desinfekci na slunci; foto L. Jurek, 2012.

3.5 Zaznamenané údaje

Nasbírané údaje jsem shromažďoval do nálezových formulářů (příloha I), kde jsem vedle metody lovu, názvu lokality a přesné GPS polohy (kterou jsem určoval buď na začátku toku, v některých případech přímo v místě nálezů pozitivního nálezů), udával i charakter daného prostředí, přibližnou hloubku a šířku daného toku či rozlohu rybníka. Dále charakter dna a početnost úkrytů. Sledován byl také druh, počet a pohlaví ulovených raků, stejně jako případný výskyt potočnic (*Branchiobdella* sp.) na daném druhu raka.

4. Výsledky

Při monitoringu raků v části kraje Vysočina na Velkomeziříčsku a okolí bylo zmapováno 82 lokalit na území o ploše přibližně 1200 km². Z uvedeného výčtu lokalit se raci vyskytovali na 29 lokalitách. Z tohoto množství převažoval výskytem rak signální, kterého jsem našel na 23 lokalitách (28 % lokalit) v počtu 226 kusů. Naopak rak říční se vyskytoval na 11 lokalitách (13 % lokalit) v počtu 60 kusů. Zajímavé je zjištění pěti lokalit se sympatrickým výskytem obou druhů (Tab. 2, Obr. 10). Dlužno však poznamenat, že na těchto lokalitách silně dominoval rak signální a rak říční zde byl zastoupen vždy v menšině. V souhrnu bylo na lokalitách společného výskytu odchyceno 8 raků říčních a 37 raků signálních.

Při svém monitoringu jsem si také všiml přítomnosti potočnic *Branchiobdella* sp. na racích. Tyto se vyskytovaly na 7 lokalitách, tedy na 9,5 % račích populací. Potočnice byly nalezeny jen u populací raků říčních, nebo na lokalitách společného výskytu obou druhů. Ani v jednom z případů nebyly potočnice přítomny na populaci samotného raka signálního.

Co se týče charakteru biotopů, ve kterých se rak signální vyskytoval, nelze jednoznačně vymezit převládající biotop, který by tyto raci preferovali. Zastiženi byli převážně v tekoucích vodách, tedy jak potocích různého charakteru, tak v řekách. Nejméně jsem raky našel v rybnících, což je vzhledem k většinou jednohorkovému způsobu rybářského hospodaření logické.

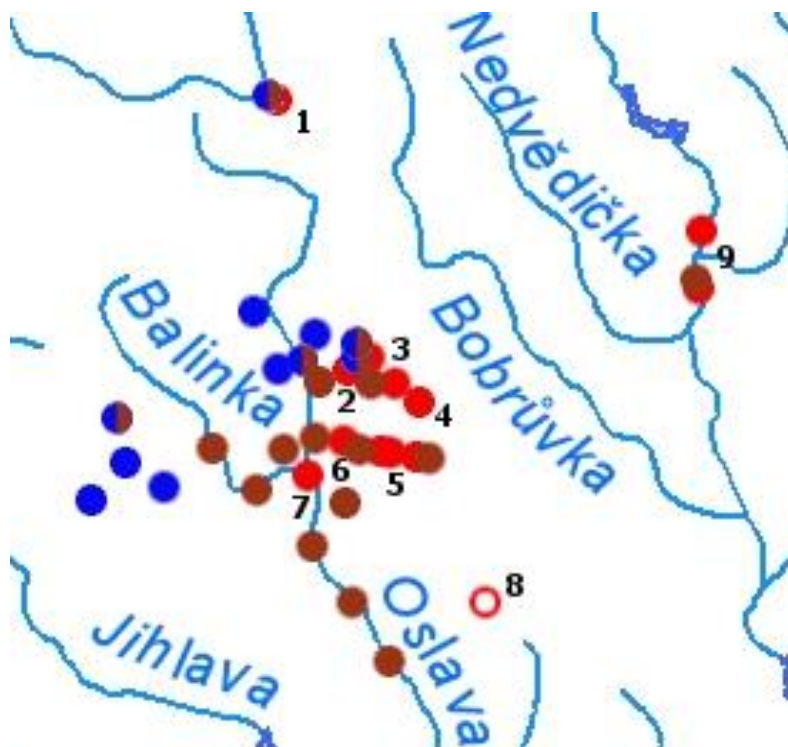
Tab. 2: Přehledová tabulka výskytu raka signálního *Pacifastacus leniusculus* a raka říčního *Astacus astacus* v zájmovém území.

Název lokality	Druh raka (počet ks)		Výskyt potočnic	Habitat	GPS lokace
	R. říční	R. signální			
OSLAVA povodí					
Oslava (1)	ne	ne		řeka	49°29'06.6"N 15°59'18.5"E
Jedlový potok	ne	ne		potok	49°28'18.7"N 15°58'11.9"E
Znětínský potok	ne	ne		potok	49°27'52.3"N 15°56'44.9"E
Oslava (2)	ne	ne		řeka	49°27'34.5"N 15°58'06.5"E
Zahradišský potok	ano (8)	ne	ne	potok	49°26'37.7"N 15°57'39.5"E
Borský potok	ano (18)	ne	ano	potok	49°26'19.7"N 15°59'04.4"E
Obecník (Krásněves)	ne	ne		rybník	49°26'20.2"N 15°59'15.1"E
Zátoky	ano (8)	ne	ano	potok	49°25'27.8"N 15°58'11.1"E
Oslava (3)	ano (3)	ano (3)	ano	řeka	49°25'27.2"N 15°58'59.5"E
Babačka (1)	ne	ano (1)	ne	potok	49°25'24.4"N 15°59'08.2"E
Obecník (Bory)	ne	ne		rybník	49°25'03.5"N 16°01'23.9"E
Babačka (2)	ne	ano (28)	ne	potok	49°25'27.2"N 16°01'05.4"E
Býčí louka	ne	ano (2)	ne	rybník	49°25'55.3"N 16°02'17.4"E
Babačka (3)	ne	ano (13)	ne	potok	49°25'53.9"N 16°02'18.8"E
Těšíkův rybník	ano (3)	ano (10)	ano	rybník	49°25'58.7"N 16°02'21.2"E
Babačka (4)	ne	ano (2)	ne	potok	49°26'18.6"N 16°02'08.9"E
Stoka pod Opatským	ano (1)	ano (4)	?	kanál	49°26'47.0"N 16°01'54.9"E
Babačka (5)	ne	ne		potok	49°26'42.6"N 16°02'24.5"E
Malý podvesník	ne	ne		rybník	49°26'31.9"N 16°03'09.2"E
Velký podvesník	ne	ne		rybník	49°26'31.2"N 16°03'21.8"E
Mastník	ne	ano (6)	ne	potok	49°22'45.9"N 16°01'11.8"E
Martinický rybník	ne	ano (36)	ne	rybník	49°22'39.1"N 16°02'51.2"E
Šípský potok	ne	ne		potok	49°22'57.3"N 16°03'11.8"E
Oslava (4)	ne	ano (2)	ne ?	řeka	49°21'08.5"N 16°00'58.1"E
Františkovský potok	ne	ano (4)	ne	potok	49°20'19.5"N 16°02'38.8"E
Vodra	ne	ne		potok	49°20'08.5"N 16°03'21.7"E
Oslavička	ne	ne		potok	49°20'06.9"N 15°59'42.3"E
Žleby	ne	ne		potok	49°19'47.1"N 16°02'03.5"E
Křížový potok	ne	ne		potok	49°19'14.6"N 16°02'50.1"E
Oslava (5)	ne	ano (4)	ne	řeka	49°19'11.3"N 16°01'32.3"E

Mařek	ne	ne		potok	49°18'07.0"N 16°00'22.6"E
Záhorský potok	ne	ne		potok	49°18'50.9"N 16°02'31.9"E
Oslava (6)	ne	ano (2)	ne	řeka	49°17'41.5"N 16°02'41.5"E
Kundelovský potok	ne	ne		potok	49°17'05.0"N 16°01'07.9"E
Polomina 1	ne	ne		potok	49°16'37.1"N 16°05'44.0"E
Polomina 2	ne	ne		potok	49°18'45.1"N 16°05'34.4"E
Oslava (7)	ne	ano (9)	ne	řeka	49°16'09.2"N 16°05'05.2"E
Podkovák	ne	ne		potok	49°15'38.1"N 16°04'14.0"E
Ratnovský potok	ne	ne		potok	49°16'12.4"N 16°07'16.0"E
Bělínský potok	ne	ne		potok	49°15'49.4"N 16°08'03.6"E
Žlebský potok	ne	ne		potok	49°14'31.9"N 16°06'15.4"E
Oslava (8)	ne	ne		řeka	49°14'16.6"N 16°07'58.5"E
Jelenka	ne	ne		potok	49°15'00.6"N 16°09'13.8"E
Pucovský potok 1	ne	ne		potok	49°14'25.9"N 16°09'34.4"E
Pucovský potok 2	ne	ne		potok	49°15'08.9"N 16°11'18.4"E
Oslava (9)	ne	ne		řeka	49°12'38.3"N 16°09'27.7"E
BALINKA povodí					
Balinka (1)	ne	ne		řeka	49°24'41.6"N 15°50'24.3"E
Liščí potok	ne	ne		potok	49°23'43.8"N 15°49'47.1"E
Tříhranný potok	ne	ne		potok	49°23'16.6"N 15°50'01.6"E
Křivý potok	ne	ne		potok	49°25'11.5"N 15°51'48.0"E
Světlý potok	ne	ne		potok	49°23'01.3"N 15°51'08.4"E
Balinka (2)	ne	ne		řeka	49°23'20.3"N 15°53'23.8"E
Blížkovský potok	ne	ne		potok	49°24'34.0"N 15°53'57.6"E
přítok do Strachovce	ne	ne		kanál	49°23'08.6"N 15°56'15.5"E
Balinka (3)	ne	ne		řeka	49°22'35.2"N 15°55'32.9"E
Mládkov	ano (10)	ne	ano	rybník	49°20'49.3"N 15°51'38.3"E
Žďárka 1	ne	ne		potok	49°22'23.5"N 15°53'31.2"E
Žďárka 2	ano (2)	ano (15)	ano	potok	49°22'10.5"N 15°51'12.1"E
Svatoslavský potok1	ano (11)	ne	ano	potok	49°20'23.9"N 15°54'41.6"E
Svatoslavský potok2	ne	ne		potok	49°19'35.1"N 15°52'58.7"E
Svatoslavský potok3	ne	ne		potok	49°19'14.3"N 15°51'14.3"E
Svatoslavský potok4	ano (4)	ne	ne ?	potok	49°19'47.5"N 15°49'27.2"E
rybník „U cesty,,	ne	ne		rybník	49°17'46.6"N 15°53'10.3"E
Balinka (4)	ne	ano (3)	ne	řeka	49°20'44.5"N 15°56'36.4"E
Balinka (5)	ne	ano (5)	ne	řeka	49°20'03.1"N 15°58'17.6"E

Lalůvka V	ne	ano (6)	ne	rybník	49°21'16.2"N 15°59'03.4"E
Lalůvka II	ne	ano (2)	ne	rybník	49°21'42.7"N 15°58'42.5"E
Lavičský potok	ne	ne		potok	49°22'03.3"N 15°58'21.5"E
KŘÍŽANOVSKO					
Kadolecký rybník	ne	ne		rybník	49°22'07.9"N 16°07'33.2"E
Spustík	ne	ano (56)	ne	rybník	49°22'58.9"N 16°07'49.1"E
Pivovarský rybník	ne	ne		rybník	49°23'06.6"N 16°07'28.0"E
Křižanov -bezejmenný	ne	ne		rybník	49°22'56.2"N 16°06'40.0"E
Libochovka	ne	ne		kanál	49°23'52.9"N 16°04'44.7"E
Práskovský rybník	ne	ne		rybník	49°23'51.0"N 16°07'34.0"E
Špitálský rybník	ne	ne		rybník	49°23'49.9"N 16°07'38.2"E
rybník u Kadolce	ne	ne		rybník	49°22'24.9"N 16°09'00.3"E
Kadolecký potok 1	ne	ne		potok	49°23'14.7"N 16°09'22.0"E
Kadolecký potok 2	ne	ne		potok	49°22'26.8"N 16°09'01.9"E
ŽDÁRSKO					
Staviště 1	ne	ne		potok	49°34'07.3"N 15°56'27.7"E
Staviště 2	ano (1)	ano (5)	ne ?	potok	49°34'01.8"N 15°56'41.2"E
Staviště 3	ne	ne		potok	49°34'03.4"N 15°58'20.3"E
UJČOV					
Ujčov rybníček	ne	ano (6)	ne	rybník	49°29'02.4"N 16°20'17.8"E

CELKEM:	13%	28%	8,5%
82 lokalit	11 lokalit	23 lokalit	7 lokalit



Obr. č. 10: Mapa výskytu raka signálního *Pacifastacus leniusculus* a raka říčního *Astacus astacus* v zájmovém území. Plnými červenými kolečky jsou znázorněny lokality stálého a ověřeného výskytu raka signálního, prázdná kolečka značí lokality, kde se v minulosti vyskytoval, ale v poslední době na těchto místech už nebyl potvrzen (čísla těchto lokalit viz tabulka 1). Hnědá kolečka reprezentují nově potvrzený výskyt raka signálního a modrá představují přítomnost raka říčního. Kombinací je znázorněn sympatrický výskyt těchto druhů. Nové nálezy a jejich lokace je pouze ilustrativní, bez uvedení kódů konkrétních lokalit. Tato práce bude dovršena v roce 2014 ve spolupráci s AOPK ČR mající za cíl aktualizaci výskytu tohoto druhu raka v České republice. Mapový podklad získán se svolením agentury CENIA z http://vitejtenazemi.cenia.cz/archiv/voda_cs/002_mapa_vodni_toky_cr.pdf.

4.1 Výsledky monitoringu raků v jednotlivých povodích a oblastech

4.1.1 povodí řeky Oslavy

Povodí řeky Oslavy bylo nejrozsáhlejší oblastí mého monitoringu. Zahrnuje celkem 46 zkoumaných lokalit. Devět úseků leželo přímo na toku řeky Oslavy, který byl dlouhý přibližně 45 km, zbylé lokality (včetně 7 rybníků) jsou jejími přítoky a jedná se o potoky převážně menšího charakteru. Na těch jsem prováděl monitoring obvykle na jednom až dvou úsecích (tedy toky zpravidla do 5 km délky).

Toto území se také zdá být nejbohatší, co se výskytu raků týče. Rak signální byl lokalizován na 15 úsecích: a to na 5 úsecích řeky Oslavy (převážně opět v jejích horních partiích). Nejvýše jsem raky zaznamenal v katastru obce Bory, kde se v řece Oslavě vyskytují po

jez u malé vodní elektrárny. Na spodních partiích řeky Oslavy pak výskyt sahal až po obec Vaneč. Od úseku řeky v Naloučanech už jsem raky signální nezaznamenal.

Rak signální se potom téměř souvisle vyskytuje na celém potoka Babačka, kde tvoří silnou populaci, která dnes už pronikla do řeky Oslavy. Zde jsem ale zaznamenal výskyt i raka říčního. Jedná se tedy o další lokalitu se sympatrickým výskytem. Dále je rak signální přítomen na levostranných přítocích řeky Oslavy – potocích Mastník a Františkovský potok.

Z monitorovaných rybníků se rak signální vyskytuje na rybníce Těšíkův, Býčí louka a Martinický rybník. V posledně jmenovaném pak tvoří velice početnou populaci.

Ale hojný byl i výskyt raka říčního. Ten se vyskytuje na 5 lokalitách. Zahradišťský a Borský potok, potok Zátoky a jak už bylo zmíněno, přímo na řece Oslavě.

V oblasti povodí řeky Oslavy byl také zaznamenán nejvyšší výskyt sympatrických lokalit obou druhů raků a to hned ve 3 případech; rybník Těšík, řeka Oslava a nejnověji v odtokové stoce z rybníka Opatský napojující se na potok Babačka.

4.1.2 povodí řeky Balinky

V oblasti spadající do povodí řeky Balinky jsem prováděl průzkum na 22 úsecích, resp. 14 lokalitách. Pět úseků leželo přímo na řece Balince, kde byl odlov realizován pomocí vrší, přičemž další přítoky této řeky byly prolovovány rukama za pomoci sítě. Z těchto byl nejdelší Svatoslavský potok, na kterém jsem si stanovil 4 kontrolní úseky. Povodí řeky Balinky hostí raky signální a říční hned v několika potocích.

Ve Svatoslavském potoce se vyskytují raci říční. Zastihl jsem je tam ale pouze v jeho nejspodnější a pak nejvyšší partii (viz tab. 2). Na horním úseku potoka byli všichni raci ve velikosti juvenilních (tohoročních) jedinců. Na spodní partii se vyskytovali jedinci raka říčního obou pohlaví a různých věkových (velikostních) kategorií.

Hojně se raci vyskytují též v potoce Žďárka a to v jeho horní partii. Jedná se o vcelku eutrofní lokalitu. Zde jsem zaznamenal sympatrický výskyt obou druhů raků, přičemž rak signální zde jasně dominoval (odloveno 15 kusů (převážně samců). Raka říčního jsem zde našel pouze v počtu dvou kusů (jeden samec a samice) přičemž jen jeden byl živý.

Naposled byli raci zjištěni přímo na řece Balinka a to v jejích spodních partiích, přibližně do vzdálenosti 5 km od soutoku s řekou Oslavou. Řeka Balinka je ve své spodní části tok lipanového až parmového charakteru, mělkí proudné úseky se střídají s hlubší, klidnější vodou.

V rybnících v povodí řeky Balinky se rak říční vyskytuje v početné populaci v průtočném rybníku Mládkov (u obce Pavlínov). Naopak rak signální je přítomen v soustavě rybníků Lalůvka (na Lavičském potoce).

4.1.3 Křižanovsko – povodí řeky Bobrůvky

V oblasti Křižanova jsem se zaměřil na 7 rybníků a 3 úseky potoků. Na 6 rybnících (uvedených v tabulce 2) jsem nezaznamenal výskyt žádného druhu raka. Raci se vyskytovali pouze na rybníce Spustík, kde jsem odlovil 56 kusů raka signálního. Ve dvou potocích, kde byl prováděn monitoring – Kadolecký potok (2 úseky) a Libochovka (1 úsek) se žádní raci nevyskytovali.

4.1.4 Žďár nad Sázavou – oblast povodí Dolní Vltavy

Přímo ve Žďáře nad Sázavou se raci signální vyskytují v potoce Staviště. Tato lokalita je známá a uvedena v Nálezové databázi AOPK, kde jsou raci uvedeni ze dvou částí toku. Já jsem tento tok revidoval na podzim roku 2012. K monitoringu jsem si vytyčil 3 úseky. První na vtoku potoka Staviště do řeky Sázavy, druhý *de facto* u teplárny pod přehradou a třetí na potoce Staviště asi kilometr nad stejnojmennou přehradou. Z těchto lokalit jsem přítomnost raků zaznamenal pouze na druhém ze zmiňovaných úseků, tedy v úseku potoka Staviště u Teplárny (viz tab. 2). Potok je zde asi 1 m široký, asi 20 cm hluboký, v přírodním korytě lemován stromy. Pro zajímavost uvádím i doprovodné ryby, které jsem pozoroval v tomto úseku a které by mohly dokladovat kvalitu vody (jelec tloušť (*Squalius cephalus*), jelec proudník (*Leuciscus leuciscus*), ostroretka stěhovavá (*Chondrostoma nasus*) a hrouzek obecný (*Gobio gobio*)). Nalezl jsem zde pouze uhynulé raky, nebo jejich zbytky a to minimálně z pěti kusů. Zajímavý je nález i jednoho samce raka říčního, taktéž uhynulého.

4.1.5 Ujčov

V Ujčově jsem na raky signální narazil v objektu pstruhařství Ujčov. Jedná se o pstruhové rybníky zemního charakteru. V jednom z rybníků jsem zachytil 6 dospělých raků signálních, samce i samice. Bohužel jsem raky signální zastihl i na jednom nejmenovaném rybníce nedaleko obce Vír.

4.2 Výskyt potočnic

Při svém průzkumu jsem zároveň sledoval výskyt potočnic (obrázek 11). Celkem byl jejich výskyt pozorován na sedmi lokalitách. Vždy se jednalo o výhradní populace raka říčního (ve čtyřech případech) nebo lokality se sympatrickým výskytem (tři z pěti takovýchto lokalit; tab. 2). Nejzajímavější bylo, že potočnice se nikdy nevyskytovaly u samotných populací raka signálního.



Obr. č. 11: Nápadná přítomnost dospělých potočnic *Branchiobdella* sp. na rakovi říčním *Astacus astacus*; foto L. Jurek, 2011.

5. Diskuze

5.1 Zhodnocení výskytu raků v jednotlivých povodích a oblastech

Celkem osmnáct lokalit zaznamenaných v rámci tohoto monitoringu není v současné době (24. 4. 2014) zaznamenáno v Nálezové databázi AOPK a není ani nikde jinde uváděno. Je však nutné si uvědomit, že asi polovina těchto nálezů jsou další úseky v rámci již dříve známých toků

osídlených rakem signálním, nebo lokality sobě natolik blízké, že je nelze objektivně považovat za oddělené lokality. Na sedmi z těchto lokalit byly pozorovány silné a početné populace raka signálního (takovou populaci si představuji jako populaci, která obsahuje ve svém složení obě pohlaví a různé věkové kategorie raků; zpravidla se jedná o úlovek více jak 10 ks raků na úseku), které jsou patrně schopné dlouhodobé existence a tudíž i potenciálně šíření v daných povodích. Dále bylo zaznamenáno sedm nových lokalit raka říčního, které nejsou evidované v Nálezové databázi AOPK ČR.

5.1.1 Povodí řeky Oslavy

Prozkoumáno bylo 23 potoků ústících do řeky Oslavy (tab. 2). Na většině z nich jsem však raky signální nezaznamenal. Zajímavé je, že potoky, ve kterých se vyskytuje, jsou levostrannými přítoky řeky Oslavy (Františkovský potok, Mastník a Babačka), kdežto rak říční se převážně vyskytuje na pravostranných přítocích (Zahradišťský potok, Zátoky). To je ale patrně způsobeno větší mírou zastoupení rybníků v pravostranných přítocích řeky Oslavy, které jsou přirozenými překážkami na toku a omezují šíření raka signálního. V tomto povodí byl výskyt raka signálního dosud známý z části potoka Babačka (Štambergová a kol., 2009), dále z jednoho rybníka u Skleného nad Oslavou (Nálezová databáze AOPK, 2012).

Rybníky v povodí řeky Oslavy

Ze sedmi rybníků v povodí řeky Oslavy, na kterých jsem zkoušel odlovit raky, se vyskytovali pouze na 3 rybnících (**Býčí louka** a **Těšík** – bude zmíněno v popisu potoka Babačka a Martinický rybník). **Martinický rybník**, někdy také nazýván jako Martinická přehrada, je poměrně rozsáhlá a členitá vodní plocha, která svým charakterem rakům maximálně vyhovuje. Dno je zde částečně písčité, s množstvím úkrytů v podobě zatopených pařezů a kamenů. Rybník byl navíc mnoho let neloven. Loňský rok (2013) se po letech vypouštěl. Provedl jsem zde sběr raků a našel velmi silnou populaci raka signálního, zahrnující kromě desítek dospělých kusů také mnoho juvenilů. Rybník nebyl úplně spuštěn, což dává záruku přežití populace po dobu výlovu rybníku a i do budoucna se zde bude rakům signálním jistě dobře dařit, a to i pro to, že rybník komunikuje s Šípským potokem, což je známá lokalita raka signálního (tab. 2; lokalita č. 6).

Na následujících rybnících výskyt raků zaznamenán nebyl:

Rybník Obecník – Krásněves. Na tomto rybníce se raci údajně v minulosti vyskytovali hojně, ovšem nedozvěděl jsem se, který druh. I když jsem se mi nepodařilo do vrše ulovit žádného raka, nemusí to nutně znamenat, že se v rybníce již nevyskytují. Každopádně v odtokové stoce pod rybníkem jsem odchytil raky říční (tab. 2; lokalita Borský potok).

Rybník obecník v Borech. Tento rybník mají sice v nájmu sportovní rybáři MO MRS Velké Meziříčí, takže je šance, že se sem rak signální dostane s obsádkou ryb, je reálná. Poslední roky se zde nicméně produkuje tržní ryba a rybník bývá každoročně loven a zimován. Nejsou zde tedy pro raky vhodné podmínky. Odtoková stoka navíc v podstatě není spojena s tokem Babačka a ústí na louce pod rybníkem.

Rybníky ve Skleném nad Oslavou, Malý a Velký Podvesník. V obou těchto rybnících jsem přes opakovaný průzkum po výlovu rybníka žádné raky neobjevil. Je to patrně opět dáno rybáři, kteří zde hospodaří a tedy tím, že na svých vodních plochách nemají raky signální, které by distribuovali dál po rybnících.

Potoky v povodí řeky Oslavy

Jedlový potok

V místě mého průzkumu je přítokovou stokou do rybníka, tvořen mělkým, sedimenty zaneseným korytem. Do části toku navíc ústí průsaky močůvky z přilehlého kravína. Výskyt raků nebyl zaznamenán, pro raky se jedná o nevhodný biotop.

Znětínecký potok

Tento potok protéká loukami, není příliš široký či rozlehlý. Ani zde jsem výskyt raků neprokázal.

Zahradišťský potok

Další ne moc vydatný potok, místy zarostlý a kamenitý, ovšem protékající lesem. Zaznamenán výskyt raka říčního, převážně juvenilních a mladých jedinců. Charakter potoka, jeho menší hloubka a rozloha koryta patrně neumožňuje většímu růstu populace raka říčního, nicméně podle údajů Nálezové databáze AOPK ČR je to další nová lokalita s jeho výskytem.

Borský potok

Opět lesní potok, ne příliš hluboký, ovšem oproti předešlému potoku více rozlehlý, s hlubšími místy a hojnými úkryty. I zde se vyskytuje populace raka říčního, zaznamenáno asi 15 kusů, z toho převážná většina rácat. Překvapil mne velice nízký výskyt potočnic, převážný výskyt juvenilů a také vcelku špatný stav raků (téměř každému jedinci chyběla nějaká končetina). Borský potok je další mnou objevená lokalita výskytu raka říčního neznámá Nálezové databázi AOPK ČR.

Zátoky

Potok pod Kněžským rybníkem. Odtoková strouha z rybníka přechází v lesní potok, přibližně čtvrt metru hluboký s hojnými úkryty. I zde jsem zaznamenal výskyt raků říčních a to vesměs dospělé jedince. Překvapivé bylo zjištění většiny samic, které byly velmi aktivní, patrně za účelem spáření, které u raků říčních probíhá v podzimním období (Westin a Gydemo, 1986), což odpovídá termínu realizovaného monitoringu (září 2012). Tato lokalita raka říčního je v Nálezové databázi AOPK evidována od roku 2005.

Potok Babačka

Na potoce Babačka se raci signální vyskytují už hodně dlouho (první záznam je uváděn v Nálezové databázi AOPK od roku 2005; tab. 2), dle svého pozorování však mohu potvrdit, že se zde rak signální vyskytuje přinejmenším deset let. Vždy jsem ale jejich výskyt zaznamenával v horních partiích potoka, pod rybníky **Těšík** a **Býcí louka**, které mají společnou odtokovou stoku (všechna tato místa se nacházejí v rámci katastru obce Bory). Až v září roku 2012 jsem chytil jednu čerstvě spářenou samičku jen několik desítek metrů od místa, kde se potok Babačka vlévá do řeky Oslavy. Byl to zatím nejnižší položený nález raka signálního na toku Babačka a byl také nejbližší rakovi říčnímu, který se vyskytuje v řece Oslavě (v tabulce 2 uvedeno jako Babačka (1)).

Bohužel ještě tentýž měsíc jsem odlovil do vrše 3 raky signální přímo v řece Oslavě. Pronikly tedy už i sem. Dokonce mám potvrzeno z fotografií, že rak signální pronikl už i do samotné vodní nádrže Mostiště a to minimálně do její přítokové části (nejmenovaný rybář, osobní sdělení, 2012).

Na potoce Babačka se nicméně vyskytují i raci říční. Jedná se o sympatrickou lokalitu výskytu v rybníce **Těšíkův** (tabulka 2), kde v úlovku do vrše sice převažoval rak signální, ale

myslím, že rak říční zde doposud tvoří vcelku početnou populaci (obrázek 12). Uvidíme, jak se bude toto společné soužití vyvíjet do budoucna. Rybník Těšík je od tohoto roku (2014) novým rybářským revírem Moravského rybářského svazu (jako revír č. 461 223, Oslava 7A). To dává rakům slibný výhled do budoucna, neboť jako svazový rybník se nebude mnoho let lovit a hráz ze skládaného kamene také jistě poskytne rakům mnoho příhodných úkrytů.



Obr. č. 12: Zleva rak říční *Astacus astacus* a rak signální *Pacifastacus leniusculus* z lokality sympatrického výskytu Těšíkův rybník; foto L. Jurek, 2012.

Druhou lokalitou, kde jsem našel oba druhy raků na toku Babačka, resp. na její přítokové části byla odtoková stoka pod rybníkem Opatský. Zde jsem zaznamenal nejseverněji položený výskyt raků signálních na potoce Babačka. Zastižen zde byl pouze jeden kus raka říčního, a to

samice v dosti zbídačeném stavu. Výš proti proudu už nebyl nalezen žádný rak a po asi 30 m stoka končí pod výpustí z rybníka Opatský. Jedná se tedy patrně o úplně zbytkovou populaci, která byla nejspíše vytlačena až do horních partií, nebo možná spláchnuta při výlovu z rybníka Opatský. Na posledním zkoumaném úseku odtokové stoky pod rybníkem Babák nebyl nalezen žádný druh raka.

Na potoce Babačka se tedy nachází stálá, rozmnožování schopná populace raků signálních, kteří obsadili značnou část jejího toku. Navíc jsou přítomni v rybníce Těšík, což je z pohledu životních podmínek velmi stabilní lokalita. Dovozem násadových ryb či s vodou se dostávají raci signální také do přilehlého rybníka **Býčí louka**, který je ale pravidelně zimován, takže zde raci nenacházejí vhodné podmínky. Na ostatních rybnících v povodí Babačky (mimo rybníka Vosický vedeného v nálezové databázi AOPK; tab. 2, záznam č. 2b) se raci signální patrně nevyskytují a to hlavně pro to, že jsou tyto rybníky v soukromém vlastnictví a raci se do nich nemají prakticky jak dostat (vysazování rybí obsádky potencionálně obsahující raky není obvyklé).

Mastník

Jedná se o potok protékající na okraji louky, který je obklopen stromy s krásným přírodním charakterem a množstvím úkrytů, jenž jsou příhodným prostředím pro raky, kteří se zde také vyskytují. Nalezeno bylo několik kusů raka signálního. Jedná se tedy o další novou lokalitu, i když se vzhledem k jeho výskytu na výše položeném Šípském potoce dala předpokládat.

Šípský potok

Jak už bylo zmíněno, jedná se o lokalitu známého výskytu raka signálního, vedenou i v Nálezové databázi AOPK (tab. 2). Ovšem když jsem zde prováděl svůj průzkum na konci dubna 2012, na žádné raky jsem nenarazil, ačkoliv jsem prošel značně dlouhý úsek odtokové strouhy pod rybníkem Šípský až do míst, kde tato přechází v lesní potok s hlubšími partiemi. Dokonce i v samotném rybníku Šípský se raci signální vyskytují už jen po málu, jak jsem se dozvěděl od hraběcích rybářů firmy Maria Podstatzka - Lichtensteinová, Lesy a rybářství Velké Meziříčí, s.r.o., kteří na rybníce hospodaří.

Františkovský potok

Františkovský potok je dalším z přítoků řeky Oslavy, tentokrát ale ležící po proudu pod Velkým Meziříčím. I zde jsem objevil výskyt raků signálních, i když pouze ve formě uhynulých dospělců a dvou živých juvenilů. Možná zde proběhla nějaká lokální otrava, každopádně raci signální sem nemají problém protiproudově migrovat z řeky Oslavy. Opět se jedná o lokalitu výskutu raka signálního, která dosud nebyla nikde uváděna.

Vodra

Na tomto dosti zaneseném lesním potůčku hlubokém asi půl metru se raci nevyskytovali. Pro raky se nejedná o nepříliš vhodnou lokalitu.

Oslavička

Ani zde jsem na raky nenarazil. Potok byl v období mého průzkumu (září 2012) značně vyschlý, omezený pouze na izolované tůně.

Žleby

Tento tok evidentně neposkytuje vhodné životní podmínky pro výskyt raků. Leží nad obcí Petráveč a ústí do něj na několika místech i septiky domácností. Je značně zanesený a mělký.

Křížový potok

Jedná se v podstatě o odtokovou stoku mezi dvěma rybníky. V období mého průzkumu (říjen 2012) byla lokalita vyschlá, takže se na ní raci ani vyskytovat nemohli.

Mařek

Úsek tohoto potoka, který jsem zkoumal, ležel u obce Rohy. Jedná se o lesní potok s písčitým dnem neposkytující rakům mnoho úkrytových možností. V období mého průzkumu (říjen 2012) byl navíc na velmi nízkém stavu vody, takže jsem zde taktéž žádné raky neobjevil.

Záhorský potok

Lesní potok na okraji pole. V období mého monitoringu (říjen 2012) byl potok zcela vyschlý. Výskyt raků zde tedy logicky nemohl být očekáván.

Kundelovský potok

Kundelovský potok jsem zkoumal v místě stejnojmenné obce, kde je potok omezen pouze na úzkou stružku, do které navíc ústí různé produkty okolních hospodářství. Pro raky je toto místo nevhodné, raci nebyli nalezeni.

Polomina

První úsek tohoto potoka jsem zvolil pod obcí Tasov. Jedná se o velmi pěkný lesní potok s písčitým dnem a kameny, raci se zde nicméně nevyskytovali. Ještě krásnější úsek byl druhý kontrolní bod proti proudu, pod obcí Jabloňov. Prostředí pro raky jako stvořené. Zastíněný potok protékající lesem, s písčitým dnem a kameny. Ač bych zde raky určitě očekával, po prozkoumání značné části toku jsem zde nenašel jediného.

Potok Polomina se mi zdá jako vhodný biotop pro případně uvažovanou reintrodukcii raků říčních. Na toku sice nejsou bariéry, které by zabránily rozšíření raka signálního z řeky Oslavy, nicméně potok teče převážně lesem a je uchráněn znečištění v podobě zemědělského hospodaření či průmyslu.

Podkovák

Úsek tohoto potoka ležící nedaleko obce Pyšel byl lučno-lesního charakteru, s malou hloubkou a písčitým dnem s nepatrnou četností úkrytů. Raci nebyli nalezeni.

Ratnovský potok

Odtoková strouha z rybníka, potok mělký, téměř vyschlý, bez přítomnosti raků.

Bělínský potok

Úsek pod obcí Čikov je tvořen zasedimentovanou, mělkou, velmi zarostlou odtokovou stokou z rybníka. Pro raky nevhodná lokalita.

Žlebský potok

Žlebský potok se nachází u obce Zahrádka. Přítoková a odtoková stoka do rybníka, částečně zatrubněná. Výskyt raků nebyl potvrzen.

Jelenka

Jelenka je lesní potok lipanového charakteru, široký asi tři metry, s pískem, sedimenty a kameny

na dně. Nevýskyt raků mne velmi překvapil, prostředí pro ně jistě velmi vhodné, což potvrdí i pozorovaný výskyt pstruha potočního (*Salmo trutta m. fario*) a hrouzka obecného.

Pucovský potok

Jedná se o poslední zkoumaný přítok řeky Oslavy. Vzhledem k jeho délce byly zvoleny hned dva kontrolní úseky. První, ležící pod obcí Pucov je charakterem malý lesní potok, malé hloubky s kamenito-písčítým dnem. Raci se zde nevyskytovali. Druhé místo bylo nad obcí Pucov, pod přírodní památkou Olšoveček. Odtoková strouha z rybníka, s písčítým dnem zanesena listím. Avšak ani zde jsem na raky nenarazil.

řeka Oslava

Řeka Oslava byla prozkoumána v délce asi 45 km, což zahrnovalo různé partie toku. Řeka teče od severu na jihovýchod, a jak už bylo zmíněno ve výsledcích, na výskyt raků signálních se zdá být velmi bohatá.

Na severu jsem první a nejvyšší úsek svého průzkumu zvolil u Ostrova nad Oslavou. Zde se raci signální nevyskytovali, patrně pro to, že řeka zde tvoří spíše jakýsi kanál opouštějící město a ústí do ní splašky.

Druhý na toku zvolený bod byl v Radostíně nad Oslavou. Zde jsem opět raky neodlovil, což mně ale překvapilo. Řeka je zde o poznání přírodnější, hlubší s větším množstvím úkrytů i vhodnějším prostředím.

Třetí bod ležel v katastru obce Bory, nad VN Mostišť. Jak už bylo zmíněno u popisu toku Babačka, raci signální se zde vyskytují proti proudu až k jezu u malé vodní elektrárny, který jim patrně tvoří překážku v další migraci. Proti proudu už pronikly přímo do VN Mostiště.

Spolu s nimi se zde na tomto úseku řeky Oslavy vyskytuje i rak říční, kterého jsem zde v množství několika kusů pozoroval, odchytil a dokonce našel v požercích po vydře říční.

Následující, v pořadí 4. odlovný úsek, připadl na město Velké Meziříčí. Do vrší se zde lovit nedalo, ale raky signální jsem zjistil pozorováním a to na řece Oslavě pár metrů od soutoku s řekou Balinkou. Tento úsek je jediným známým místem výskytu raka signálního na řece Oslavě (viz tab. 1; lokalita č. 7).

Pátý úsek ležel v Nesměřském údolí, řeka je zde širší, pomalejší. V létě roku 2011 jsem zde hojně pozoroval raky a zastihl jsem je zde i na podzim roku 2012.

Taktéž následující úsek na řece u stejnojmenné obce Oslava prokázal výskyt raků signálních.

Sedmý úsek byl zvolen u obce Vaneč, kde se řeka rozděluje do dvou ramen. Výskyt raků jsem zde už nepředpokládal, ale úlovek devíti dospělých raků mne vyvedl z omylu. Byl to ovšem poslední kontrolní bod, kde jsem raky ještě zachytil. Jižněji (níže po proudu) už se nevyskytovali (a to jak u obce Naloučany, tak na posledním úseku v Náměšti nad Oslavou).

Lze předpokládat, že řeku Oslavu rak signální doposud kolonizoval až po obec Vaneč, kde jsem ho naposled zachytil. Tomu může nasvědčovat také fakt, že v nedalekém levostranném přítoku (Ratnovském potoce) jsem už raky signální neobjevil. Každopádně bylo prokázáno, že řeka Oslava je hojně kolonizována rakem signálním, a to minimálně v délce 25 km. To je nový poznatek z hlediska dosud známých lokalit, neboť doposud byl znám pouze jeden nález ze soutoku řeky Oslavy s Balinkou ve Velkém Meziříčí (tab. 1, lokalita č. 7). Navíc Nálezová databáze AOPK neobsahuje žádný nález raka signálního z řeky Oslavy.

5.1.2 Povodí řeky Balinky

V tomto povodí jsem zmonitoroval 22 úseků/lokalit, z nichž na 8 byl přítomen některý druh raka (na čtyřech rak říční a na pěti rak signální). Rak signální toto povodí neobsadil doposud tak masivně, jako povodí řeky Oslavy, nicméně i zde našel vhodné podmínky ke své existenci a šíření. V žádné dosud publikované práci není rak signální z povodí řeky Balinky uváděn.

Rybníky v povodí řeky Balinky

V povodí řeky Balinky jsem neměl takovou možnost zmapovat rybníky, nicméně na několika z nich jsem se přítomností raků zabýval.

Rybník Mládkov

Tento průtočný rybník ležící v katastru obce Pavlínov a svým charakterem velmi vyhovuje rakům říčním. Spolu s nimi se zde vyskytovala hojně i mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*). Zachytil jsem zde dospělé jedince raků říčních, mezi nimi pro zajímavost i dva jedince s nápadným, výhradně modrým zbarvením. Rybník sice obhospodařují rybáři z MO MRS Velké Meziříčí, nicméně svým relativně šetrným hospodařením i lovením rybníka umožňují přežívání

této račí populace, alespoň donedávna tomu tak bylo. Navíc se jedná o další dosud neznámou lokalitu výskytu raka říčního (viz Nálezová databáze AOPK ČR).

Rybník „U Cesty“

Tento rybník, nazývaný rybáři jako rybník U Cesty je součástí soustavy tří rybníků na začátku toku Oslavička u obce Horní Vilémovice. Na žádném ze zmíněných tří rybníků se raci nevyskytují. U prvních dvou rybníků v soustavě (rybník Nový a rybník U cesty) jsem byl přítomen výlovu rybníka, nejspodnější, třetí rybník slouží spíše jen jako napajedlo pro dobytek.

Lalůvky

Jedná se o soustavu několika rybníků na západním okraji Velkého Meziříčí na Lavičském potoce. Pětice těchto rybníků je nazýváno Lalůvka a je popořadě od shora číslována. O výskytu raků signálních vím bezpečně ze dvou těchto rybníků (tab. 2; Lalůvka II a V), ale dá se předpokládat a také tomu tak v praxi je, že raci signální jsou přítomni ve všech těchto rybnících. Obhospodařuje je totiž stejná organizace – MO MRS Velké Meziříčí a raci se tedy dostávají do rybníků průběžně s nasazovanými rybami, nebo s odtékající vodou při výlovu rybníka.

Potoky v povodí řeky Balinky

Tříhranný potok

Jedná se o lesní potok u obce Meziříčko. Je středně hluboký, s dostatkem úkrytů i vhodného substrátu na dně. Absence raků v tak vhodném prostředí mne překvapila.

Liščí potok

Jde o nedaleký potok s obdobným, vcelku méně vhodným prostředím pro raky. Výskyt žádného druhu zde nebyl zaznamenán.

Křivý potok

Křivým potokem je nazývána odtoková strouha z rybníka Mlýnský, vedoucí lužním lesem a loukou u obce Černá. Četnost úkrytů je průměrná a potok je mělčího charakteru. Přítomnost raků nebyla zaznamenána.

Světlý potok

Další pěkná lokalita, bohužel bez přítomnosti raků. Lesní potok je u obce Chlumek spíš menšího charakteru, svou šířkou i hloubkou.

Blízkovský potok

Ani zde jsem na raky nenarazil. Potok je úzký, mělký a zarostlý. Protéká loukami mezi zemědělsky obhospodařovanou krajinou.

Přítoková stoka do rybníka Strachovec

Charakterem se jedná spíše kanál, než potok. Luční stružka nemalé rozlohy, převážně zarostlá. Bez raků.

Žďárka

Na tomto potoce byly zvoleny dva kontrolní body. První nedaleko obce Nová Zhoř. Luční potok lemován stromy zde protéká i lesem. Charakterem skvostný úsek potoku se střední hloubkou, pevným dnem a množstvím úkrytů. Naprosto mne překvapila nepřítomnost raků. Rozhodně by tento úsek byl morfologicky vhodný k reintrodukcii raků říčních. Bohužel je zde problém výskytu raků signálních v horní partii toku.

Paradoxně jiná situace nastala na kontrolním úseku výše proti proudu. Tato část potoka, ležící u obce Chlumek, byla mnohem eutrofnější, patrně vlivem splachů organických látek z okolního hospodaření. I raci, které jsem zde našel, byli pokryti nárosty řas (obrázek 13). Jedná se o další sympatrickou lokalitu, neboť kromě asi 15 kusů raků signálních jsem zde objevil i dva raky říční. Oba druhy byli v dost špatném stavu, jeden těsně před úhynem. Rakům signálním se zde patrně dobře daří, navíc se zdá, že jsem byl svědkem poslední etapy existence raka říčního v této lokalitě. Každopádně žádný dostupný zdroj přítomnost ani jednoho druhu raka na tomto potoce neuváděl.



Obr. č. 13: Raci signální *Pacifastacus leniusculus* z potoka Žďárka byli silně pokryti nárosty; foto L. Jurek, 2012.

Svatoslavský potok

Vzhledem k velké délce tohoto potoka jsem stanovil hned čtyři kontrolní body pro monitoring raků.

První bod, ležící u obce Horní Radslavice, přinesl úspěch v podobě pestré skladby populace raka říčního. Jedná se charakterem o lesní potok s písčitým dnem, přítomností kamenů a spadaného listí, asi 30 cm hluboký. Opět mne překvapilo velké množství dospělých samic, které se patrně v tomto období (na konci září) chtěly spářit a tak byly nápadné svou denní aktivitou.

Druhý bod ležel nad obcí Bochovice. Potok je zde o poznání mělký, se stejným typem dna, protéká loukou a je obklopen stromy. Raci zde však přítomni nebyli.

Třetí bod připadl k obci Svatoslav, nicméně potok zde protéká intravilánem, je dost zanesený splašky a vláknitou řasou. Raci zde taktéž logicky nebyli.

Poslední úsek Svatoslavského potoka ležel u zámečku Zátíší. Odtoková strouha zde plynule přechází v lesní potok, dno je pokryto pískem, kameny a větve. Hloubka do deseti centimetrů. Nalezl jsem zde raky říční a to v počtu 4 jedinců. Všechno to byla ráčata stejné velikosti – tohoroční juvenilové. Tento horní úsek potoka je svými partiemi velmi vhodný pro růst a vývoj ráčat.

Svatoslavský potok je nicméně dobře známý tok s výskytem raka říčního Nálezové databázi AOPK, kde je udáván z mnoha úseků toku v různých časových intervalech.

Lavičský potok

Jak už bylo zmíněno výše, na soustavě rybníků na Lavičském potoce se vyskytuje rak signální. Mě však zajímalo, jak to s výskytem raků vypadá výše proti proudu, nad rybníkem Jestřabec. Jedná se zde o přítokovou stoku do rybníka, plnou sedimentů a dosti zarostlou. Navíc jsem zde pozoroval i stopy vydry říční. Raky jsem zde neobjevil.

Řeka Balinka

Na samotný tok řeky Balinky připadlo pět kontrolních bodů, které byly v rozpětí přibližně 20 km toku. Raci signální byli nalezeni pouze na prvních dvou úsecích.

První úsek ležící nejbliže k soutoku s řekou Oslavou a tedy nejnižší na toku byl stanoven u obce Baliny. Proudňý, často meandrující úsek s častými balvany a šterkovitým dnem je široký asi 3 metry a hluboký průměrně půl metru. Raci signální se zde vyskytují.

Druhý úsek byl zvolen u obce Uhřínov. Řeka je zde širší a kolem metru hluboká, proud se tedy zpomaluje. I zde se raci signální vyskytují.

Třetí úsek byl u Stránecké Zhoře. Tok je zde asi 2 metry široký a 30 centimetrů hluboký. Dno je zde dost pokryto sedimenty. Zde jsem už raky nenalezl.

Následuje část řeky protékající obcí Měřín. Řeka protéká intravilánem a podle toho také vypadá její charakter. Raci se zde nevyskytují.

Konečně poslední úsek ležel na toku nad obcí Meziříčko. Říčka je v těchto místech asi 2 metry široká a hluboká ani ne půl metru. Protéká pastvinami a lesem, dno je pokryté sedimenty, pískem a kameny. Ani zde jsem žádné raky neobjevil, což mně popravdě dost překvapilo, jedná se opravdu o pěknou část toku.

5.1.3 Křižanovsko – Bobrůvka

V oblasti města Křižanov jsem zmonitoroval 7 vybraných rybníků a 3 úseky potoků.

Raci se vyskytovali pouze na již známé lokalitě, na rybníce Spustík (tab. 1, lokalita č. 5c), kde jsem do vrše odlovil pouze jedinného raka (září 2012). Vypadalo to tedy na velmi slabou populaci, nicméně z omylu mně vyvedl výlov rybníka na podzim roku 2013, kterého jsem se účastnil a kde jsem odchytily desítky dospělých kusů raka signálního.

Rybník Spustík je jedna za čtyř známých lokalita původního vysazení u nás, v České republice (Policar a Kozák, 2000). Naštěstí tato lokalita je natolik izolovaná (odtoková stoka je přes rok vyschlá), že se zdá, že se přirozenou cestou nemůže rozšířit do okolních rybníků, což dokládá i to, že sousední Pivovarský rybník je bez výskytu raků. Další okolností bránící rozšíření raka signálního na nové vodní plochy Křižanovska je skutečnost, že zmíněný rybník Spustík mají v péči rybáři MO MRS Velké Meziříčí a vzhledem k produkčnímu cyklu se raci nedostávají na rybník Pivovarský, ale pokud někde, tak na rybníky v okolí Velkého Meziříčí, kde se už tak jako tak již vyskytují. Ostatní rybníky v okolí Křižanova mají většinou v péči rybáři z Křižanovského střediska firmy Rybářství Velké Meziříčí, a.s., kteří raky signálními na svých vodních plochách nedisponují. Populace na rybníku Spustík se nicméně zdá být silná a schopná dlouhodobé existence.

Ve dvou potocích, kde byl prováděn monitoring – dva úseky Kadoleckého potoka a jeden úsek Libochovky, kde se raci nevyskytovali. Kadolecký potok se nejeví jako vhodný pro výskyt raků, nicméně na podrobnější probádání potoku Libochovka či dokonce řeky Bobrůvky mi už nezbyl čas. Není ovšem vyloučeno, že se zde raci vyskytovat budou. Vzhledem k charakteru lokality bych dokonce předpokládal výskyt raka říčního.

5.1.4 Žďár nad Sázavou – Staviště

I když se část potoka Staviště nachází v intravilánu, přece jenom patrně poskytuje rakům příhodné podmínky, jak už ostatně dokládají doprovodné ryby typu ostroretky stěhovavé, jelce proudníka či hrouzka obecného.

Ovšem navzdory publikovaným údajům (tab. 2; lokalita č. 1) jsem zde na žádnou silnou populaci raků nenarazil. Mohlo to být pozdním obdobím monitoringu (říjen), ale našel jsem pouze zbytky z raků signálních, na kterých jsem (podle klepet) poznal, že šlo o zbytky minimálně 5 kusů. Raci se zde tedy vyskytují, což dokládá i nález jednoho uhynulého samce a dokonce i nález samce raka říčního, bohužel taktéž uhynulého. Raci signální se tedy vyskytují

v polopřirozeném korytě na potoce Staviště mezi stejnojmennou přehradou a začátkem uměle upraveného úseku před soutokem s řekou Sázavou.

Dobré je, že raci asi jen tak nepřekonají meliorovaný betonovaný úsek s vydlážděným dnem, který vtéká do řeky Sázavy. Ne snad, že by to pro ně byla migrační bariéra, ale dá se předpokládat, že se rakům nebude chtít osídlivat tento úsek. Je to sice pouze má domněnka a při větších průtocích by nejspíš nic nebránilo spláchnutí raků zpět, přímo do řeky Sázavy.

Podobná situace je nad již zmíněnou přehradou Staviště. Jedná se spíše o rybník, než přehradu, nicméně nad přítokem do ní jsem raky už nezaznamenal, tedy se patrně nevyskytují ani v ní samotné. Trochu mne překvapila absence raka říčního v partiích potoka Staviště výše proti proudu. Potok zde tvoří moc pěkný úsek, který by mu jistě vyhovoval. O kvalitě vody nemusí být pochyb, dokonce jsem zde pozoroval pstruha obecného.

Jak už bylo nastíněno výše, potok Staviště jsem vlastně jen revidoval, neboť tato lokalita výskytu raka signálního je známá a vedená v Nálezové databázi AOPK už od roku 2010.

Prokázal jsem zde ovšem, že populace raka signálního zde nebude patrně tak silná, jak se myslelo a navíc jsem zde přidal i záznam o výskytu raka říčního, o jehož výskytu na tomto potoce (i když v místě nad přehradou Staviště má Nálezová databáze AOPK také záznam).

5.1.5 Ujčov

V Ujčově jsem se s raky signálními setkal náhodou, při své letní praxi, čehož jsem využil k jejich odlovu a také získání informací o historii jejich šíření v Ujčově. Z rybníku Kasárenský (viz tab. 2) byli po jeho slovení raci, kteří byli považováni za raky říční „rozeseni“ do několika ostatních rybníků v okolí (osobní sdělení ujčovských rybářů). Pár kusů se dnes ještě dá zastihnout v rybníčních areálu Pstruhařství Ujčov, kde jsem je také odlovil (obrázek 13). Tito raci se zde i úspěšně rozmnožili (M. Voda, osobní sdělení) a je tedy pravděpodobné, že se mohou vyskytovat v řece Svratce, která napájí celý objekt a kam také voda také odtéká.

Bohužel o výskytu raků signálních vím i na jednom nejmenovaném rybníce kousek od obce Vír, takže jejich výskyt v okolí Ujčova by neměl být podceňován a do budoucna by bylo žádoucí tento ostrůvek výskytu raka signálního nadále prověřit a monitorovat a to i vzhledem k jeho ověřenému výskytu u obce Olešnička (tab. 2; lokalita č. 9b).

V roce 2009 bylo nedaleko zmíněných lokalit pozorováno propuknutí račího moru u raků říčních v jednom z níže položených přítoků Svratky (potok Besének). Zdá se, že populace tohoto raka byla na potoce zcela zdecimována (Kozubíková-Balcarová a kol., 2014). Tento úhyn byl

zapříčiněn původce račího moru s tzv. genotypem A, který je v Evropě dlouho známý a již v minulosti byl příčinou hromadného hynutí evropských raků. Poslední studie dokonce naznačují, že evropské raci mohou s tímto genotypem v některých případech dlouhodobě přežívat a samotná nemoc propukne pouze za určitých okolností. Tento genotyp však není typický pro raka signálního, který tak pravděpodobně nebyl zdrojem nákazy (Grandjean a kol., 2014; Kozubíková-Balcarová a kol., 2014).



Obr. č. 13: Odlov vršemi v Ujčově; foto M. Polák, 2012.

5.1.6 Lokality sympatrického výskytu raka říčního a raka signálního

Při svém monitoringu jsem zaznamenal několik lokalit společného výskytu obou zmíněných druhů raků. Jednalo se o Těšíkův rybník (povodí Oslavy), odtokovou stoku z Opatského rybníka (povodí Oslavy), řeku Oslavu, potok Žďárka (povodí Balinky), a potok Staviště ve Žďáře nad Sázavou (povodí Sázavy). Z prozkoumaných 82 lokalit je to tedy 5 míst (6 % všech lokalit). Pokud vezmeme v potaz pouze pozitivní lokality výskytu raků, z 29 míst bylo 5 sympatrických,

tedy 17 %. Avšak ani toto číslo není nijak velké a spolu s nepřítomností potočnic *Branchiobdella* sp. na racích (viz dále) poukazuje na fakt, že v regionu Velkomeziříčska se oba druhy raků potkávají na lokalitách poměrně zřídka. Všechny tyto lokality mají společné to, že raci říční se na nich vyskytovali ve velmi slabém počtu, nebo alespoň v menšině (raci signální byli průměrně v pětinasobné přesile). Z těchto sympatrických lokalit je literatuře znám pouze potok Staviště ve Žďáře nad Sázavou (tab. 2; lokalita č. 1).

5.2 Výskyt potočnic

Výskyt potočnic byl pozorován na sedmi lokalitách. Ve čtyřech případech se jednalo o raka říčního. U raků signálních byly pozorovány pouze na třech z pěti sympatrických lokalit. V samostatných populacích raka signálního se nevyskytovali vůbec. Odebrané potočnice sice nebyly druhově determinovány a jedná se tak o závazek, který by měl být v budoucnu splněn. Dle jejich nápadné velikosti však lze předpokládat, že se přinejmenším z podstatné části bude jednat o náš největší a nejčastější druh *B. parasita*. Výskyt severoamerických druhů potočnic se jeví jako méně pravděpodobný, vezmeme-li v potaz, že na naše území byl vysazen pouze omezený počet ráčat (Holzer, 1987). Odrůstající ráčata se navíc vyznačují rychlým růstem a tedy i vysokou frekvencí svlékání (Kanta, 2007), což je z pohledu osídlitelnosti jejich krunýře epibionty, potočnice nevyjímaje, významná překážka (Aguilar-Alberola a kol., 2012; Skelton a kol., 2014). Tato hypotéza je podpořena i absencí jakýchkoliv potočnic na samostatných populacích raků signálních.

Uvádí se, že potočnice mají nízkou hostitelskou specifitu (Holt, 1973). Nález potočnic u tří (60 %) zaznamenaných sympatrických populací tuto skutečnost potvrzuje. Fakt, že naprostá většina populací raků signálních je bez potočnic rovněž naznačuje, že tito raci obsadili již uvolněné niky bez raka říčního a jeho epibiontů. U většiny lokalit s rakem říčním totiž potočnice pozorovány byly (tab. 2). To, že nové lokality bez přítomnosti raků na tomto území i v dnešní době vznikají, naznačuje i výše popsaná epidemie račího moru na Besénku.

6. Závěr

Ve své bakalářské práci jsem se snažil přinést ucelené a aktualizované poznatky o výskytu nepůvodních druhů raků na Evropském kontinentu. Každý druh byl stručně charakterizován a byl uveden jeho aktuální výskyt v Evropě. U nepůvodních raků vyskytujících se v České republice (rak pruhovaný *Orconectes limosus* a rak signální *Pacifastacus leniusculus*), nebo u druhů, u kterých aktuálně hrozí jejich rozšíření na naše území (rak červený *Procambarus clarkii* a rak mramorovaný *Procambarus fallax* f. *virginalis*) byl uveden detailnější popis jejich výskytu na našem území, resp. nejbližším okolí. Samostatná kapitola přehledové části práce, obohacena o některé mé osobní postřehy z terénu, již byla plně věnována raku signálnímu. Jeho popisu, biologii, ekologii, reprodukci a nakonec jeho dosavadnímu známému výskytu v České republice. Byla také sestavena zatím nejaktuálnější přehledová tabulka všech dosud známých lokalit raka signálního v České republice. Na závěr literární rešerše bylo krátce pojednáno o potočnicích, jakožto nápadných račích epibiontech.

V praktické části méj práce byla různými metodami zmonitorována část území kraje Vysočina, oblast okolo Velkého Meziříčí (pracovně rozdělená na pět oblastí) o ploše přibližně 1200 km². Toto území náleželo především do oblasti povodí Dyje, ale částečně zasahovalo i do oblasti povodí Dolní Vltavy. Výsledky tohoto monitoringu byly prezentovány v přehledové tabulce a následně porovnány s dosud známými nálezy raka signálního, ale i raka říčního *Astacus astacus*, se kterým jsem se při svém průzkumu na lokalitách také setkával. Zhodnoceny byly i lokality společného výskytu obou druhů raků a závěrem bylo poukázáno i na přítomnost potočnic na račích. Porovnání mých výsledků a dosud známých lokalit bylo provedeno s Nálezovou databází AOPK ČR a mě dostupnými a známými pracemi.

Stěžejním výstupem mé práce je zveřejnění přinejmenším deseti nových míst, dosud neznámých lokalit s výskytem raka signálního a dalších sedmi s výskytem raka říčního, ať už soliterně či sympatricky s rakem signálním. Na známých místech výskytu raků byl aktualizován stav populace. Výsledky tohoto monitoringu byly reflektovány v recentní publikaci Kouba a kol. (2014; příloha II). Poukázáno je i na výskyt potočnic na račích, které svou nepřítomností na populacích čistě raka signálního poukazují s velkou mírou pravděpodobnosti na to, že rak signální se v oblasti Vysočiny dostal na místa, kde už prakticky neexistovaly populace raka říčního a není tedy ve většině případů zodpovědný za jeho přímé vyhubení v lokalitách.

Nicméně, jak ukazují výsledky mého monitoringu, rak signální se vyskytuje na Velkomeziříčsku hojně, tvoří stálé populace v různých typech biotopů a jeho další šíření v rámci

povodí Dyje se zdá být nevyhnutelné. Jeví se jen otázkou času, kdy poproudovou migrací dosáhne soutoku s řekou Moravou a spojí se tak s populací v této řece na Slovensku. Očekávatelná je i jeho další kolonizace Dunaje. Populace raka signálního by tedy měly podléhat většímu sledování a ikdyž už prakticky nelze zabránit jeho přirozenému šíření, měla by se omezit alespoň jejich distribuce prostřednictvím člověka a to například formou informovanosti profesních a sportovních rybářů, ale i široké veřejnosti.

Závěry této práce jasně dokazují, že obavy z dalšího šíření raka signálního jsou opodstatněné a potvrzují skutečnost, že je jeho distribuce v rámci České republiky podceňována a opomíjena. Doufám, že tato má práce poslouží svým přínosem k aktualizaci výskytu raka signálního u nás, zvýšení zájmu o tento druh a v neposlední řadě bude podmětem k dalším studiím tohoto druhu nejen na Moravě, ale i v celé České republice. O tomto záměru je ostatně ve spolupráci s AOPK ČR již uvažováno.

7. Přehled použité literatury

- Abrahamsson, S.A.A., 1971. Density, growth and reproduction in populations of *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in an isolated pond. *Oikos* 22: 373–380.
- Abrahamsson, S.A.A., Goldman, C. R., 1970. Distribution, density and production of the crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in Lake Tahoe, California - Nevada. *Oikos* 21: 83–91.
- Aguilar-Alberola, J.A., Mesquita-Joanes, F., López, S., Mestre, A., Casanova, J.C., Rueda, J., Ribas, A., 2012. An invaded invader: high prevalence of entocytherid ostracods on the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the Eastern Iberian Peninsula. *Hydrobiologia* 688: 63–73.
- Ahern, D., England, J., Ellis, A., 2008. The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK. *Aquatic Invasions* 3: 102–104.
- Almeida, D., Ellis, A., England, J., Coop, G.H., 2013. Time-series analysis of native and non-native crayfish dynamics in the Thames River Basin (south-eastern England). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*: doi: 10.1002/aqc.2366.
- Bádr, V., 2000. Výskyt potočnic r. *Branchiobdella* v České republice a jejich možná patogenita – předběžná zpráva. *Bulletin VÚRH Vodňany* 36 (1/2): 33–40.
- Becker, C.D., Genoway, R.G., Merrill, J.A., 1975. Resistance of a Northwestern Crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), to elevated temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society* 2: 374–387.
- Benejam, L., Saura-Mas, S., Saperas, A., 2011. First record of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) introduced to the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions* 6: 111 – 113.
- Bolea, L.B., 1996. Primera cita de *Cherax destructor* (Crustacea: Decapoda: Parastacidae) en Europa. *Boletín de la Sociedad Entomologica Aragonesa* 14: 49–51.
- Bondar, C.A., Bottriell, K., Zeron, K., Richardson, J.S., 2005. Does trophic position of the omnivorous signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in a stream food web vary with life history stage or density? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 2632–2639.

- Brown, B.L., Creed, R.P., Jr., Dobson, W.E., 2002. Branchiobdellid annelids and their crayfish hosts: are they engaged in cleaning symbiosis? *Oecologia* 132: 250–255.
- Grabda, E., Wierzbicka, J., 1969. The problem of parasitism of the species of the genus *Branchiobdella* Odier, 1823. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 16: 93–104.
- Bubb, D.H., Lucas, M.C., Thom, T.J., 2004. Movement and dispersal of the invasive signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in upland rivers. *Freshwater Biology* 49: 357–368.
- BugGuide, 2010. Blue crayfish – *Pacifastacus leniusculus*. <<http://bugguide.net/node/view/446124/bgpage>>. Navštíveno 30. ledna 2014.
- Buřič, M., 2009. Biology of spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*, Rafinesque, 1817) under conditions of the Czech Republic and the study of factors influencing its invasive spreading. University of South Bohemia České Budějovice research Institute of Fish Culture and Hydrobiology. Vodňany, 145 p.
- Buřič, M., Kozák, P., Kanta, J., Kouba, A., Polícar, T., 2007. Vliv teploty vody na počet svlékání a růst juvenilního raka signálního (*Pacifastacus leniusculus* D.). *Bulletin VÚRH Vodňany* 43 (1): 16–26.
- Buřič, M., Kouba, A., Máchová, J., Mahovská, I., Kozák, P., 2010. Akutní toxicita přípravků diazinon 60EC a Roundup® Biaktiv pro ráčata raka pruhovaného (*Orconectes limosus*). *Bulletin VÚRH Vodňany* 46 (1) : 13 – 18.
- CENIA, Česká informační agentura životního prostředí, mapa vodní toky České republiky <http://vitejtenazemi.cenia.cz/archiv/voda_cs/002_mapa_vodni_toky_cr.pdf>. Navštíveno 1. května 2014.
- Coughran, J., 2002. A New Species of the Freshwater Crayfish Genus *Euastacus* (Decapoda: Parastacidae) from Northeastern New South Wales, Australia. *Records of the Australian Museum* 54: 25–30.
- Coughran, J., Dawkins, K.L., Hobson, R., Furse, J.M., 2012. Two new freshwater crayfishes (Decapoda: Parastacidae) from Whitsunday Island, The Coral Sea, Australia. *Crustacean research, special number* 7: 45–57.

- Crandall, K.A., Buhay, J.E., 2008. Global diversity of crayfish (Astacidae, Cambaridae, and Parastacidae – Decapoda) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 295–301.
- DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe), 2011. *Procambarus clarkii*. In: 100 of the worst. <<http://www.europe-aliens.org/speciesTheWorst.do>>. Navštíveno 12.ledna 2014.
- De Grave, S., Pentcheff, N.D., Ahyong, S.T., Chan, T.Y., Crandall, K.A., Dworschak, P.C., Felder, D.L., Feldmann, R.M., Fransen, Ch.H.J.M., Goulding, L.Y.D., Lemaitre, R., Low, M.E.Y., Martin, J.W., Ng, P.K.L., Schweitzer, C.E., Tan, S.H., Tshudy, D., Wetzer, R., 2009. A Classification of living and fossil genera of decapod crustaceans. *Raffles Bulletin of Zoology* 21: 1–109.
- Dunn, J.C., McClymont, H.E., Christmas, M., Dunn, A.M., 2009. Competition and parasitism in the native White Clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes* and the invasive Signal Crayfish *Pacifastacus leniusculus* in the UK. *Biological Invasions* 11: 315–324.
- Řuriš, Z., Horká, I., Buřič, M., Kozák, P., 2013. Ekologie raků, 225–247. In: Kozák, P., Řuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Polícar, T., 2013. *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 418 s.
- Fetzner, J. W., Jr., 2005. The crayfish and lobster taxonomy browser: A global taxonomic resource for freshwater crayfish and their closest relatives. <<http://iz.carnegiemnh.org/crayfish/NewAstacidea/>> Navštíveno: 22.dubna 2014.
- Filipová, L., Grandjean, F., Chucholl, C., Soes, M., Petrusek, A., 2011. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 11.
- Filipová, L., Petrusek, A., Kozák, P., Polícar, T., 2006. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) – rak signální. In: Mlíkovský, J., Stýblo, P. (Eds.), *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha, 239–240.
- Filipová, L., Holdich, D.M., Lesobre, J., Grandjean, F., Petrusek, A., 2010. Cryptic diversity within the invasive virile crayfish *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) species complex: new lineages recorded in both native and introduced ranges. *Biological Invasions* 12: 983–989.

- Fjälling, A., Fürst, M., 1988. The development of a fishery for the crayfish *Pacifastacus Leniusculus* in Sweden 1960-86. *Freshwater Crayfish* 7: 223–230.
- Franzén, A., 1962. Notes on the morphology and histology of *Xironogiton instabilis* (Moore, 1893) (Fam. Branchiobdellidae) with special reference to the muscle cells. *Zoologiska Bidrag från Uppsala* 35: 369–383.
- Fratini, S., Zaccara, S., Barbaresi, S., Grandjean, F., Souty-Grosset, C., Crosa, G., Gherardi, F., 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity* 94: 108–118.
- Gelder, S.R., 1996. A review of the taxonomic nomenclature and checklist of the species of the Branchiobdellae (Annelida: Clitellata). *Proceedings of Biological Society of Washington* 109: 653–663.
- Gelder, S.R., 1999. Zoogeography of Branchiobdellidans (Annelida) and Temnocephalidans (Platyhelminthes) ectosymbiotic on freshwater crustaceans, and their reactions to one another *in vitro*. *Hydrobiologia* 406: 21–31.
- Gelder, S.R., Delmastro, G.B., Ferraguti, M., 1994. A report on branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) and a taxonomic key to the species in northern Italy, including the first record of *Cambarincola mesochoreus* on the introduced American red swamp crayfish. *Bollettino di Zoologia* 61: 179–183.
- Gelmar, C., Pätzold, F., Grabow, K., Martens, A., 2006. Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebses breitet sich rasch in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia* 56: 15–26.
- Gherardi, F., 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 39: 175–191.
- Collas, M., Beinsteiner, D., Fritsch, S., Morelle, S., L'Hospitalier, M., 2012. Première observation en France de l'Ecrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870). *Annales Scientifiques de la Réserve de Biosphère transfrontalière Vosges du Nord-Pfälzerwald* 16: 18–36.

- Grandjean, F., Frelon-Raimond, M., Souty-Grosset, C., 2002. Compilation of molecular data for the phylogeny of the genus *Austropotamobius*: one species or several? *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367: 671–680.
- Grandjean, F., Vrålstad, T., Diéguez-Uribeondo, J., Jelić, M., Mangombi, J., Delaunay, C., Filipová, L., Rezinciuc, S., Kozubíková-Balcarová, E., Guyonnet, D., Viljamaa-Dirks, S., Petrusek, A., 2014. Microsatellite markers for direct genotyping of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* (Oomycetes) from infected host tissues. *Veterinary microbiology* 170: 317–324.
- Guan, R-Z., 1994. Burrowing behaviour of signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in the River Great Ouse, England. *Freshwater Forum* 4: 155–168.
- Hajer, J., 1989. Americký druh raka v Labi. *Živa* 3, 125 s.
- Harlioğlu, M.M., 1996. Comparative biology of the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), and the narrow-clawed crayfish, *Astacus leptodactylus* Eschscholtz. Doctoral thesis. University of Nottingham, Department of life Science. 435 pp.
- Hobbs, H.H.III., Jass, J.P., Hunter, J.V., 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two North American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56: 299–316.
- Hogger, J. B., 1986. Aspects of the introduction of “signal crayfish”, *Pacifastacus leniusculus* (Dana), into the southern United Kingdom. 1. Growth and survival. *Aquaculture* 58: 27–44.
- Holdich, D.M., Haffner, P., Noël, P., 2006. Species files. In: Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P. (eds.), *Atlas of Crayfish in Europe*, Muséum national d’Histoire naturelle, Paris, Patrimoines naturels, 64, pp. 50–129.
- Holdich, D. M., Reynolds, J. D., Souty-Grosset, C., Sibley, P.J., 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394–395: 11.
- Holt, P.C., 1973. A summary of the branchiobdellid (Annelida: Clitellata) fauna of Mesoamerica. *Smithsonian Contributions to Zoology* 142: 40 pp.

- Holzer, M., 1987: Akce Rak po roce – Naši přírodou 4: 74–75.
- Chiesa, S., Scalici, M., Negrini, R., Gibertini, G., Nonnis Marzano, F., 2011. Fine-scale genetic structure, phylogeny and systematics of threatened crayfish species complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 61: 1–11.
- Chucholl, C., 2011. Disjunct distribution pattern of *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in an artificial lake system in Southwestern Germany. *Aquatic Invasions* 6: 109–113.
- Chucholl, C., 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions* 15: 125–141.
- Chucholl, C., Daudey, T., 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen, 1870) in eastern France: update to the species identity of a recently introduced orconectid crayfish (Crustacea: Astacida). *Aquatic Invasions* 3: 105–107.
- Chucholl, C., Morawetz, K., Groß, H., 2012. The clones are coming—strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*] records from Europe. *Aquatic Invasions* 7: 511–519.
- Chucholl, C., Stich, H.B., Maier, G., 2008. Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fundamental and Applied Limnology* 172: 27–36.
- Ibbotson, A.T., Furse, M.T., 1995. Literature review of the ecology of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* and its impacts upon the white clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. Institute of Freshwater Ecology, 35 pp.
- Jaklič, M., Vrezec, A., 2011. The first tropical alien crayfish species in European waters: the redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana* 84: 651–665.
- Janský, V., Mutkovič, A., 2010. Rak *Procambarus* sp. (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) – prvý nález na Slovensku. *Acta Rerum Naturalium Musei Slovaci* 56: 64–67.
- Jonsson, A., 1995. Life history differences between crayfish *Astacus astacus* and *Pacifastacus leniusculus* in embryonic and juvenile development, laboratory experiences. *Freshwater Crayfish* 8: 170–178.

- Johnson, M. F., Rice, S. P., Reid, I., 2010. Topographic disturbance of subaqueous gravel substrates by signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Geomorphology* 123: 269–278.
- Kanta, J., 2007. Porovnání postembryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, 104 s.
- Kirjavainen, J., Westman, K., 1999. Natural history and development of the introduced signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small, isolated Finnish lake, from 1968 to 1993. *Aquatic Living Resources* 12: 387–401.
- Klobučar, G. I. V., Podnar, M., Jelić, M., Franjević, D., Faller, M., Štambuk, A., Gottstein, S., Simić V., Maguire, I., 2013. Role of the Dinaric Karst (western Balkans) in shaping the phylogeographic structure of the threatened crayfish *Austropotamobius torrentium*. *Freshwater Biology* 58 : 1089–1105.
- Koese, B., 2008. Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft – *Procambarus acutus/ zonangulus*. *Rivierkreeften*, proeftabel: 15s.
- Kouba, A., 2007. Porovnání embryonálního vývoje původních a nepůvodních druhů raků. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích. Zemědělská fakulta, katedra Rybářství, 82 s.
- Kouba, A., Buřič, M., Polícar, T., Kozák, P., 2011. Evaluation of body appendage injuries to juvenile signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*): relationships and consequences. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 4.
- Kouba, A., Petrusek, A., Kozák, P., 2014. Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 413: 5.
- Kouba, A., Buřič, P., Petrusek, A., 2013. Druhy raků v Evropě, 75–152. In: Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Polícar, T., 2013. *Biologie a chov raků*. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 418 s.
- Kouba, A., Kuklina, I., Niksirat, H., Máchová, J., Kozák, P., 2012. Tolerance of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) to Persteril 36 supports use of peracetic acid in astaciculture. *Aquaculture* 350–353: 71–74.

- Kozák, P., Buřič, M., Kanta, J., Kouba, A., Hamr, P., Polícar, T., 2009a. The effect of water temperature on the number of moults and growth of juvenile signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* Dana. *Czech Journal of Animal Science* 54: 286–292.
- Kozák, P., Polícar, T., Buřič, M., Kouba, A., 2009b. Základní morfologické znaky k rozlišení raků v ČR. Druhé přepracované vydání. Edice metodik, Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod. Laboratoř etologie a výživy raků, 27s.
- Kozubíková, E., Petrušek, A., 2009. Račí mor – přehled dosavadních poznatků o závažném onemocnění raků a zhodnocení situace v České republice. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45 (2–3): 34–57.
- Kozubíková-Balcarová, E., Beran, L., Ďuriš, Z., Fischer, D., Horká, I., Svobodová, J., Petrušek, A., 2014. Status and recovery of indigenous crayfish populations after recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Ethology Ecology and Evolution* 26: 299–319.
- Lee, J.H., Kim, T.W., Choe, J.C., 2009. Commensalism or mutualism: conditional outcomes in a branchiobdellid-crayfish symbiosis. *Oecologia* 159: 217–224.
- Lewis, S.D., 2002. *Pacifastacus*. In: Holdich, D.M. (Ed.), *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Science Ltd., Oxford, pp. 551–540.
- Loughman, Z., 2007. First Record of *Procambarus (Ortmannicus) acutus* (White River Crayfish) in West Virginia, with Notes on its Natural History. *Northeastern Naturalist* 14: 495–500.
- Loughman, Z.J., Fagundo, R.A., Lau, E., Welsh, S.A., Thoma, R.F., 2013. *Cambarus (C.) hatfieldi*, a new species of crayfish (Decapoda:Cambaridae) from the Tug Fork River Basin of Kentucky, Virginia and West Virginia, USA. *Zootaxa* 3750: 223–236.
- Lozán, J.L., 2000. On the threat to the European crayfish: A contribution with the study of the activity behaviour of four crayfish species (Decapoda: Astacidae). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 30: 156–161.
- Marzano, F.N., Scalici, M., Chiesa, S., Gherardi, F., Piccinini, A., Gibertini, G., 2009. The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. *Aquatic Invasions* 4: 401–404.

- Mason, J.C., 1963. Life history and production of the crayfish, *Pacifastacus leniusculus trowbridgii* (Stimpson), in a small woodland stream. MSc. práce. Oregon State Univerzity, Corvallis, USA, 204 pp.
- Mazlum, Y., 2005. Reproduction of Eastern white river crayfish, *Procambarus acutus acutus* (Girard, 1852), in two different habitats. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 4: 933–936.
- Mazlum, Y., Eversole, A.G., 2004. Observations on the life cycle of *Procambarus acutus acutus* in South Carolina culture ponds. *Aquaculture* 238: 249–261.
- Munasinghe, D.H.N., Murphy, N.P., Austun, C.M., 2003. Utility of mitochondrial DNA sequences from four gene regions for systematic studies of Australian freshwater crayfish of the Genus *Cherax* (Decapoda: Parastacidae). *Journal of Crustacean Biology* 23: 402–417.
- Nálezová databáze AOPK ČR. Nálezy raka říčního *Astacus astacus* a raka signálního *Pacifastacus leniusculus*. <http://portal.nature.cz/nd/nd_nalez.php?akce=none&choice=3&X=X>. Navštíveno 2. května 2014.
- NAS (Nonindigenous Aquatic Species), 2012. *Procambarus clarkii*. In: Crayfish U. S. Distribution Maps. <<http://nas.er.usgs.gov/taxgroup/crustaceans/crayfish.html>>. Navštíveno 14. ledna 2014.
- Nesemann, H., 1998. Flußkrebse und Krebsigel (Annelida: Branchiobdellida) – eine Symbiose. *Stapfia, Neue Folge* 137: 197–204.
- Pedraza-Lara, C., Alda, F., Carranza, S., Doadrio, I., 2010. Mitochondrial DNA structure of the Iberian populations of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius italicus italicus* (Faxon, 1914). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57: 327–342.
- Petrusek, A., 2013. Genetika raků, 59–73. In: Kozák, P., Ďuriš, Z., Petrusek, A., Buřič, M., Horká, I., Kouba, A., Kozubíková, E., Polícar, T., 2013. *Biologie a chov raků. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod*, 418 s.
- Petrusek, A., Filipová, L., Ďuriš, Z., Horká, I., Kozák, P., Polícar, T., Štambergová, M., Kučera, Z., 2006. Distribution of the invasive spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Czech republic: past and present. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380–381: 903–917.

- Polícar, T., Kozák, P., 2000. Výskyt raků v ČR. Bulletin VÚRH Vodňany 36 (1–2): 18–22.
- Quaglio, F., Fioravanti, M.L., Gelder, S.R., Gianetto, S., Trentini, M., Nobile, L., Maxia, M., Morolli, C., 2002. Infestation of the branchiobdellidan, *Xironogiton victoriensis* (Anellida: Clitellata), on the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from Auenbachl Creek, Alto Adige/Süd Tyrol, Italy. Freshwater Crayfish 13: 274–279.
- Quaglio, F., Morolli, C., Galuppi, R., Bonoli, C., Marcer, F., Nobile, L., De Luise, G., Tampieri, M.P., 2006. Preliminary investigations of disease-causing organisms in the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* complex from streams of northern Italy. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380–381: 1271–1290.
- Santucci, F., Iaconelli, M., Andreani, P., Cianchi, R., Nascetti, G., Bullini, L., 1997. Allozyme diversity of european freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 347: 663–676.
- Savoleinen, R., Westman, K., Pursianen, M., 1997. Fecundity of Finnish noble crayfish, *Astacus astacus* L., and signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in various natural habitats and in culture. Freshwater Crayfish 11: 319–338.
- Scalici, M., Chiesa, S., Gherardi, F., Ruffini, M., Gilbertini, G., Marzano, F.N., 2009. The new threat to Italian inland waters from the alien crayfish “gang“ : the Australian *Cherax destructor* Clark, 1936. Hydrobiologia 632: 341–345.
- Simon, T.P., Timm, A.E., Morris, C.C., 2005. *Orconectes (Procericambarus) theaphionensis* (Decapoda: Cambaridae), the sinkhole crayfish, a new species of crayfish from southcentral Indiana. Proceedings of the Indiana Academy of Science 114: 43–54.
- Skelton, J., Creed, R.P., Brown, B.L., 2014. Ontogenetic shift in host tolerance controls initiation of a cleaning symbiosis. Oikos: doi: 10.1111/j.1600-0706.2013.00963.x
- Soes, D. M., Eekelen, R. van, 2006. Rivierkreeften een opruend problem? De Levende Natuur 107: 56–59.

- Soes, M., Koese, B., 2010. Invasive freshwater crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. Bureau Waardenburg, Culemborg, 69 pp.
- Spitzky, R., 1973. Crayfish in Austria, history and actual situation. *Freshwater Crayfish* 1: 10–14.
- Stloukal, E., Vitázková, B., 2009. Recent situation of invasive and native crayfish species in Slovakia. In: Kozák, P., Kouba, A. (Eds), *Future of Native Crayfish in Europe, Regional European Crayfish Workshop*, Písek, Česká republika, pp. 50–51.
- Starobogatov, J.I., 1995. Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea Decapoda Astacoidei). *Arthropoda Selecta* 4: 3–25.
- Svobodová, Z. a kol., 1987. *Toxikologie vodních živočichů*. SZN. Praha, 189–195.
- Svärdson, G., 1995. The early history of signal crayfish introduction into Europe. *Freshwater Crayfish* 8: 68–77.
- Šmietana, P., Schulz, H.K., Keszka, S., Schulz, R., 2006. A proposal for accepting *Pontastacus* as a genus of european crayfish within the family Astacidae based on a revision of the west and east european taxonomic literature. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 380–381: 1041–1052.
- Štambergová, M., Kučera, Z., 2009. Celoplošné mapování a monitoring populací raků v ČR. *Bulletin VÚRH Vodňany* 45 (2–3): 91–99.
- Štambergová, M., Svobodová, J., Kozubíková, E., 2009. *Raci v České republice*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Praha, 255s.
- Taugbøl, T., Skurdal J., 1990. Reproduction molting and mortality of female noble crayfish, *Astacus astacus* (L., 1758), from five Norwegian populations subjected to indoor culture conditions (Decapoda, Astacoidea). *Crustaceana* 58(2): 113–123.
- Taylor, C.A., Schuster, G.A., Cooper, J.E., DiStefano, R.J., Eversole, A.G., Hamr, P., Hobbs, H.H., Robison, H.W., Skelton, C.E., Thoma, R.F., 2007. A Reassessment of the Conservation Status of Crayfishes of the United States and Canada after 10+ Years of Increased Awareness. *Fisheries* 32: 372–389.

- Trontelj, P., Machino, Y., Sket, B., 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 34: 212–226.
- Vogt, G., 2002. Functional anatomy. In *Biology of Freshwater Crayfish* (ed. D. M. Holdich), Oxford: Blackwell, pp. 53–151.
- Vogt, G., Tolley, L., Scholtz, G., 2004. Life stages and reproductive components of the marmorkrebs (marbled crayfish), the first parthenogenetic decapod crustacean. *Journal of Morphology* 261: 286–311.
- Westin, L., Gydemo, R., 1986. Influence of light and temperature on reproduction and moulting frequency of the crayfish, *Astacus astacus* L. *Aquaculture* 52: 43–50.
- Westman, K., Savolainen, R., 2001. Long term study of competition between two co-occurring crayfish species, the native *Astacus astacus* L. and the introduced *Pacifastacus leniusculus* Dana, in a Finnish lake. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 361: 613–627.
- Westman, K., Savolainen, R., 2002. Growth of the signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus*, in a small forest lake in Finland. *Boreal Environment Research* 7: 53–61.

8. Přílohy

Příloha 1: Nálezový formulář používaný při terénním průzkumu (vzor).

Monitoring raka signálního (<i>Pacifastacus leniusculus</i>) v kraji Vysočina			
NÁLEZOVÝ FORMULÁŘ			
způsob lovu :	DO VRŠE	DO RUKOU S POMOCÍ SÍTKY	
datum průzkumu:			
jméno toku/rybníka:			
název lokality/úseku:			
nejbližší obec:			
<u>charakter lokality</u>	voda stojatá		voda tekoucí
specifikace úseku :			
šířka toku, popř. rozloha rybníka:			
typ dna:			
četnost úkrytů:	malá	střední	velká
přibližná hloubka:			
GPS souřadnice:			
VÝSLEDKY PRŮZKUMU			
Rak signální	ANO	NE	
počet kusů odchycených na úseku:			
pohlaví :			
výskyt potočnic:			
jiný druh raka:			
poznámka:			

Continental-wide distribution of crayfish species in Europe: update and maps

A. Kouba^{(1),*}, A. Petrusek⁽²⁾, P. Kozák⁽¹⁾

Received December 15, 2013

Revised February 13, 2014

Accepted February 14, 2014

ABSTRACT

Key-words:
*crayfish
distribution,
indigenous
species,
invasive species,
native range,
maps*

Recently published astacological studies substantially improved available data on distribution of crayfish in various European regions. At the same time, spread of invasive species has been recorded, additional non-indigenous species became established in various countries, and losses of populations of native species due to crayfish plague and other negative factors were observed. We overview recent advances in this knowledge, and provide updated colour maps of the distribution of all crayfish species present in Europe. These maps are originally based on the data from the Atlas of Crayfish in Europe published in 2006 as a result of the CRAYNET project, and were further updated from more recently published reports, grey literature, and especially thanks to contributions and feedback of over 70 specialists from 32 countries. Separate maps are available for all indigenous crayfish species in Europe as well as for three most widespread non-indigenous crayfish species. Additionally, two maps give locations of known findings of crayfish species introduced to Europe after 1980. These newly established alien species have so far restricted distributions; however, the frequency of recent reports suggests that findings of such species resulting from releases of aquarium pets will further increase.

RÉSUMÉ

Répartition à l'échelle continentale des espèces d'écrevisses en Europe : mises à jour et cartes

Mots-clés :
*distribution
des écrevisses,
espèces
indigènes,
espèces
envahissantes,*

Les études astacologiques récemment publiées ont sensiblement amélioré les données disponibles sur la distribution des écrevisses dans les différentes régions européennes. Dans le même temps, la propagation des espèces envahissantes a été enregistrée, des espèces non indigènes supplémentaires se sont établies dans différents pays, et des pertes de populations d'espèces indigènes en raison de la peste des écrevisses et d'autres facteurs négatifs ont été observées. Nous synthétisons les progrès récents dans la connaissance, et fournissons des cartes en couleur mises à jour de la distribution de toutes les espèces d'écrevisses présentes en Europe. Ces cartes sont à l'origine basées sur les données de l'Atlas des écrevisses en Europe publié en 2006 à la suite du projet CRAYNET, et ont ensuite été mises à jour à partir des études publiées plus récemment, de la

(1) Faculty of Fisheries and Protection of Waters, South Bohemian Research Center of Aquaculture and Biodiversity of Hydrocenoses, University of South Bohemia in České Budějovice, Zátěší 728/III, 38925 Vodňany, Czech Republic

(2) Department of Ecology, Faculty of Science, Charles University in Prague, Viničná 7, 12844 Prague 2, Czech Republic

* Corresponding author: akouba@frov.jcu.cz

aire de
répartition
naturelle,
cartes

littérature grise, et en particulier grâce à des contributions et des commentaires de plus de 70 spécialistes de 32 pays. Des cartes distinctes sont disponibles pour toutes les espèces d'écrevisses indigènes en Europe ainsi que pour trois espèces d'écrevisses non indigènes les plus répandues. En outre, deux cartes donnent l'emplacement des signalements connus d'espèces d'écrevisses introduites en Europe après 1980. Ces espèces étrangères nouvellement établies ont jusqu'ici des distributions limitées. Cependant, la fréquence des rapports récents suggèrent que les signalements de ces espèces, résultant de rejets d'animaux d'aquarium, vont encore augmenter.

INTRODUCTION

Freshwater crayfish (Crustacea, Decapoda, Astacida) are often considered keystone species in freshwater habitats (Momot, 1995; Dorn and Wojdak, 2004) or ecosystem engineers (Creed and Reed, 2004; Edwards *et al.*, 2009), due to their prominent impact on physical structure of the environment as well as on biological interactions. As such, loss of crayfish populations, colonization of naturally crayfish-free habitats, or replacement of ecologically contrasting crayfish species may substantially impair local biodiversity and ecosystem services. Many factors have affected the distribution of crayfish in Europe in the past. These included active introductions of crayfish suitable for consumption by humans, as well as various negative anthropogenic impacts such as water pollution and habitat modifications (Holdich, 2002; Füreder *et al.*, 2006; Holdich *et al.*, 2009). The most prominent factor, however, was the 19th century accidental introduction of crayfish plague, a disease caused by the oomycete *Aphanomyces astaci*, which had a devastating impact on native crayfish species across the continent (Alderman, 1996; Edgerton *et al.*, 2004). The spread of non-indigenous crayfish species (NICS) of North American origin in the 20th century has also irreversibly influenced the patterns of crayfish distribution in Europe (Holdich *et al.*, 2009). At present, situation in many regions seems dynamic, with losses of native populations due to disease outbreaks (*e.g.*, Bohman *et al.*, 2006; Kozubíková *et al.*, 2008) as well as other negative factors, and new records of alien crayfish that colonize new areas through waterways or due to human-mediated introductions (Souty-Grosset *et al.*, 2006). This results not only in changes of distributions of various species but also in findings of taxa previously not known from European open waters.

Data overviewing and highlighting such changes may be of high importance for astacologists, freshwater ecologists, conservationists as well as invasion biologists. Losses of native crayfish populations as well as occurrence and spread of alien species have been often documented and predicted at the level of particular rivers and their tributaries (*e.g.*, Ellis *et al.*, 2012; Aklehnovich and Razlutskiy, 2013; Sousa *et al.*, 2013), administrative units (*e.g.*, Groß *et al.*, 2008; Boets *et al.*, 2012) or countries (*e.g.*, Trožić-Borovac, 2011; Pursiainen and Mattila, 2012; Simić *et al.*, 2008). Distributions summarized at continental scale are, however, less frequent and vary in details (Holdich, 2002; Füreder, 2009). Nevertheless, maps showing the overall distribution of species are sought after by the astacological community, as they are useful for general overviews of species status as well as for presentation purposes.

After decades of scattered information sources, the publication of the excellent "Atlas of Crayfish in Europe" (Souty-Grosset *et al.*, 2006; further referred to as "Atlas") represented a major advance in providing summary information about the diversity, ecology, distribution, and conservation of crayfish in Europe. The Atlas was one of the key results of the CRAYNET project (a thematic network "European crayfish as keystone species – linking science, management and economics with sustainable environmental quality", financed from the Fifth RTD Framework Programme of the European Union), which brought together a substantial proportion of European researchers involved in studying various aspects of crayfish biology. The maps

presenting crayfish occurrence in areas defined by the Common European Chorological Grid Reference System (CGRS, *i.e.*, approx. 50×50 km grid), a part of the “Species Files” chapter of the Atlas (Holdich *et al.*, 2006), summarized the data obtained by CRAYNET contributing partners. The original ranges of European native species (based on expert assessment) were also provided in the maps. However, due to uneven geographic distribution of research efforts and participation in CRAYNET activities, the quality of the available data varied among regions. In particular, the data was substantially lacking for many east European countries.

Advances in astacological research since the publication of the Atlas allowed filling at least some of these gaps (*e.g.*, Maguire *et al.*, 2011; Trožić-Borovac, 2011; Simić *et al.*, 2008), and also led to re-assessment of species identity and diversity of some of the alien species present in European waters (*e.g.*, Chucholl and Daudey, 2008; Filipová *et al.*, 2011). Furthermore, expansion of invasive species was well documented for some regions *e.g.*, Italy (Aquiloni *et al.*, 2010) and Romania (Pârvulescu *et al.*, 2009, 2012), and isolated populations of various recently introduced alien species were discovered in many European countries (*e.g.*, Scalici *et al.*, 2009; Jaklič and Vrezec, 2011; Chucholl *et al.*, 2012).

Some of these changes that became known since the publication of the Atlas were reflected in the comprehensive review by Holdich *et al.* (2009), which nevertheless re-used the original 2006 maps. Thus no updated maps that would summarize the distribution of crayfish in Europe have been available until recently. When writing our Czech monograph entitled “Biology and Culture of Crayfish” (Kozák *et al.*, 2013), we attempted to fill this gap by compiling distribution maps with all information available to us until October 2012. The demand for well accessible maps with accompanying text in English available to wide astacological community led us to updating the maps further, and providing this review that incorporates most recent data (up to January 2014).

MATERIALS AND METHODS

We extracted distributions from maps published in the Species files chapter of the “Atlas of Crayfish in Europe” (Holdich *et al.*, 2006) for all European indigenous crayfish species (ICS: *Astacus* spp. and *Austropotamobius* spp.) and widespread non-indigenous crayfish species introduced to Europe before the 1980s (Old NICS: *Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus*, and *Procambarus clarkii*). The distributions were re-plotted on a new colour map suitable for presentation purposes, which highlights altitudinal variation of European landscape. For all ICS, we included the estimates of original native ranges of the species based on Holdich *et al.* (2006) but occasionally modified according to available distributional and phylogeographic reports and recommendations of contributors from the respective countries. Additionally, we prepared two maps summarizing information on non-indigenous crayfish species that still have restricted distributions in Europe, which were introduced after 1980 (New NICS). One map was prepared jointly for *Cherax* spp. and *Orconectes* spp., and another for *Procambarus* spp. Distribution data from Holdich *et al.* (2006) were further updated from several sources. We used information from recently published scientific papers that could not be reflected in the Atlas, as well from the grey literature (theses, reports, *etc.*). However, a major part of the update could only be achieved thanks to contributions and feedback of 74 biologists (mainly astacologists) from altogether 32 countries (see their complete list in Acknowledgements). Information obtained from these sources was reflected by adding or removing the dots indicating the presence of a particular crayfish species in the respective cell of the Common European Chorological Grid Reference System (usually an area of approx. 50×50 km). We further summarized in a table and summed up the presence of each species in countries and/or geographic territories in Europe and adjacent regions. For comparative purposes, we used the same list of territories as Holdich *et al.* (2009), who provided data separately for parts of the United Kingdom, Kaliningrad region (a geographically separate region belonging to Russia), large islands in the Mediterranean and Atlantic Ocean (belonging to Italy, Spain, Portugal, and France, respectively), and included also some Western Asian countries with established crayfish populations (Armenia, Azerbaijan, Georgia, and Kazakhstan).

With the exception of *Astacus leptodactylus*, in which we indicated in the map a widespread presence in European Russia by hatching (even without information about specific localities), we aimed to maintain the resolution of the maps at the same level as in Holdich *et al.* (2006). Thus, some information available to us could not be appropriately reflected in the presented maps. For example, data for most of France, where extensive spread of alien crayfish has been documented (Collas *et al.*, 2007), are available only as presence/absence in particular departments, at much rougher scale than the CGRS grid used by us. Thus, although we obtained some information for eastern part of the country (M. Collas, pers. comm.) and additional locations for some of the species could be extracted from published sources (e.g., Filipová *et al.*, 2013), we are aware that the distribution of alien crayfish in this country is underrepresented. This is, however, true for many other regions as well, as the quality of the maps matches the quality of information and resolution available for different countries. When creating the maps, we tried to reflect as accurately as possible all pieces of information and feedback obtained. However, given the continental scale of the resulting maps and potential minor inaccuracies caused by fitting the CGRS grid over the background map, the result should be considered as an approximate summary of the present knowledge on crayfish distribution in Europe, rather than an authoritative source for any single dot.

RESULTS AND DISCUSSION

> INDIGENOUS CRAYFISH SPECIES

There are contrasting views on diversity of indigenous European crayfish species, ranging from a conservative recognition of two genera (*Astacus*, *Austropotamobius*) and five species (a classification reflected in Holdich *et al.* 2006, 2009), to over-splitting of Eastern European crayfish, with additional two genera and numerous species (Starobogatov, 1995). Thanks to recent molecular analyses, it has been recognised that both *Austropotamobius* spp. may represent species complexes. It may be assumed that although many crayfish taxa described in Eastern Europe likely represent only local forms or ecomorphs, validity of some as distinct species will be confirmed in the future. Until a consensus is reached, however, we follow the conservative view, and the presumed species complexes are treated together.

> *ASTACUS ASTACUS* (LINNAEUS, 1758); NOBLE CRAYFISH (FIGURE 1)

Despite its relatively vast range in Europe, the noble crayfish is taxonomically homogeneous, and its status as a single species is well accepted. Its phylogeography revealing evidence for multiple refugia has been recently documented by Schrimpf *et al.* (2013b), and while substantial haplotype diversity was documented in particular in the western Balkans, there was no evidence for any cryptic lineages within the species.

Number of territories ($n = 39$) inhabited by the noble crayfish (Table I) has not changed since Holdich *et al.* (2009). Some eastern and southeastern European countries had been, however, substantially underrepresented at that time. As data from regions such as Romania (Pârvulescu and Zaharia, 2014), Russia, and Ukraine became more available, confirmed presence could be substantially widened. Some minor changes (confirmation of species presence) based on ongoing astacological research can be seen across other parts of its range as well (e.g., Groß *et al.*, 2008; Simić *et al.*, 2008; Trožić-Borovac, 2011). The presence of noble crayfish in the Lefkara dam, Cyprus (Stephanou, 1987) is also indicated.

Although confirmations on species disappearance at regional scales are always more difficult to prove and, to some degree, depend on survey effort, substantial distribution losses have been reported from Belarus and Lithuania. In the Netherlands, only a single population remains (but a reintroduction program to increase the number of occupied sites has recently started; Ottburg and Roessing, 2012), and the species became completely extinct in Flanders, Belgium (Boets *et al.*, 2012). Further losses may be expected in some European

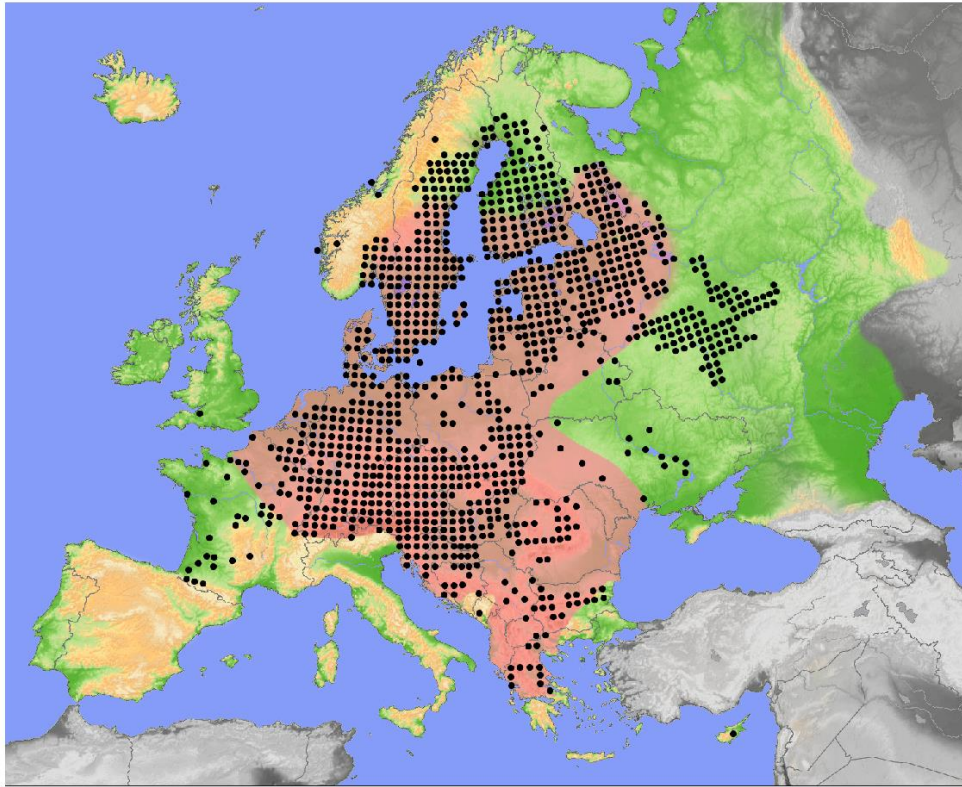


Figure 1
Distribution of *Astacus astacus* (noble crayfish) in Europe. Presumed native range is highlighted.

countries even at the applied 50×50 km grid scale if negative pressures on noble crayfish populations, particularly from alien species, persist.

Besides updating the present distribution of the species, we also restricted the estimate of its native range in Scandinavia and Northwestern Russia, based on the feedback from M. Pursiainen and M. Schletterer.

> *ASTACUS LEPTODACTYLUS SENSU LATO*; NARROW-CLAWED CRAYFISH (FIGURE 2)

The systematic and nomenclatural status of narrow-clawed crayfish remains in state of flux. The astacological community from Western and Central Europe usually refers to a single species *A. leptodactylus*, although it became widely accepted that this taxon probably represents a species complex (Holdich *et al.*, 2006, 2009). The assumption stems from morphology-based concept applied by Eastern European astacologists, who often separate narrow-clawed crayfish (*sensu lato*) from *A. astacus* into a genus *Pontastacus* comprising different number of species (Starobogatov, 1995; Šmietana *et al.*, 2006). Further studies on morphometric, meristic (Maguire and Dakić, 2011), cytologic (Kostyuk *et al.*, 2013) and molecular aspects (Maguire *et al.*, 2014) may in the near future reconcile the differing views on *A. leptodactylus*. Until this issue gets resolved by application of modern integrative taxonomic approaches, we find it most convenient to present in the maps the distribution of the narrow-clawed crayfish in a wide sense.

Table 1
Territories in Europe and selected countries of Western Asia possessing established populations of crayfish species (divided into ICS, Old and New NICS after Holdich et al., 2009). Taxa and territories highlighted by light grey are new records and/or confirmations since Holdich et al. (2006) already reflected in Holdich et al. (2009). Dark grey cells indicate changes since Holdich et al. (2009). Updates since Holdich et al. (2009) are based on Janský and Můtkovič (2010); Benejam et al. (2011); Jaklič and Vrežec (2011); Almeida et al. (2013); Bohman et al. (2013); S. Bertocchi (unpubl. data), M. Hurt and T. Paaver (pers. comm.) and M. Schletterer (pers. comm.). Note that presence of *C. limosus* in Slovakia was only confirmed in October 2007 (Janský and Kautman, 2007), and a wild population of *C. quadricarinatus* in Slovenia was first observed in autumn 2009 (Jaklič and Vrežec, 2011).

Territories	ICS						Old NICS						New NICS					
	ASA	ASL	ASP	APP	APT		OCL	PFL	PCC	OCI	OCJ	OCV	PCA	PCF	CXD	CXQ		
Albania	+				+													
Andorra	+																	
Armenia		+																
Austria	+	+		+	+		+	+										
Azerbaijan		+	+															
Azores (Pt)									+									
Belarus	+	+					+											
Belgium	+	+					+											
Bosnia-Herzeg.	+	+		+	+													
Bulgaria	+	+			+													
Corsica (Fr)				+			+											
Croatia	+	+		+	+		+											
Cyprus	+								+									
Czech Republic	+	+			+		+											
Denmark	+	+					+											
England	+	+		+			+		+			+						
Estonia	+							+										
Finland	+						+											
France	+	+		+	+		+		+		+							
Georgia	+	+																
Germany	+	+		+	+		+		+				+					
Greece	+	+			+		+											
Hungary	+	+			+		+											
Irish Republic				+														
Italy	+	+		+	+		+											
Kaliningrad (Ru)	+	+					+								+			
Kazakhstan		+	+															

Table 1
Continued.

Territories	ICS						Old NICS						New NICS					
	ASA	ASL	ASP	APP	APT	APT	OCL	PFL	PCC	OCI	OCJ	OCV	PCA	PCF	CXD	CXQ		
Latvia	+	+					+	+										
Liechtenstein	+			+														
Lithuania	+						+	+										
Luxembourg	+				+		+	+										
Macedonia	+				+													
Majorca (Sp)	+								+									
Moldova	+																	
Montenegro	+			+														
Netherlands	+						+	+					+					
Northern Ireland				+														
Norway	+																	
Poland	+						+	+										
Portugal	+						+	+										
Romania	+																	
Russia (Eur)	+						+	+										
Sardinia (It)																		
Scotland																		
Serbia	+						+											
Sicily (It)																		
Slovakia	+						+	+						+				
Slovenia	+						+	+								+		
Spain							+	+							+			
Sweden	+																	
Switzerland	+						+	+										
Tenerife (Sp)																		
Turkey (Eur)	+																	
Ukraine	+																	
Wales																		
Total	39	32	4	18	20	20	22	29	15	2	1	2	2	2	2	1		

Abbreviations: ASA – *Astacus astacus*, ASL – *Astacus leptodactylus* s.l., ASP – *Astacus leptodactylus* s.l., APP – *Astacus pachypus*, APT – *Astacus pachypus* s.l., ASP – *Astropotamobius pallipes* s.l., APT – *Astropotamobius torrentium*, OCI – *Orconectes immunitis*, OCJ – *Orconectes juvenilis*, OCL – *Orconectes limosus*, OCV – *Orconectes cf. virilis*, PCA – *Procambarus cf. acutus*, PCF – *Procambarus clarkii*, PCF – *Procambarus fallax* f. *virginalis*, PFL – *Pacifastacus leniusculus*, PCC – *Cherax destructor*, CXD – *Cherax destructor*, CXQ – *Cherax quadricarinatus*. The presence of APT in Ukraine is questionable (see text).

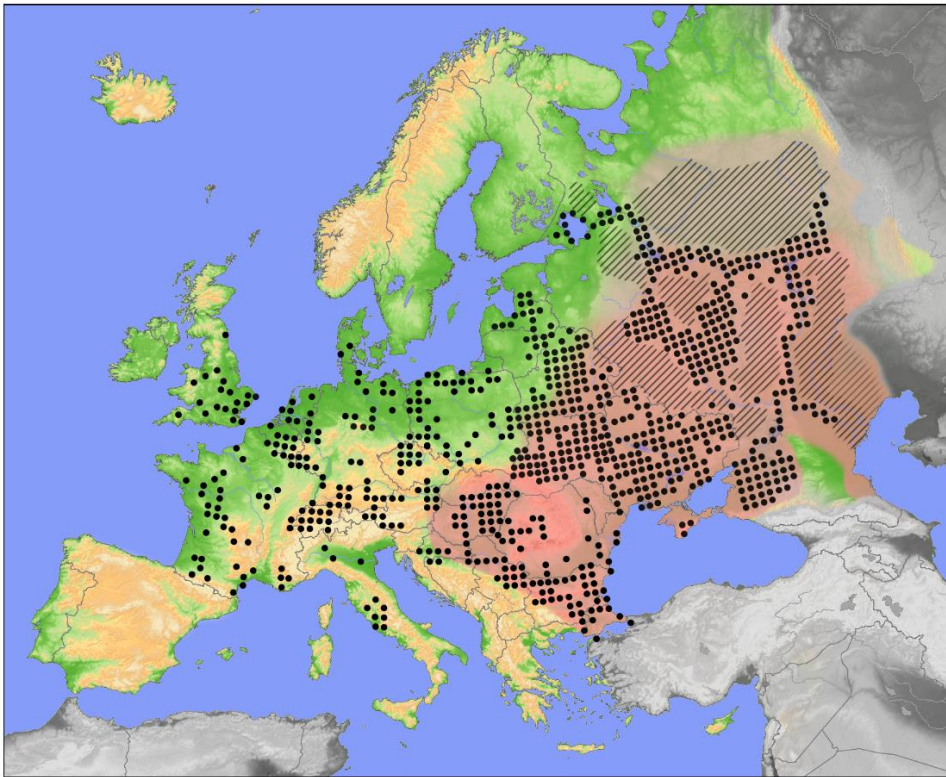


Figure 2

Distribution of *Astacus leptodactylus sensu lato* (narrow-clawed crayfish) in Europe. Presumed native range is highlighted. Note that the northern boundary of the distribution is very uncertain. The hatched area covers regions where the species is considered widespread but information about specific localities is missing. Narrow-clawed crayfish were considered widely present in the Caspian Sea, particularly in the eastern coastal areas, but present distribution requires updating.

The narrow-clawed crayfish is a widely distributed taxon with its native range in the Pontocaspian river basins. Its most abundant populations are found in Eastern Europe and the Middle East but it has spread to numerous European countries, particularly due to human-mediated translocations in the past. Thus, narrow-clawed crayfish is present across much of the continent except for the southwestern Balkans, Iberian Peninsula, Ireland, Scandinavia, and Estonia (Holdich *et al.*, 2006).

This taxon is found in 32 territories (sensu Holdich *et al.*, 2009) (Table I). Although this number is identical with that in Holdich *et al.* (2009), we indicated much wider regions with known presence of *A. leptodactylus* in Russia and Ukraine in the map. Unfortunately, no recent records were obtained for the Caspian Sea, so the distribution of narrow-clawed crayfish there is unclear. E.V. Kolmykov referring to Rumyantsev (1974), designated a broad area occupied by one of the taxa associated to narrow-clawed crayfish (*Pontastacus eichwaldi*) everywhere in the Caspian Sea except for the southern part (www.caspianenvironment.org/biodb/eng/zoobenthos/Pontastacus%20eichwaldi/main.htm). The map included in a crayfish stock assessment by Sokolsky *et al.* (1999) indicated recently confirmed presence of strong stocks in the eastern coastal areas, where this survey was realized, but data from other regions are lacking.

Noticeable refinement of the present distribution of narrow-clawed crayfish is available for southeast Europe, including Bulgaria (Stoynov *et al.*, 2013; Trichkova *et al.*, 2013), Romania, Romanian-Hungarian border (Györe *et al.*, 2013) and Serbia (Simić *et al.*, 2008). In Croatia, narrow-clawed crayfish occurred relatively recently (Maguire and Gottstein-Matočec, 2004)

and has spread westwards and southwards, displacing both noble and stone crayfish (Maguire *et al.*, 2011). However, in parallel, expanding *Orconectes limosus* replaces the narrow-clawed crayfish itself (Hudina *et al.*, 2009). Similar displacement of narrow-clawed crayfish has been reported also from Serbia (Simić *et al.*, 2008).

In comparison with maps in Holdich *et al.* (2006), scattered presence of narrow-clawed crayfish in additional areas out of its native range has also been recorded, e.g., in Latvia and Italy. The distribution of this species in Great Britain has been updated according to Rogers and Watson (2011a). However, the present status of many British populations remains unknown, and some of them might have been already lost due to impacts of NICS, particularly signal crayfish, and associated spread of crayfish plague (J. James, pers. comm.). Because of doubtful population status in Finland (species has not been recorded since 2004; J. Jussila, pers. comm.), we omitted the presumed presence of narrow-clawed crayfish in this country, in accordance with Holdich *et al.* (2009) who already indicated its likely absence. It is possible that the Finnish population went extinct due to crayfish plague and introduced signal crayfish (M. Pursiainen, pers. comm.). However, the presence of low-density populations cannot be entirely excluded, particularly as it has been repeatedly reported that narrow-clawed crayfish may be able to persist with chronic infections by *Aphanomyces astaci* (Svoboda *et al.*, 2012; Kokko *et al.*, 2012; Schrimpf *et al.*, 2012).

In many regions of Western Europe, the species distribution certainly remains underestimated. For example, data in sufficient resolution remain unavailable for most of France (see Methods). Similarly, very unbalanced information is available for Germany, in which each federal state is responsible for species distribution monitoring. Frequency and sampling effort vary greatly among them, which makes obtaining a national overview difficult (C. Chucholl, pers. comm.). Complex crayfish-related project in the North Rhine-Westphalia (Germany) (Groß *et al.*, 2008) revealed that narrow-clawed crayfish is more common in this part of the country than previously reported (*cf.* Holdich *et al.*, 2006). Unfortunately, we failed to obtain an update on Poland, a country where the species is likely more common than the map suggests.

In contrast to Holdich *et al.* (2006), we reduced the indication of a presumed native range of narrow-clawed crayfish in Poland, Belarus, Finland, Northwestern Russia, and in the proximity of Baltic countries, to exclude upper parts of the river basins belonging to Baltic and White Sea catchments. This modification better reflects the Pontocaspian origin of the species. From a relatively restricted and scattered distribution of narrow-clawed crayfish in those catchments, we believe it is likely that they were colonized only recently, with human aid.

> *ASTACUS PACHYPUS RATHKE, 1837; THICK-CLAWED CRAYFISH (FIGURE 3)*

The thick-clawed crayfish has the smallest distribution range of presently recognized indigenous crayfish species in Europe (but this fact may change if some of the recently recognized distinct evolutionary lineages within *Austropotamobius* will be raised to species status in the future; see Klobučar *et al.*, 2013). As the taxonomy of Eastern European crayfish remains open and in a state of flux, we retain the assignment of the thick-clawed crayfish to the genus *Astacus*, although its separation into a distinct genus *Caspiastacus* had been proposed in the past (Starobogatov, 1995).

The number of territories (*sensu* Holdich *et al.*, 2009) from which *A. pachypus* is reported remains unchanged ($n = 4$; Table 1). However, the extent of the suggested distribution shown in the presented maps (Figure 3) differs substantially from Holdich *et al.* (2006). On the one hand, A. Tertyshny (pers. comm.) suggested narrowing of the confirmed presence in eastern part of the Black Sea and in Crimea. On the other hand, M. Schletterer (pers. comm.), reviewing crayfish distributions in Russia, suggested to add records from northeast Azov Sea, as well as the Don river, although the status of these populations (native vs. introduced) is uncertain. Populations in the Caspian Sea are known from Azerbaijan, Russia, Kazakhstan and Turkmenistan; those at eastern coast are considered the strongest (Holdich *et al.*, 2006) and their presence was confirmed relatively recently, in 2011 (V.B. Ushvtsev, pers. comm.). Thus, we make an exception and mark these regions in the map although they do not belong

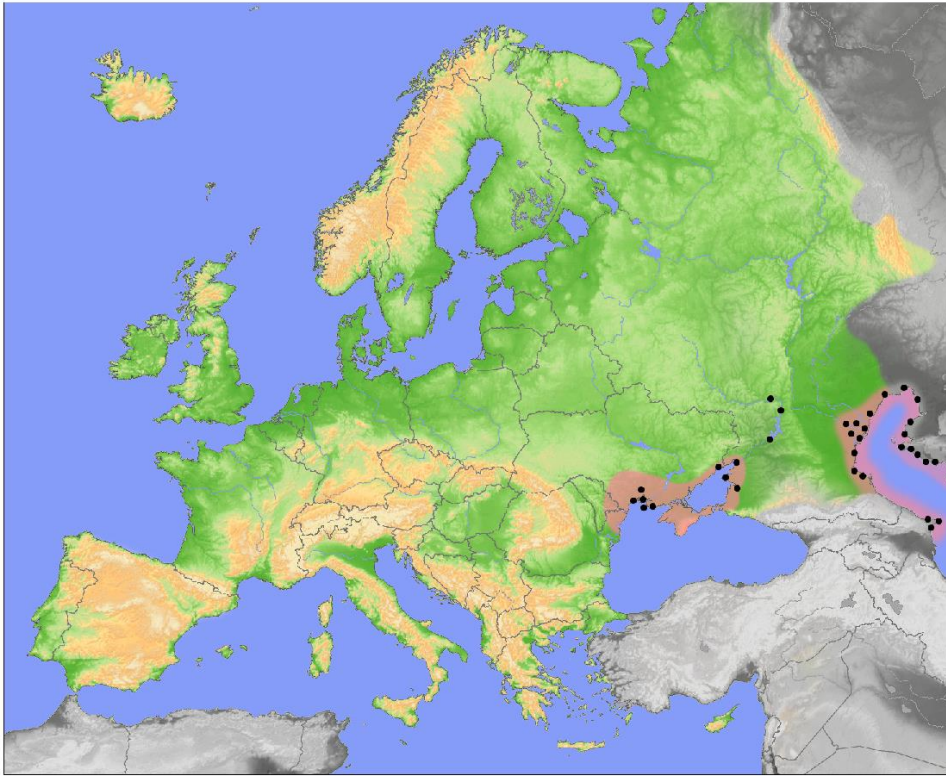


Figure 3
Distribution of *Astacus pachypus* (thick-clawed crayfish) in Europe. Presumed native range is highlighted; status of populations in the river Don is unclear.

geographically to Europe. We extended the confirmed species range (Cherkashina, 1999; M. Schletterer, pers. comm.) and highlighted the presumed native status of the species in the Caspian Sea (Figure 3). The timing of separation of populations in the Caspian and Black seas, and their extent of divergence, are certainly worth future studies.

Recent population and distribution trends of *A. pachypus* are to some extent speculative. On the one hand, the absence of commercial crayfish harvest and reduced predatory pressure due to the decrease in the number of fish feeding on crayfish (beluga, catfish, zander) resulted in an increase of crayfish stocks in the Caspian Sea (E.V. Kolmykov: www.caspianenvironment.org/biodb/eng/zoobenthos/Pontastacus%20eichwaldi/main.htm). On the other hand, existing data suggest that the Volga is substantially polluted, being one of the principal sources contaminating the Caspian Sea. Furthermore, the magnitude of oil extraction and transport activity that constitute risks to water quality is still increasing (Korshenko and Gul, 2005; CEP, 2009). These factors have been suggested as responsible for scarcity of thick-clawed crayfish in the northern and western parts of the Caspian Sea (Holdich et al., 2006). The presumed ongoing changes in *A. pachypus* distribution and the lack of recent reliable records indicate that a thorough monitoring across the range of this species is warranted.

> AUSTROPOTAMOBIOUS PALLIPES SPECIES COMPLEX; WHITE-CLAWED CRAYFISH (FIGURE 4)

The presently prevailing view on taxonomy of the white-clawed crayfish considers it a species complex formed by two distinct species *A. pallipes* and *A. italicus*, this conclusion being

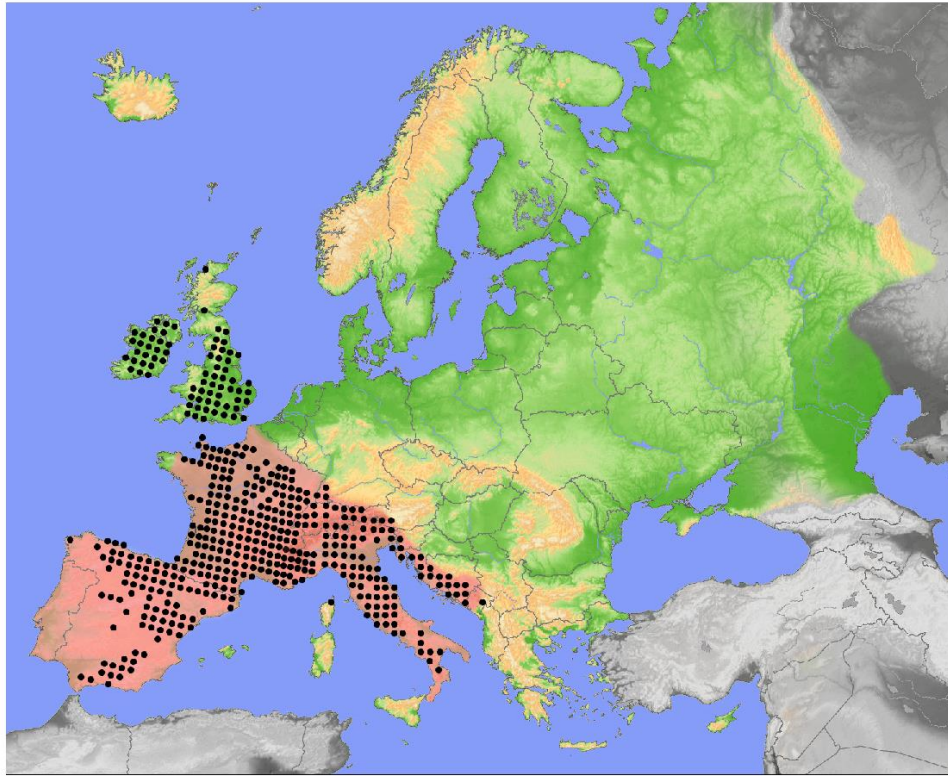


Figure 4

Distribution of *Austropotamobius pallipes* species complex (white-clawed crayfish), including populations assigned to both *A. pallipes* and *A. italicus*, in Europe. Presumed native range is highlighted.

based on results of various molecular analyses (e.g., Santucci *et al.*, 1997; Grandjean *et al.*, 2002; Pedraza-Lara *et al.*, 2010). Earlier molecular analyses even suggested that at least some of the subspecies described within white-clawed crayfish are differentiated at mitochondrial markers (e.g., *A. pallipes bispinosus*, *A. italicus italicus*, *A. i. carinthiacus*; Fratini *et al.*, 2005) but later detailed analyses do not fully support this view (Pedraza-Lara *et al.*, 2010). The differentiation between *A. italicus* and *A. pallipes* at the nuclear genome level has been recently challenged by Chiesa *et al.* (2011) in an analysis using amplified fragment length polymorphism (AFLP). For our purpose, we follow Holdich *et al.* (2006, 2009) and include populations assigned to both *A. pallipes* and *A. italicus* in the distribution map (not differentiating between the two).

Genetic analyses contributed not only to advances in systematics of white-clawed crayfish but also to re-assessments of its presumed native status. Studies demonstrating low variation at mitochondrial markers suggested that populations in the Iberian Peninsula (belonging to *A. italicus*) had been introduced there by humans (Grandjean *et al.*, 2001; Trontelj *et al.*, 2005). However, more detailed analyses revealed higher variation than previously assumed and suggested substantially longer presence of the species in this region (Beroiz *et al.*, 2008; Diéguez-Urbeondo *et al.*, 2008; Matallanas *et al.*, 2011, 2013). Patterns suggesting bottlenecks, previously ascribed to human mediated introductions, are interpreted by survival in small-scale glacial refugia (Pedraza-Lara *et al.*, 2010) and recent population crashes due to crayfish plague outbreaks and other negative factors (Matallanas *et al.*, 2011, 2013). We thus consider the native range of the white-clawed crayfish complex to encompass the Iberian Peninsula (Figure 4).

Similar discussions have been raised in the past about the status of *A. pallipes* in England. It is generally considered an indigenous species for the UK, and for conservation purposes

the clear evidence of having been present in the country prior to the year 1500 is sufficient (Holdich *et al.*, 2009). However, crayfish introduction from France in Middle Ages is a plausible scenario for its presence in England, and genetic data, while confirming a close relationship between crayfish populations in England and northern France (Grandjean *et al.*, 1997; Santucci *et al.*, 1997; Gouin *et al.*, 2001), are inconclusive regarding the distinction between natural and human-mediated colonization. Thus, British Isles are not included in the original range of *A. pallipes* in our maps.

Recently confirmed number of territories inhabited by white-clawed crayfish ($n = 18$) has been increased by one since Holdich *et al.* (2006), as an apparently introduced population was found in Sardinia (S. Bertocchi, unpubl. data). Wider presence has been recently documented in Bosnia and Herzegovina (Trožić-Borovac, 2011). Although once widely distributed throughout Western and Southern Europe, white-clawed crayfish recently face a substantial pressure across its entire area. Widespread presence of Old NICS associated with crayfish plaque outbreaks, habitat losses, and other anthropogenic impacts are responsible for population declines in many countries (e.g., Italy, Spain, and France). Particularly in England and Wales, these changes are well documented (see Holdich *et al.*, 2009; Rogers and Watson 2011a, 2011b), and situation up to 2010 is reflected in the maps. However, the gradual losses of *A. pallipes* continue, corresponding to spread of *P. leniusculus* in Great Britain as documented by Holdich *et al.* (2014).

It is ironic that the “Isle of Good Hope” for white-clawed crayfish is nowadays Ireland, an island where the species has been introduced by humans (Grandjean *et al.*, 1997; Gouin *et al.*, 2003). Recently available distribution data even supports partial extension of its presence in Northern Ireland (Natural England, 2013). At present, the white-clawed crayfish status is considered as “favourable” in the Republic of Ireland by National Parks & Wildlife Service (NPWS, 2013). We have to hope that the island will avoid introduction of invasive crayfish species, and that the 1980s crayfish plague episode (Reynolds, 1988) will not be repeated.

> *AUSTROPOTAMOBIOUS TORRENTIUM* (SCHRANK, 1803); *STONE CRAYFISH* (FIGURE 5)

For the present purpose, we consider the stone crayfish a single species. However, the findings of Trontelj *et al.* (2005) and especially Kloboučar *et al.* (2013), who uncovered several divergent, geographically restricted phylogroups concentrated mainly in the northern-central Dinaric region, are likely to raise a debate about the systematic and nomenclatural status of this taxon. It is possible that some of these apparently relict old lineages will be raised to their own rank (which might be beneficial for their conservation).

The presence of stone crayfish has been at present confirmed in at least 20 countries of Central and Southeastern Europe (Table I). Although many populations of the species declined across its range, ongoing astacological research confirmed its wider presence in Bosnia and Herzegovina (Trožić-Borovac, 2011), Serbia, and Montenegro (Simić *et al.*, 2008), as well as in Germany (Groß *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2008a). Substantial number of additional records has been also provided for previously underrepresented Romania (Pârvulescu and Zaharia, 2012; Pârvulescu *et al.*, 2013), and the presumed original range of stone crayfish has been expanded to cover the Carpathian Arch there. All Bulgarian Natura 2000 localities were recently investigated for presence of stone crayfish by Todorov *et al.* (in press).

The distribution and presumed original range in the upper Elbe basin in the Czech Republic and Saxony was also updated. Data points reflect additional Czech populations reported in Vlach *et al.* (2009), and discovery of a stone crayfish population close to Dresden, Germany (Martin *et al.*, 2008a). The range was adjusted based on genetic data suggesting that the disjunct easternmost Czech population has been likely stocked by humans (Pešek, 2013).

An isolated population of stone crayfish has been reported from Haute Savoie, France, and this is now indicated in the map. Interestingly, a genetic analysis revealed presence of a divergent haplotype corresponding to one of the distinct clades present in Dinaric Karst (Grandjean, 2012), suggesting a likely translocation in the past.

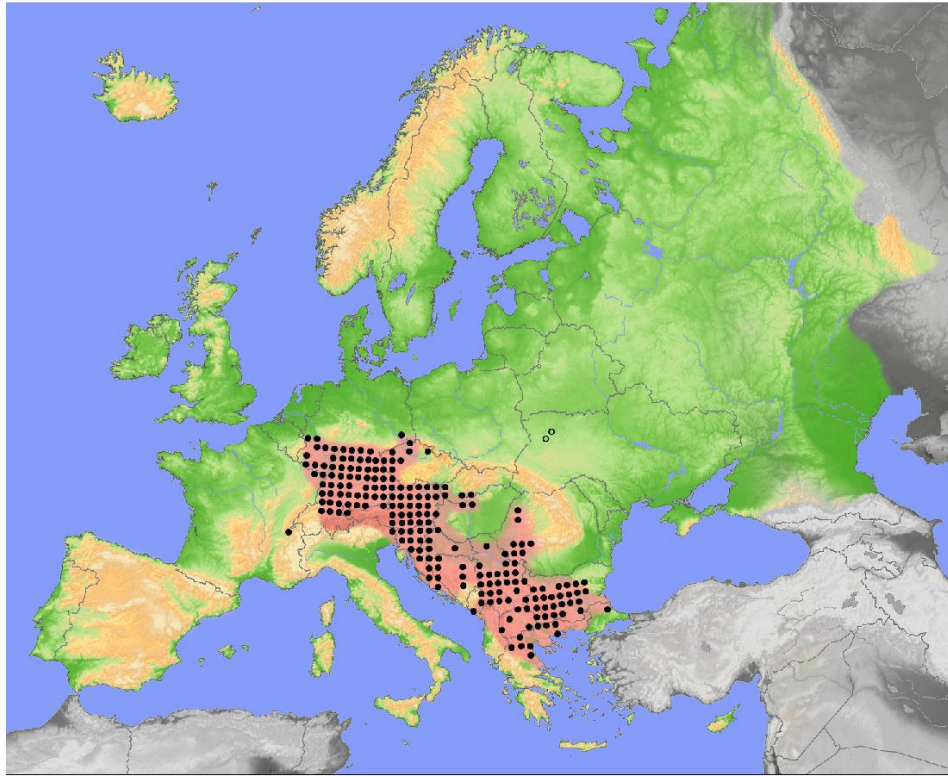


Figure 5
Distribution of *Austropotamobius torrentium* (stone crayfish) in Europe. Presumed native range is highlighted. Open circles indicate a doubtful report from Ukraine that should be corroborated.

Furthermore, we indicated as open for corroboration the presumed presence of *A. torrentium* in the Stokhod River, Ukraine suggested in Starobogatov (1995). Machino and Holdich (2006) provided reasonable arguments against this record; however, we believe that a targeted as-tacological survey, especially in the upper parts of this catchment, would be beneficial to provide evidence from the field.

OLD NON-INDIGENOUS CRAYFISH SPECIES

Three crayfish species of North American origin have been introduced to Europe between 1890 and the mid-1970s, and became widespread across the continent. These “Old NICS” (Holdich et al., 2009) are treated below, in the order of their introductions.

> *ORCONECTES LIMOSUS* (RAFINESQUE, 1817); SPINY-CHEEK CRAYFISH (FIGURE 6)

The spiny-cheek crayfish has been recently reported from 22 European territories (Table I), as its occurrence was confirmed also in Spain (Muga River basin) close to the border with France (Benejam et al., 2011). Although the increase since Holdich et al. (2009) does not seem significant, the number of known populations in already invaded regions has augmented as well (both due to the species’ spread and increased survey efforts), and its further expansion was recorded. This is particularly significant in the river Danube, through which the species has entered Romania and quickly spreads downstream (Pârvolescu et al., 2009, 2012), so its occurrence in Bulgaria may be expected in near future. In case of Romania, further invasion

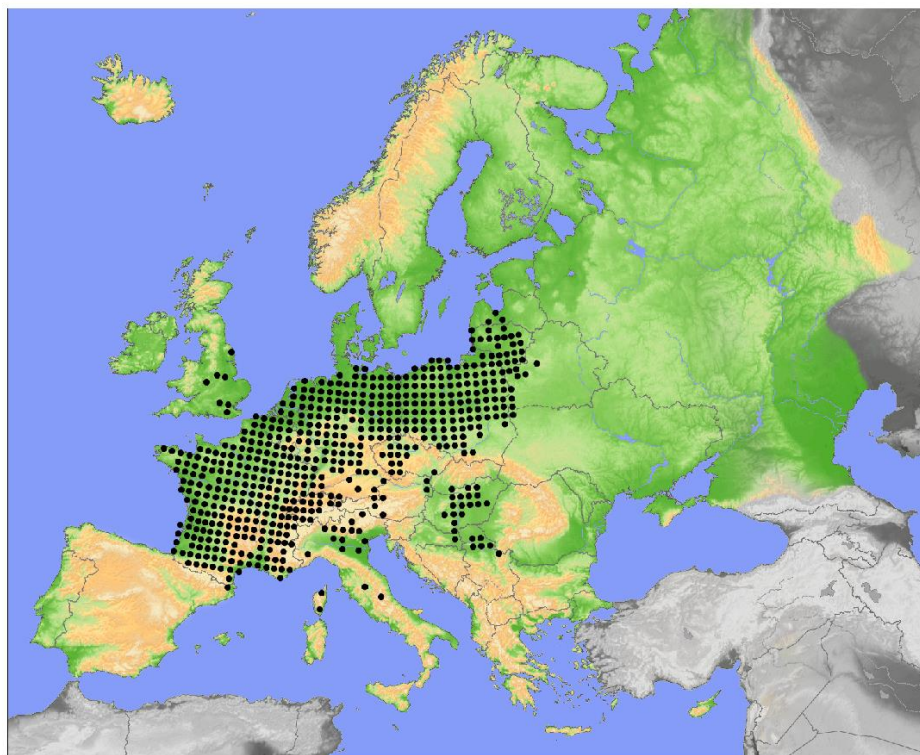


Figure 6
Distribution of *Orconectes limosus* (spiny-cheek crayfish) in Europe.

wave might appear also in northwestern part of country due to upstream spread of spiny-cheek crayfish from the Tisza basin in Hungary via the Körös (Cris) River (Györe *et al.*, 2013), or in the west through the Danube tributary Tamiš, in which it was recently recorded in Serbia (Lipták *et al.*, 2013).

Substantial distribution expansions of spiny-cheek crayfish and related losses of ICS have been reported from Belarus (Aklehnovich and Razlutskiy, 2013), Lithuania (Arbačiauskas *et al.*, 2011a, 2011b) and Latvia (Briede, 2011), as well as Germany (Groß *et al.*, 2008; Martin *et al.*, 2008b), Hungary (Györe *et al.*, 2013), and Italy (Aquiloni *et al.*, 2010). We expect further upstream spread of spiny-cheek crayfish in the Vistula Basin (Poland; *cf.* Holdich *et al.*, 2006). This might result in invasion of Ukraine as hypothesized by Son *et al.* (2013), particularly via the Western Bug River. Indeed, an upper part of this basin (Lesnaya Levaya River) was found already invaded by spiny-cheek crayfish in Belarus (Aklehnovich and Razlutskiy, 2013). In a longer term perspective (but potentially accelerated by human-mediated translocations), Ukraine might be also reached via Romania through the lower Danube and consequent upstream spread in its tributaries. Further highly possible pathway may go via already invaded Tisza in Hungary.

Within Hungary, colonization of Lake Balaton seems likely in the near future; a dead specimen has been already found in the lake (Bódis *et al.*, 2012), and spiny-cheek crayfish were recently reported in a fishpond in the lake vicinity (Ferincz *et al.*, 2014).

> *PACIFASTACUS LENIUSCULUS* (DANA, 1852); SIGNAL CRAYFISH (FIGURE 7)

With 29 invaded territories, the signal crayfish is the most widespread NICS in Europe. Since Holdich *et al.* (2006), its presence was reported from five new territories. These are Slovakia, Norway, and Croatia reported by Holdich *et al.* (2009), and recently added Estonia, and Russia.

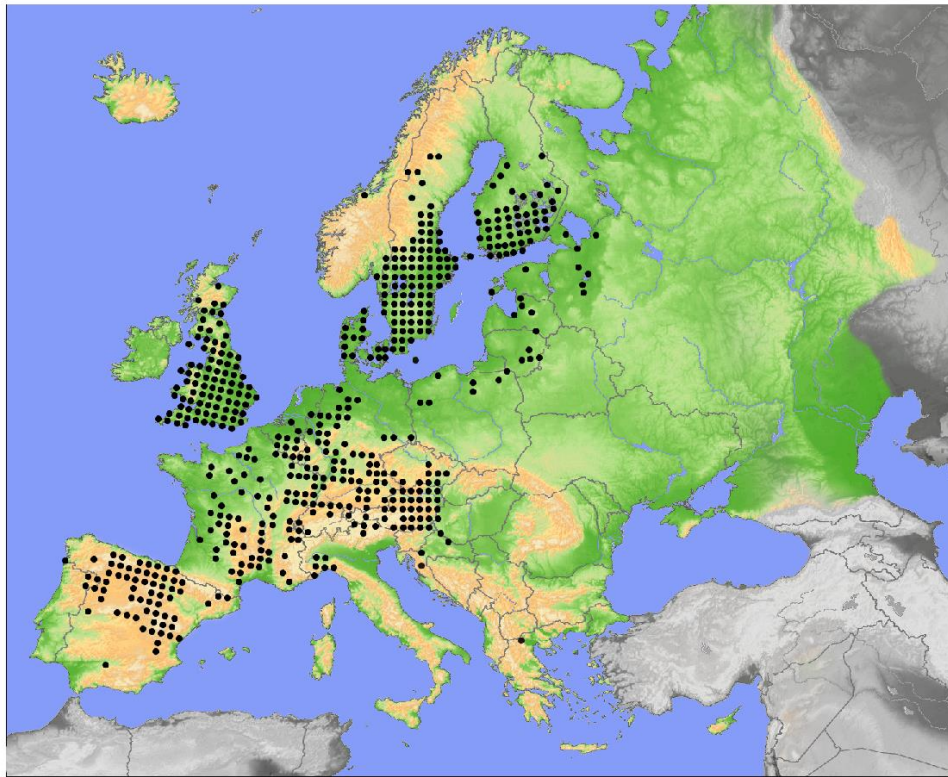


Figure 7
 Distribution of *Pacifastacus leniusculus* (signal crayfish) in Europe.

The presence of signal crayfish, originating likely from introduction by Austrian fishermen or invasion from waterbodies in Austria, was confirmed in the border stretch of the river Morava between Slovakia and Austria in August 2006 (Petrušek and Petrusková, 2007), and since then the species has been observed in various backwaters of this river in Slovakia (E. Stloukal, pers. comm.). So far, however, the species apparently did not spread further, either upstream to the Czech Republic or inland into Slovakia. Although original analyses did not suggest the infection by *A. astaci* (Petrušek and Petrusková, 2007), subsequent use of a more sensitive molecular method detected presence of the pathogen in this population (Kozubíková et al., 2011).

In the same year, crayfish plague-carrying *P. leniusculus* were found for the first time also in Norway, in the Dammane area of the Telemark County in October 2006 (Johnsen et al., 2007). In 2008, this population was eradicated by cypermethrin-based pesticide BETAMAX VET (Sandodden and Johnsen, 2010). In 2009, signal crayfish were found also in four small ponds (golf course dams) close to Oslo, and eradicated by the same means. Eradication in both cases seems to be successful (S.I. Johnsen, pers. comm.). Unfortunately, heavily infected signal crayfish population was also recorded in the Halden watercourse (Lake Øymarksjøen) in 2008 (Vrålstad et al., 2011). Most recent findings even refer to introductions in the central part of the country.

As a consequence of introductions in Austria in the 1970s, signal crayfish invaded rivers Mura (in 2003) and Drava (in 2007) in Slovenia (Vrezec et al., 2013) and later (in 2008) was recorded for the first time in the Croatian part of the Mura (Maguire et al., 2008). Its expected invasion through the Drava river catchment (it has entered the Drava also from the Mura in Croatia; Maguire et al., 2011) has the potential to spread into the vast majority of water bodies in Northeastern Croatia (Hudina et al., 2009, 2011; Maguire et al., 2011). Furthermore, signal

crayfish presence was recorded in 2012 in the Korana, a karstic river of the Sava river basin, where it has been deliberately introduced (Hudina *et al.*, 2013).

In 2008 and 2010, two small populations of signal crayfish were recorded in Estonia (M. Hurt and T. Paaver, pers. comm.). Unfortunately, one of these is located in a noble crayfish-rich island Saaremaa (Paaver and Hurt, 2009).

Holdich (2002) mentioned an attempt to introduce *P. leniusculus* in the north-west of Russia (Leningrad and Pskov regions), but this was considered unsuccessful. Recently, M. Schletterer (pers. comm.) after reviewing literature and seeing local fishermen with signal crayfish on markets suggested its presence in the Leningrad and Novgorod regions. This seemingly unexpected finding is not so surprising after closer consideration. As already mentioned, signal crayfish is particularly widespread in Europe, especially due to legal or illegal introductions that usually aim for future exploitations of stocks. Thus, Russia is unlikely to be an exception, especially as strong signal crayfish populations occur for decades in neighbouring Finland and natural migration barriers are limited in this region. Even geopolitical division of Europe by the Iron Curtain did not prevent introductions from Sweden to former Soviet Bloc countries, e.g., to Lithuania (then part of the Soviet Union) in 1972 (Cukerzis, 1979) and to former Czechoslovakia in 1980 (Policar and Kozák, 2000).

Signal crayfish are particularly widespread in Sweden, Finland and England. Their illegal introductions are constantly reported across Europe but geographically well noticeable spread appears in Scandinavia. A further spread northwards in comparison with maps in Holdich *et al.* (2006) is apparent in Sweden. Signal crayfish are now common also in Danish streams (Skov *et al.*, 2011) and their spread to additional waterbodies is expected. Particularly alarming are records of signal crayfish from isolated areas including islands (Bornholm, Funen, and Zealand), which must have resulted from intentional introductions (S. Berg, pers. comm.). Signal crayfish are also gaining more and more territories in England and Scotland (Rogers and Watson 2011a, 2011b; Holdich *et al.*, 2014).

Based on detailed crayfish-related surveys in a few federal states of Germany, substantial range expansion is expected in this country, as well as in France, where it colonized some 80% of the departments (M. Collas, pers. comm.). Confirmed records are on increase also in the Czech Republic, Austria, and Latvia. It might be thus assumed that despite relatively modest distribution presented on the map, similar situation can be expected in Poland from which we lack any recent data. Further alarming records come from Lithuania. Rakauskas *et al.* (2010) reported established signal crayfish populations in the Žeimena River; Arbačiauskas *et al.* (2011a) later confirmed its occurrence also in its tributary Mera. Spread in these catchments, which both belong to the Neris River basin, and further expansion in the Neris itself, might result in invasion of Belarus.

Only few records of signal crayfish are so far confirmed in south-eastern Europe but some changes are reflected in the map. For Italy, introduction to Brugnato Lake in 2002 is indicated (Capurro *et al.*, 2007), as well as further records recently reported from this area (E. Tricarico, pers. comm.). Historical presence in the north-western Greece (River Kalamas) was omitted as this introduction was unsuccessful (Koutrakis *et al.*, 2007). Unfortunately, the other population introduced in 1987 to the artificial Lake Agra, northern Greece, escaped from the outflow and is now thriving in the river (C. Perdikaris, pers. comm.).

> *PROCAMBARUS CLARKII* (GIRARD, 1852); RED SWAMP CRAYFISH (FIGURE 8)

Although the number of territories invaded by the red swamp crayfish (15; Table I) has not changed recently, expansion of red swamp crayfish is evident across its distribution in Europe. In addition to heavily invaded Portugal and Spain (Holdich *et al.*, 2009; Oscoz *et al.*, 2010), new confirmed records show strong increase of this species' presence in Italy (Aquiloni *et al.*, 2010) and substantially higher coverage of the Netherlands (Koese and Soes 2011). Survey in the North Rhine-Westphalia (Germany) also resulted in substantial changes in known distribution of this species in the region (Groß *et al.*, 2008), although it is not clear to what extent this is due

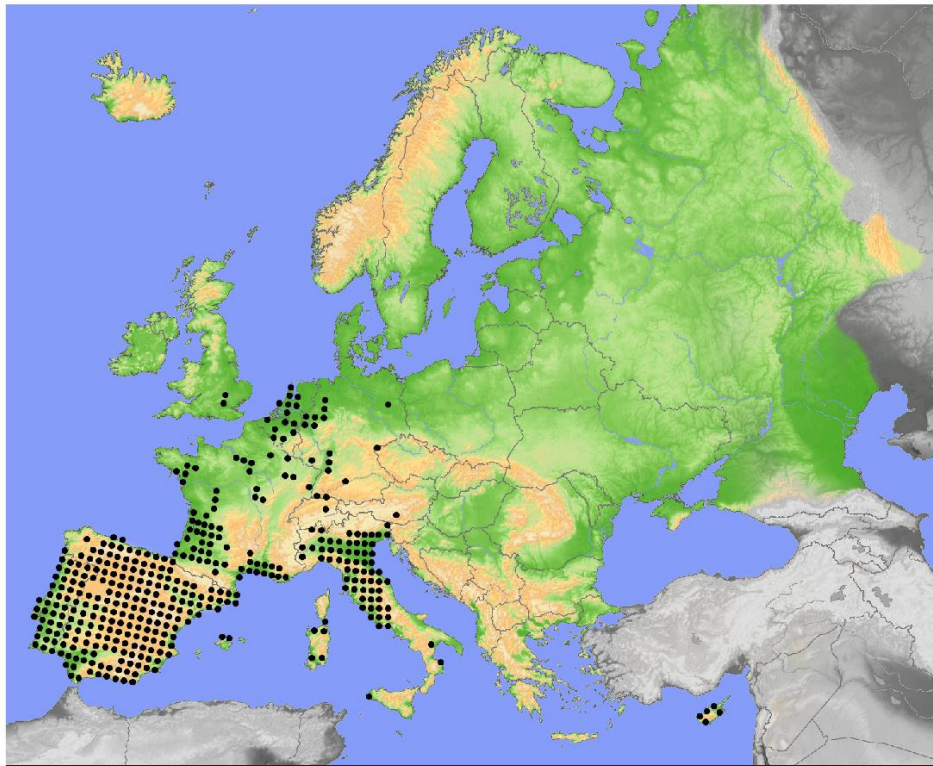


Figure 8
Distribution of *Procambarus clarkii* (red swamp crayfish) in Europe.

to improved knowledge, and what results from recent expansion. While data from most other German federal states are less accessible, we may expect to some extent similar situation in further parts of the country with suitable climatic conditions, especially as Chucholl (2011) demonstrated the ability of this species to withstand low temperatures in southern Germany by modulating its life history and reproductive patterns.

Red swamp crayfish recently appeared in Flanders, Belgium (Boets *et al.*, 2012) and Ellis *et al.* (2012) reviewed and predicted its future occurrence in the Thames River Basin. Additionally, the presence of the species is known from dams of Asprokremmos and Evretou in Cyprus. Occurrence in four more dams which dry out substantially or completely in summer has been also suggested, but the recent status of these populations is unknown (C. Ioakeimidis and C. Perdikaris, pers. comm.). However, temporary nature of these habitats may not be necessarily limiting for the red swamp crayfish thanks to its burrowing abilities.

Unfortunately, the recent status of the red swamp crayfish in France is not reflected well in the map (Figure 8). The situation shown by Holdich *et al.* (2006) principally follows the situation presented by Collas *et al.* (2007). At that time, red swamp crayfish species was reported from ca. 20% of French departments, with the strongest populations in the southwestern part of the country. The recent situation has changed substantially, and the species is known from around three quarters of the departments (M. Collas, pers. comm.). However, the data summarize mainly the presence/absence of the species, and such information is not sufficiently precise for updating the map.

> NEW NON-INDIGENOUS CRAYFISH SPECIES

Since the 1980s, several additional crayfish species got established in European waters, mostly thanks to aquarium or aquaculture trade. These “New NICS” include at present two

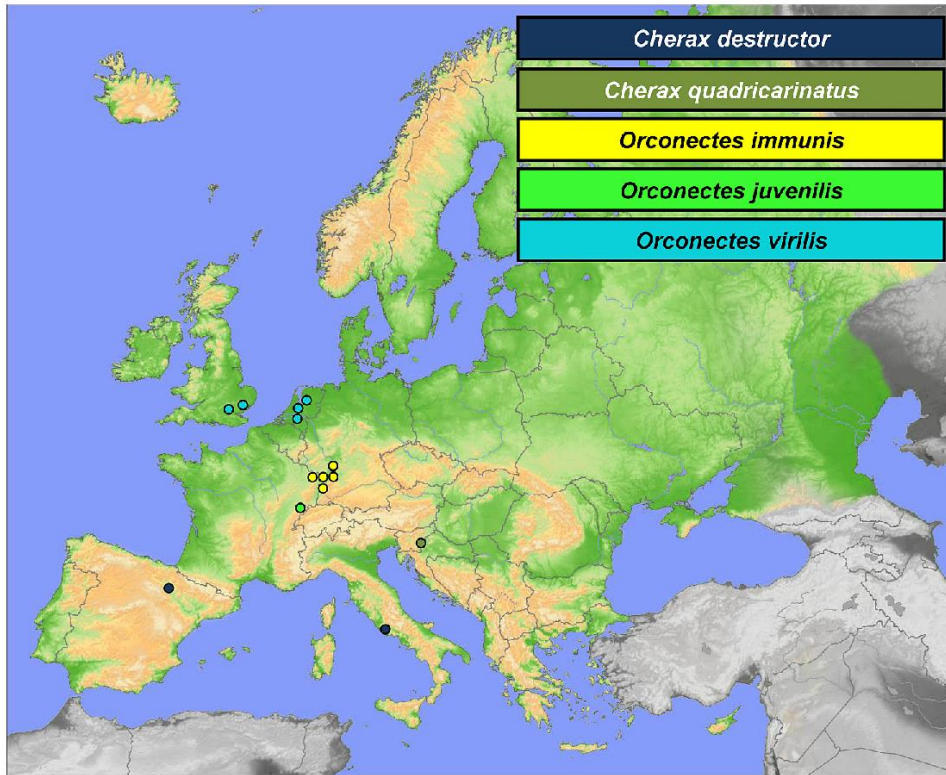


Figure 9
Distribution of the New NICS (*Cherax* spp. and *Orconectes* spp.) in Europe. Occasional one-time findings of *Cherax* are not indicated.

Australian species of the genus *Cherax* (Parastacidae), and at least five North American species of the family Cambaridae (genera *Orconectes* and *Procambarus*). Releases of additional species kept as ornamental pets in aquaria are likely (see Chucholl, 2013), and considerable uncertainty about taxonomy of some of the established North American taxa still remains (Filipová et al., 2010, 2011).

> **CHERAX DESTRUCTOR CLARK, 1936; YABBY (FIGURE 9)**

Due to aquaculture interests, the yabby was firstly introduced into Northern Spain from California in 1983 (Bolea, 1996). Its populations became established in autonomous communities Navarra and Aragón (Holdich et al., 2006). Later, four populations have been successfully eradicated by intentional introduction of the crayfish plague pathogen (J. Dieguéz-Urbeondo, pers. comm.). However, this species might have been translocated to other places in this region. To our knowledge, there is at least one recently confirmed Spanish population, occurring in a small irrigation pond close to Bagüés, province Zaragoza, Aragón (A. Mestre, pers. comm.).

Since the early 1990s, both yabby and redclaw (*C. destructor* and *C. quadricarinatus*, respectively) are intensively farmed in Italy (D'Agaro et al., 1999). Scalici et al. (2009) reported an established population in the Natural Preserve of "Laghi di Ninfa" (central Italy). The animals were probably introduced at the end of the 1980s to foster an experimental aquaculture. It seems likely that the low temperature of the surrounding waters prevent further natural spreading of crayfish; however, barriers against their intentional translocation into other waters are weak. Absence of neighbouring populations make eradication of this stock still

feasible and economically profitable when compared to the costs that this species might inflict if allowed to spread (Gherardi *et al.*, 2011).

Distribution changes suggested above are reflected in Figure 9. Yabbies were repeatedly reported also from fish markets, restaurants, and pet shops across further European countries; however, additional established populations were not confirmed (Holdich *et al.*, 2006, 2009; Chuchol, 2013 and references therein). A potential for spread of this species in European inland waters is limited due to its temperature requirements as well as susceptibility to crayfish plague; however, its high invasiveness should not be ignored (Tricarico *et al.*, 2010).

> *CHERAX QUADRICARINATUS* (VON MARTENS, 1868); REDCLAW (FIGURE 9)

As mentioned above, the redclaw has been involved in intensive farming in Italy since the early 1990s (D'Agaro *et al.*, 1999). Marino *et al.* (2014) recently reported a crayfish plague outbreak in farmed redclaw in Sicily. The most likely source of the disease was the red swamp crayfish. Unfortunately, the farm owner decided to wipe out all crayfish present in the facility, carefully disinfected the tanks, and started production of the red swamp crayfish itself.

Due to redclaw high availability through the aquarium and live food trade, it has been repeatedly reported in wild, particularly in the Netherlands, Great Britain, and Germany. However, none of these records provided evidence on established population (Soes, 2008; Holdich and Sibley, 2009; Holdich *et al.*, 2009). Up to now, the only one self-sustaining population has been found in the oxbow lake Topla in eastern Slovenia in 2009. The temperature at the locality is elevated thanks to thermal springs, and gradually decreases towards the outfall to the river Sava. The bulk of the redclaw population with sexually mature individuals was restricted to the part of the oxbow with temperatures between 21 and 31 °C. Population has been spreading in the lake but invasion to adjacent river is unlikely under current climatic conditions (Jaklič and Vrezec, 2011). No eradication of this population is being planned (A. Vrezec, pers. comm.).

> *ORCONECTES IMMUNIS* (HAGEN, 1870); CALICO CRAYFISH (FIGURE 9)

Orconectes immunis, called calico or papershell crayfish, was first reported in Europe from two locations in the Upper Rhine system, southern Germany, in the mid-1990s (Dehus *et al.*, 1999; Gelmar *et al.* 2006). Its introduction pathway is unclear, and both an introduction from aquaria (Dehus *et al.*, 1999; Lodge *et al.*, 2012) and as a fishing bait were suggested (Gelmar *et al.*, 2006). However, this species was not known in the pet trade prior to its confirmed presence in the Upper Rhine plain (Gelmar *et al.*, 2006), making an introduction as fishing bait (possibly by Canadian soldiers, who had been stationed at an airbase near the two localities where the species was first discovered) more likely (Chucholl, 2013). Since its discovery, the calico crayfish has rapidly spread upstream and downstream in the Upper Rhine system and colonized over 100 km long stretch. Later (in 2010), it appeared also in the basin of the Moder, Bas-Rhin department, France. Circumstances of this introduction are unknown (Collas *et al.*, 2011) but the source in the Rhine can be assumed, as the genetic data clearly show that French and German populations are of the same origin (Filipová *et al.*, 2011). Interestingly, substantial divergence between *O. immunis* from European populations and reference sequences of presumably the same species were observed, suggesting that this taxon may represent a species complex in its original range (Filipová *et al.*, 2011).

Spread of calico crayfish in the Rhine basin is relatively well documented and has been recently reviewed by Chucholl (2012). It successfully invaded several types of both lentic and lotic habitats where it became abundant. Its invasiveness fits well with its life history showing typical signs of r-strategy (e.g., high growth rate, early maturation, high fecundity) and omnivorous feeding habits. Calico crayfish also digs deep burrows, which allow it to occupy shallow and temporary water bodies (Chucholl, 2009, 2012). Furthermore, *O. immunis* dominates in direct interactions and is superior in competition for shelter with spiny-cheek crayfish;

the population of the latter, established for decades in the Rhine, become widely displaced by the new invader where their ranges overlap (Chucholl *et al.*, 2008). The calico crayfish has been recently confirmed as a carrier of the crayfish plague pathogen in the wild (Filipová *et al.*, 2013; Schrimpf *et al.*, 2013a).

> *ORCONECTES JUVENILIS* (HAGEN, 1870); KENTUCKY RIVER CRAYFISH (FIGURE 9)

The first record of a Kentucky River crayfish population in Europe was in the Dessoubre River, a tributary of the Doubs, eastern France, in 2005 (Collas *et al.*, 2007). Crayfish were found in two ponds adjacent to a restaurant which advertises crayfish as a delicacy. The crayfish Atlas originally referred to *Orconectes rusticus* (Holdich *et al.*, 2006); however, morphological examination of form I males caught in 2007 revealed that the species is in fact *Orconectes juvenilis* (Chucholl and Daudey, 2008), a taxon only recently elevated to species rank (Taylor, 2000). This determination has been also confirmed by DNA barcoding (Filipová *et al.*, 2011). The introduction itself probably happened at least a few years before the species has been reported, as the restaurant ponds, which served as a source for invading at least a 700 m long stretch of the downstream river, possessed well developed population in 2006. In 2007, an unsuccessful attempt was carried out to eradicate the pond population by intensive trapping (Chucholl and Daudey, 2008). We are not aware of any recent information on the status of this population. Considering the ability of downstream spread of most known NICS, its presence in a larger stretch of the invaded river, and possibly mouths of its smaller tributaries, may be expected.

> *ORCONECTES CF. VIRILIS*; VIRILE CRAYFISH (FIGURE 9)

Thanks to broad native range and extensive introductions, the virile (or Northern) crayfish was considered the most widespread crayfish species in the United States and Canada, inhabiting over 40 states (Taylor *et al.*, 2007). However, recent phylogeographic and phylogenetic studies revealed that it is actually a diverse species complex (Mathews and Warren, 2008; Mathews *et al.*, 2008). The genetic analysis of European populations suggested that they represent a lineage distinct from *O. virilis* in a strict sense (Filipová *et al.*, 2010).

The first report of virile crayfish from European waters is from the Netherlands in 2004. However, by that time it was already widespread, so its introduction must have happened some years earlier. Although virile crayfish were occasionally offered by aquarium and garden pond wholesalers, the initial introduction pathway remains unknown. The species was confirmed from numerous sites and colonized several hundred kilometres of waterways by 2006, even displacing spiny-cheek crayfish in some sites (Soes and van Eekelen, 2006; Soes and Koese, 2010; Koese and Soes, 2011).

In 2004, a breeding population of the virile crayfish, originally misidentified as the spiny-cheek crayfish (Holdich and Black, 2007), was reported also from a pond in the catchment of the River Lee in north London. These were locally reported to have occurred as the result of a local resident disposing of his collection of exotic aquarium pets. Further populations of virile crayfish were later recorded in adjacent watercourses within a 7 km radius of the suspected point of introduction in England, suggesting a dispersal rate of more than 2 km·yr⁻¹ (Ahern *et al.*, 2008). Particularly downstream spread in the Lee Navigation and connecting streams and ditches can be expected (Holdich *et al.*, 2009). Genetic data suggest that the original source was the same for both Dutch and English populations (Filipová *et al.*, 2010) but it remains unclear when their introduction pathways diverged.

The virile crayfish is most likely responsible for the decline of macrophytes in a few canals in the Netherlands (Soes and Koese, 2010 and reference therein) but further studies confirming and quantifying its impacts on European ecosystems are lacking. There are numerous features reported for virile crayfish suggesting that this taxon may become an invader with substantial impact: early maturation, relatively high fecundity, short incubation and fast growth

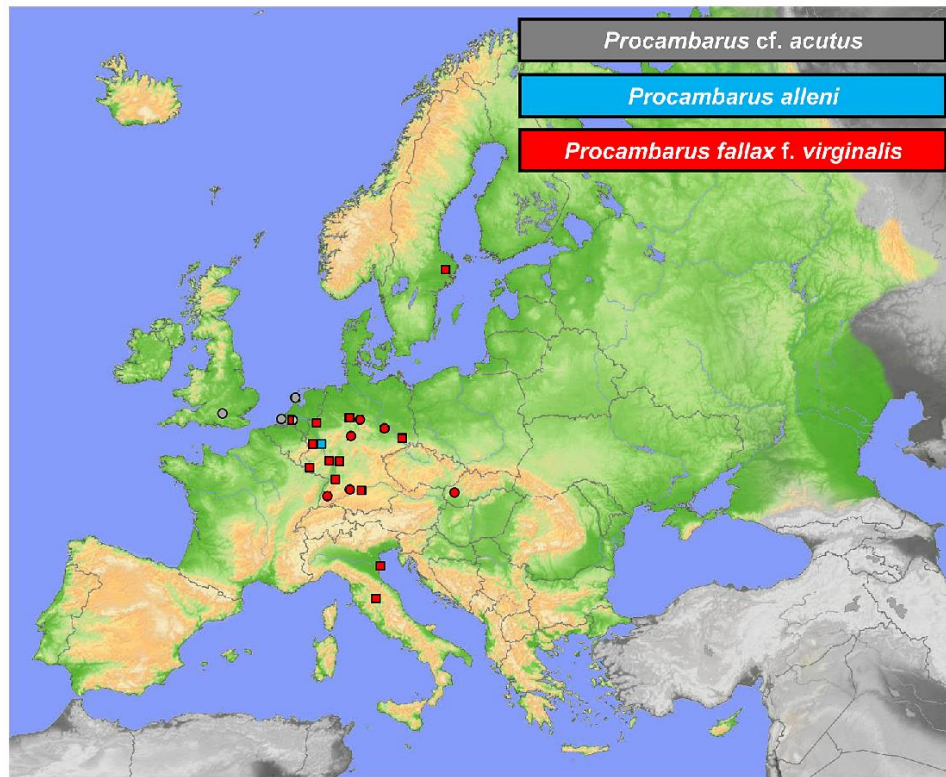


Figure 10
Distribution of the New NICS (*Procambarus* spp.) in Europe. Circles indicate established populations, squares one-time findings or populations of an unclear status.

(Momot, 1967; Weagle and Ozburn, 1972; Corey, 1987), high aggressiveness (Bovbjerg, 1970), extensive burrowing activity (Hazlett et al., 1974; Hazlett and Rittschof, 1985), and ability to withstand low temperatures (Williams et al., 2011). Indeed, virile crayfish showed the potential to rapidly invade new waterbodies and outcompete native congeners in North America (Phillips et al., 2009; Swecker et al., 2010). However, it should be kept in mind that individual studies may refer to different lineages of the species complex, thus the performance of the one living in European waters should be evaluated in detail.

> *PROCAMBARUS CF. ACUTUS*; WHITE RIVER CRAYFISH (FIGURE 10)

Similarly to previously mentioned species, taxonomy of European populations identified as the white river crayfish, *Procambarus acutus*, is not entirely clear. Its first established population was recorded in the Netherlands in 2005 (Soes and van Eekelen, 2006). However, genetic analyses of Dutch specimens revealed the coexistence of two divergent mitochondrial lineages, one assigned to *P. acutus* and another matching to reference samples identified as southern white river crayfish, *P. zonangulus* (Filipová et al., 2011), a species considered closely related to *P. acutus* (Hobbs and Hobbs, 1990). Initial results suggested that one of the lineages strongly dominates but analysis of additional specimens confirmed that both are common. The taxonomic status and interactions of these two coexisting lineages in Dutch waters require clarification. As the taxonomy of the whole *P. acutus* complex apparently needs revision (Crandall, 2010a, 2010b; Filipová et al., 2011), we at present refer to European populations of white river crayfish as *Procambarus cf. acutus*.

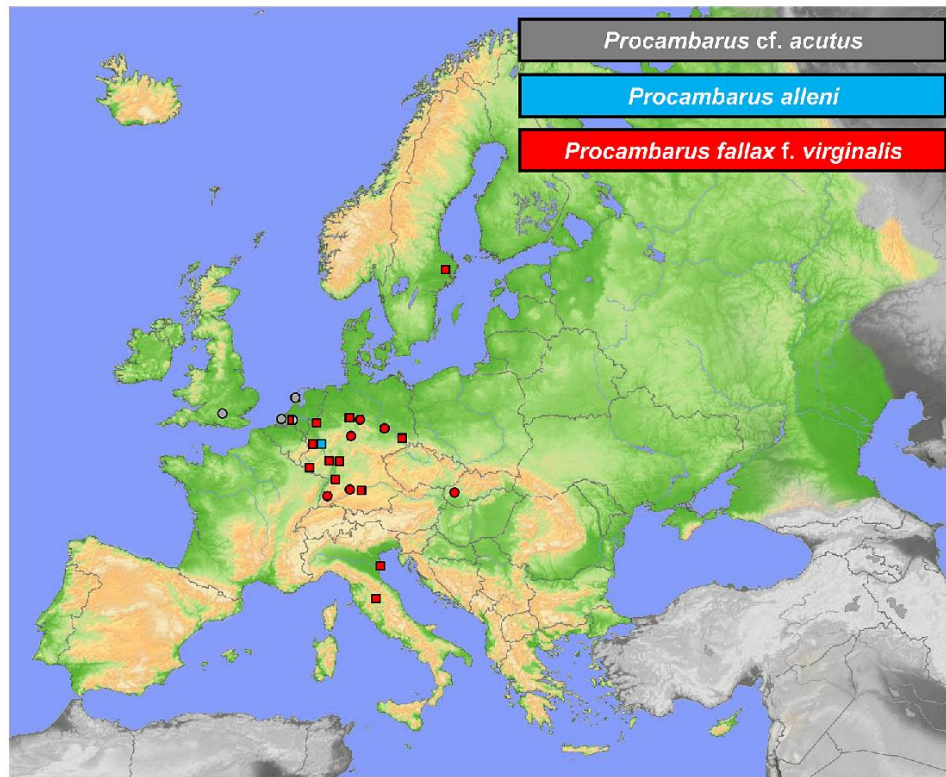


Figure 10
Distribution of the New NICS (*Procambarus* spp.) in Europe. Circles indicate established populations, squares one-time findings or populations of an unclear status.

(Momot, 1967; Weagle and Ozburn, 1972; Corey, 1987), high aggressiveness (Bovbjerg, 1970), extensive burrowing activity (Hazlett et al., 1974; Hazlett and Rittschof, 1985), and ability to withstand low temperatures (Williams et al., 2011). Indeed, virile crayfish showed the potential to rapidly invade new waterbodies and outcompete native congeners in North America (Phillips et al., 2009; Swecker et al., 2010). However, it should be kept in mind that individual studies may refer to different lineages of the species complex, thus the performance of the one living in European waters should be evaluated in detail.

> *PROCAMBARUS CF. ACUTUS*; WHITE RIVER CRAYFISH (FIGURE 10)

Similarly to previously mentioned species, taxonomy of European populations identified as the white river crayfish, *Procambarus acutus*, is not entirely clear. Its first established population was recorded in the Netherlands in 2005 (Soes and van Eekelen, 2006). However, genetic analyses of Dutch specimens revealed the coexistence of two divergent mitochondrial lineages, one assigned to *P. acutus* and another matching to reference samples identified as southern white river crayfish, *P. zonangulus* (Filipová et al., 2011), a species considered closely related to *P. acutus* (Hobbs and Hobbs, 1990). Initial results suggested that one of the lineages strongly dominates but analysis of additional specimens confirmed that both are common. The taxonomic status and interactions of these two coexisting lineages in Dutch waters require clarification. As the taxonomy of the whole *P. acutus* complex apparently needs revision (Crandall, 2010a, 2010b; Filipová et al., 2011), we at present refer to European populations of white river crayfish as *Procambarus cf. acutus*.

Distribution of Dutch populations was recently summarized in Koese and Soes (2011). Recently, self-sustaining population of white river crayfish was found also in southeastern England (Reading, Berkshire; Almeida *et al.*, 2013). Besides these two recently established populations, introduction of white river crayfish from Louisiana to Spain along with *P. clarkii* in the 1970s was also suggested (Habsburgo-Lorena, 1979; Henttonen and Huner, 1999). However, that introduction was successful only in case of the red swamp crayfish.

> *PROCAMBARUS FALLAX F. VIRGINALIS*; MARBLED CRAYFISH (FIGURE 10)

Marbled crayfish, also known under the German name Marmorkrebs, has spread in German and Austrian pet shops since the mid-1990s (Lukhaup, 2001). Besides its attractive marbled coloration and undemanding nature, it became a popular pet due to its obligately asexual reproduction. The reproductive mode of marbled crayfish, later identified as apomictic parthenogenesis (Martin *et al.*, 2007), allows a single female to establish a viable population not only in aquarium conditions but in principle also in the wild. These exclusively female aquarium stocks, for several years of unclear taxonomic position, were confirmed to belong to the slough crayfish *Procambarus fallax* (Martin *et al.*, 2010), an American species occurring in Florida and Georgia (Taylor *et al.*, 2007). In its native range, however, all-female populations have never been found. The parthenogenetic marbled crayfish was thus formally described as *P. fallax f. virginalis* (Martin *et al.*, 2010).

Marbled crayfish became soon widely distributed among hobbyists, and are frequently available in pet shops. Its fast growth, high fecundity, frequent spawning, short embryogenesis and early maturation (Seitz *et al.*, 2005) often results in fast overpopulating of aquaria. This leads not only to providing excess animals to other aquarium hobbyists and pet shops but unfortunately also to apparently frequent releases to natural habitats (Holdich *et al.* 2009; Chucholl *et al.* 2012).

The first European specimen of marbled crayfish found in the wild was caught in Germany in 2003 (Marten *et al.* 2004). A few specimens were found crawling on the land after the cleaning of a canal in the Netherlands in 2004 (Soes and van Eekelen, 2006) and a single specimen of marbled crayfish was reported in a well-established population of the red swamp crayfish in a slow flowing canal in Tuscany, central Italy in 2008 (Marzano *et al.*, 2009). Further records of isolated specimens were meanwhile reported from Germany. The situation dramatically changed in 2010, when established populations were found not only in Germany but also in Slovakia (Janský a Mutkovič, 2010; see Chucholl *et al.*, 2012 for review), and additional findings in Germany followed. Since the overview by Chucholl *et al.* (2012), at least three further records are reported from Germany, some of which may represent established populations (C. Chucholl, pers. comm.). Self-sustaining population was also suggested to occur close to Venice, Italy (Z. Ďuriš, pers. comm.).

Recently, another alarming report came from Sweden where 13 specimens of marbled crayfish were found in December 2012 in the River Märstaån in the central part of country (Bohman *et al.*, 2013). Later attempts to confirm the presence of this species failed, so it is not known whether it can establish reproducing population under Scandinavian climatic conditions. Further potential occurrence of marbled crayfish was also suggested close to Skara, southern Sweden (Bohman *et al.*, 2013). However, although the photographs of the respective animals are of low quality and lack essential details, we believe they actually do not represent this taxon. Further attempts to confirm its occurrence were also unsuccessful (L. Edsman, pers. comm.).

> *PROCAMBARUS ALLENI*; FLORIDA CRAYFISH (FIGURE 10)

Procambarus alleni, labelled also Everglade crayfish or electric blue crayfish, is a species widely available in aquarium trade (Chucholl, 2013), popular for its blue colouration. Report

on *P. alleni* in France has been mentioned by Holdich *et al.* (2006) but no details were provided. Gross (2013) recently described capture of a large single male *P. alleni* in the Rhine (Germany) in March 2013. This record is likely another of the series of accidental findings of crayfish released from aquaria without establishing a viable population. However, it demonstrates that aquarium pet trade and related animal escapes, and especially intentional releases by hobbyists, represent a serious problem. *Procambarus alleni*, in particular, is a likely candidate for future releases, as it is relatively big and widespread in German aquarium trade. In addition, it is one of the species classified as high-risk by Chucholl (2013), based on the data on biogeography, introduction history, biology, and ecology of the species.

CONCLUSIONS

Our review summarizes not only improvements in knowledge on crayfish distribution in many European regions but points out the ongoing changes related to spread and releases of alien species. Further expansion of already established Old NICS seems inevitable in already colonized regions. Unfortunately, it seems unlikely that the trend of uncovering new established populations and even additional species of New NICS will cease. Most species available frequently in German aquarium trade and evaluated by Chucholl (2013) as high-risk have already been found in European open waters, either as established populations (*e.g.*, *P. clarkii*, *P. fallax* f. *virginialis*, *C. destructor*) or as accidental findings (*P. alleni*). The last remaining species classified as high-risk is *Orconectes neglectus*, not yet reported from the wild in Europe. However, with at least 120 NICS available for sale, there is a substantial potential for additional species being released. Analyses of social, economic and demographic factors point out that more NICS are present in European countries with higher human population density and gross domestic product *per capita* (Perdikaris *et al.*, 2012), which likely corresponds with developed pet trade and higher NICS availability.

Despite numerous recent advances that allowed updating our distribution maps for crayfish species in Europe, we are aware that the real situation in many regions may substantially differ from that on the maps. In particular, some of the largest countries are probably not faithfully represented. Scattered information is available from Germany and Spain, resolution is insufficient for France, and recent updates are lacking from Poland. Such situation will hopefully improve as better-quality data are collected by appropriate national bodies and made available to scientific community and other stakeholders. Keeping distribution maps up-to-date would be a never-ending task. However, we believe that even an incomplete update will be of use for the astacological community.

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to all the following colleagues who provided information on crayfish distribution: Leopold Füreder, Manfred Pöckl, Martin Schletterer & Martin Weinländer (Austria), Anatoly V. Alekhnovich, Victor F. Kulesh, Vladimir Razlutskiy & Vitaliy Semenchenko (Belarus), Pieter Boets & Roger Cammaerts (Belgium), Ivan Botev, Emilian Stoynov, Milcho Todorov & Angel Zaikov (Bulgaria), Goran Klobučar & Ivana Maguire (Croatia), Christos Ioakeimidis (Cyprus), Zdeněk Ďuriš, Lenka Filipová, Lukáš Jurek, Eva Kozubíková-Balcarová & Tomáš Polícar (Czech Republic), Søren Berg and Christian Skov (Denmark), Margo Hurt & Tiit Paaver (Estonia), Japo Jussila & Markku Pursiainen (Finland), Marc Collas, Frédéric Grandjean & Catherine Souty-Grosset (France), Christoph Chucholl, Andreas Müller-Belecke & Peer Martin (Germany), Manos Koutrakis & Costas Perdikaris (Greece), Dénes Gál, Károly Györe, Vilmos Józsa & Miklós Puky (Hungary), Laura Aquiloni, Silvia Bertocchi, Francesca Gherardi & Elena Tricarico (Italy), Julian Reynolds (Ireland), Inese Briede & Natalja Grudule (Latvia), Kestutis Arbačiauskas (Lithuania), Menno Soes (Netherlands), Stein Ivar Johnsen (Norway), Joanna Jaszczolt (Poland), Joao Manuel Bernardo & Ronaldo Sousa (Portugal), Lucian Pârvolescu (Romania), Olga Mitskevich, Olga Susloparova, Aleksey Tamulyonis & Vladimir Borisovich

Ushvltsev (Russia), Eduard Stloukal (Slovakia), Martina Jaklič & Al Vrezec (Slovenia), Alvaro Antón, Fernando Alonso, Javier Diéguez-Uribeondo, Alexandre Mestre & Iván Vedia (Spain), Patrik Bohman & Lennart Edsman (Sweden), Daniel Hefti (Switzerland), Muzaffer Harlioğlu (Turkey), Joanna James, David M. Holdich & Stephanie Peay (UK), Alexander Tertyshny (Ukraine). Petr J. Juračka created most of the colourful distribution maps. Finally, we thank three anonymous referees for their input. The Czech Science Foundation supported this work through the project P505/12/0545. Partial funding was also provided by projects CENAKVA (CZ.1.05/2.1.00/01.0024) and CENAKVA II (project LO1205 with a financial support from the Ministry of Education, Youth, and Sports of the Czech Republic under the NPU I program).

REFERENCES

- Ahern D., England J. and Ellis A., 2008. The virile crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), identified in the UK. *Aquat. Invasions*, 3, 102–104.
- Aklehnovich A. and Razlutskiy V., 2013. Distribution and spread of spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in Belarus. *BiolInvasions Rec.*, 2, 221–225.
- Alderman D.J., 1996. Geographical spread of bacterial and fungal diseases of crustaceans. *Rev. sci. tech. Off. Int. Epiz.*, 15, 603–632.
- Almeida D., Ellis A., England J. and Copp G.H., 2013. Time-series analysis of native and non-native crayfish dynamics in the Thames River Basin (south-eastern England). *Aquat. Conserv.*, DOI: 10.1002/aqc.2366.
- Aquiloni L., Tricarico E. and Gherardi F., 2010. Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *Int. Aquat. Res.*, 2, 1–14.
- Arbačiauskas K., Višinskienė G., Smilgevičienė S. and Rakauskas V., 2011a. Non-indigenous macroinvertebrate species in Lithuanian fresh waters, Part 1: Distributions, dispersal and future. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 402, 12.
- Arbačiauskas K., Višinskienė G. and Smilgevičienė S., 2011b. Non-indigenous macroinvertebrate species in Lithuanian fresh waters, Part 2: Macroinvertebrate assemblage deviation from naturalness in lotic systems and the consequent potential impacts on ecological quality assessment. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 402, 13.
- Benejam L., Saura-Mas S. and Saperas A., 2011. First record of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) introduced to the Iberian Peninsula. *Aquat. Invasions*, 6 (Suppl. 1), S111–S113.
- Beroiz B., Callejas C., Alonso F. and Ochando M.D., 2008. Genetic structure of Spanish white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) populations as determined by RAPD analysis: reasons for optimism. *Aquat. Conserv.*, 18, 190–201.
- Bódis E., Borza P., Potyó I., Puky M., Weiperth A. and Guti G., 2012. Invasive mollusc, crustacean, fish and reptile species along the Hungarian stretch of the river Danube and some connected waters. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.*, 58 (Suppl.), 29–45.
- Boets P., Lock K., Adriaens T., Mouton A. and Goethals P.L., 2012. Distribution of crayfish (Decapoda, Astacoidea) in Flanders (Belgium): an update. *Belg. J. Zool.*, 142, 86–92.
- Bohman P., Edsman L. and Nordwall F., 2006. The effect of the large-scale introduction of signal crayfish on the spread of crayfish plague in Sweden. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 380–381, 1291–1302.
- Bohman P., Edsman L., Martin P. and Scholtz G., 2013. The first Marmorkrebs (Decapoda: Astacida: Cambaridae) in Scandinavia. *BiolInvasions Rec.*, 2, 227–232.
- Bolea L., 1996. Primera cita de *Cherax destructor* (Crustacea: Decapoda: Parastacidae) en Europa. *Bol. Soc. Entomol. Aragonesa (Zaragoza)*, 14, 49–51.
- Bovbjerg R.V., 1970. Ecological isolation and competitive exclusion in two crayfish (*Orconectes virilis* and *Orconectes immunis*). *Ecology*, 51, 225–236.
- Briede I., 2011. Crayfish in Latvia. *Acta Biol. Univ. Daugavpiliensis*, 11, 83–87.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvadio S. and Arillo A., 2007. The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) [Crustacea: Decapoda: Astacidae], in the Brugnato Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion in the River Po watershed. *Aquat. Invasions*, 2, 17–24.

- CEP, 2009. The Caspian Environment Programme, available at <http://www.caspianenvironment.org/newsite/Caspian-EnvironmentalIssues.htm>.
- Cherkashina N.Ya., 1999. *Caspiastacus pachypus* (Rathke, 1837), its biology and distribution. *Freshw. Crayfish*, 12, 846–853.
- Chiesa S., Scalici M., Negrini R., Gibertini G. and Nonnis Marzano F., 2011. Fine-scale genetic structure, phylogeny and systematics of threatened crayfish species complex. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 61, 1–11.
- Chucholl C., 2009. The 'newcomer' *Orconectes immunis* keeps spreading in the upper Rhine plain. *Crayfish News: IAA Newsletter*, 31(3), 4–5.
- Chucholl C., 2011. Population ecology of an alien "warm water" crayfish (*Procambarus clarkii*) in a new cold habitat. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 401, 29.
- Chucholl C., 2012. Understanding invasion success: life-history traits and feeding habits of the alien crayfish *Orconectes immunis* (Decapoda, Astacida, Cambaridae). *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 404, 4.
- Chucholl C., 2013. Invaders for sale: trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biol. Invasions*, 15, 125–141.
- Chucholl C. and Daudey T., 2008. First record of *Orconectes juvenilis* (Hagen 1870) in eastern France: update to the species identity of a recently introduced orconectid crayfish (Crustacea: Astacida). *Aquat. Invasions*, 3, 105–107.
- Chucholl C., Stich H.B. and Maier G., 2008. Aggressive interactions and competition for shelter between a recently introduced and an established invasive crayfish: *Orconectes immunis* vs. *O. limosus*. *Fund. Appl. Limnol.*, 172, 27–36.
- Chucholl C., Morawetz K. and Groß H., 2012. The clones are coming—strong increase in Marmorkrebs [*Procambarus fallax* (Hagen, 1870) f. *virginalis*] records from Europe. *Aquat. Invasions*, 7, 511–519.
- Collas M., Julien C. and Monnier D., 2007. La situation en France. Résultats des enquêtes nationales réalisées entre 1877 et 2006 par le Conseil Supérieur de la Pêche [Situation of the crayfish in France. Results of the national surveys performed between 1877 and 2006 by the Conseil Supérieur de la Pêche (CSP)]. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 386, 1–38. [In French, English summary]
- Collas M., Beinstainer D., Fritsch S., Morelle S. and L'Hospitalier M., 2011. Première observation en France de l'Ecrevisse calicot, *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) [First observation of the calico crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in France]. *Ann. Sci. Rés. Bios. Trans. Vosges du Nord-Pfälzerwald*, 16, 18–36. [in French, English and German summary]
- Corey S., 1987. Comparative fecundity of four species of crayfish in southwestern Ontario, Canada (Decapoda, Astacidae). *Crustaceana*, 52, 276–286.
- Crandall K.A., 2010a. *Procambarus acutus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1, available at <http://www.iucnredlist.org/details/154022/0>.
- Crandall K.A., 2010b. *Procambarus zonangulus*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1, available at <http://www.iucnredlist.org/details/153993/0>.
- Creed R.P. and Reed J.M., 2004. Ecosystem engineering by crayfish in a headwater stream community. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 23, 224–236.
- Cukerzis J., 1979. On acclimatization of *Pacifastacus leniusculus* Dana in an isolated lake. *Freshw. Crayfish*, 4, 445–450.
- D'Agaro E., De Luise G. and Lanari D., 1999. The current status of crayfish farming in Italy. *Freshw. Crayfish*, 12, 506–517.
- Dehus P., Dussling U. and Hoffmann C., 1999. Notes on the occurrence of the calico crayfish (*Orconectes immunis*) in Germany. *Freshw. Crayfish*, 12, 786–790.
- Diéguez-Uribeondo J., Royo F., Souty-Grosset C., Ropiquet A. and Grandjean F., 2008. Low genetic variability of the white-clawed crayfish in the Iberian Peninsula: its origin and management implications. *Aquat. Conserv.*, 18, 19–31.
- Dorn N.J. and Wojdak J.M., 2004. The role of omnivorous crayfish in littoral communities. *Oecologia*, 140, 150–159.
- Edgerton B.F., Henttonen P., Jussila J., Mannonen A., Paasonen P., Taugbøl T., Edsman L. and Souty-Grosset C., 2004. Understanding the causes of disease in European freshwater crayfish. *Conserv. Biol.*, 18, 1466–1474.

- Edwards B.A., Jackson D.A. and Somers K.M., 2009. Multispecies crayfish declines in lakes: implications for species distributions and richness. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 28, 719–732.
- Ellis A., Jackson M.C., Jennings I., England J. and Phillips R., 2012. Present distribution and future spread of Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Decapoda, Astacida, Cambaridae) in Britain: Implications for conservation of native species and habitats. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 406, 5.
- Ferincz A., Kováts N., Benkő-Kiss A. and Paulovits G., 2014. New record of the spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) in the catchment of Lake Balaton (Hungary). *BioInvasions Rec.*, 3, 35–38.
- Filipová L., Holdich D.M., Lesobre J., Grandjean F. and Petrusek A., 2010. Cryptic diversity within the invasive virile crayfish *Orconectes virilis* (Hagen, 1870) species complex: new lineages recorded in both native and introduced ranges. *Biol. Invasions*, 12, 983–989.
- Filipová L., Grandjean F., Chucholl C., Soes D.M. and Petrusek A., 2011. Identification of exotic North American crayfish in Europe by DNA barcoding. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 401, 11.
- Filipová L., Petrusek A., Matasová K., Delaunay C. and Grandjean F., 2013. Prevalence of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci* in populations of the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in France: evaluating the threat to native crayfish. *PLoS ONE*, 8, e70157.
- Fratini S., Zaccara S., Barbaresi S., Grandjean F., Souty-Grosset C., Crosa G. and Gherardi F., 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity*, 94, 108–118.
- Füreder, L. (ed.), 2009. Flusskrebse. Biologie – Ökologie – Gefährdung. *Veröffentlichungen Naturmus. Südtirol*, 6, 144 p.
- Füreder L., Edsman L., Holdich D., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B., Reynolds J., Schulz H., Schulz R., Sint D., Taugbøl T. and Trouilhé M.C., 2006. Indigenous crayfish – habitat and threats. In: Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. and Haffner P. (eds.), *Atlas of Crayfish in Europe*, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, *Patrimoines naturels*, 64, 26–47.
- Gelmar C., Pätzold F., Grabow K. and Martens A., 2006. Der Kalikokrebs *Orconectes immunis* am nördlichen Oberrhein: ein neuer amerikanischer Flusskrebse breitet sich rasch in Mitteleuropa aus (Crustacea: Cambaridae). *Lauterbornia*, 56, 15–25.
- Gherardi F., Aquiloni L., Diéguez-Urbeondo J. and Tricarico E., 2011. Managing invasive crayfish: is there a hope? *Aquat. Sci.*, 73, 185–200.
- Gouin N., Grandjean F., Bouchon D., Reynolds J.D. and Souty-Grosset C., 2001. Population genetic structure of the endangered freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*, assessed using RAPD markers. *Heredity*, 87, 80–87.
- Gouin N., Grandjean F., Pain S., Souty-Grosset C. and Reynolds J., 2003. Origin and colonization history of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in Ireland. *Heredity*, 91, 70–77.
- Grandjean F., 2012. Bilan génétique des populations d'écrevisses autochtones de Haute-Savoie [Genetic assessment of indigenous crayfish populations in Haute-Savoie]. Report for Fédération de pêche de la Haute-Savoie, available at http://www.pechehautesavoie.com/wp-content/uploads/2012/01/Bilan_genetique_des_populations_decrevisses_autochtones_de_Haute_Savoie.pdf.
- Grandjean F., Souty-Grosset C., Raimond R. and Holdich D.M., 1997. Geographical variation of mitochondrial DNA between populations of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshw. Biol.*, 37, 493–501.
- Grandjean F., Gouin N., Souty-Grosset C. and Diéguez-Urbeondo J., 2001. Drastic bottlenecks in the endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* in Spain and implications for its colonization history. *Heredity*, 86, 431–438.
- Grandjean F., Frelon-Raimond M. and Souty-Grosset C., 2002. Compilation of molecular data for the phylogeny of the genus *Austropotamobius*: one species or several? *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 367, 671–680.
- Gross H., 2013. Blauer Floridakrebs (*Procambarus allenii*) im Rhein! *Forum Flusskrebse*, 19, 33–35.
- Groß H., Burk C. and Hill A., 2008. Die Flusskrebsefauna in NRW. *Natur in NRW*, 4, 52–56.
- Györe K., Józsa V. and Gál D., 2013. The distribution of crayfish (Decapoda: Astacidae, Cambaridae) population in Cris and Mures rivers crossing the Romanian-Hungarian border. *AACL Bioflux*, 6, 18–26.

- Habsburgo-Lorena A.S., 1979. Present situation of exotic species of crayfish introduced into Spanish continental waters. *Freshw. Crayfish*, 4, 175–184.
- Hazlett A.B. and Rittschof D., 1985. Variation in rate of growth in the crayfish *Orconectes virilis*. *J. Crustacean Biol.*, 5, 341–346.
- Hazlett B., Rittschof D. and Rubenstein D., 1974. Behavioral biology of the crayfish *Orconectes virilis* L. Home range. *Am. Midl. Nat.*, 92, 301–319.
- Henttonen P. and Huner J.V., 1999. The introduction of alien species of crayfish in Europe: A historical introduction. In: Gherardi F. and Holdich D.M. (eds.), *Crayfish in Europe as alien species – how to make the best of a bad situation?* A.A. Balkema, Rotterdam, 13–22.
- Hobbs H.H., Jr. and Hobbs H.H., III., 1990. A new crayfish (Decapoda: Cambaridae) from southeastern Texas. *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 103, 608–613.
- Holdich D. and Black J., 2007. The spiny-cheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) [Crustacea: Decapoda: Cambaridae], digs into the UK. *Aquat. Invasions*, 2, 1–16.
- Holdich D.M., 2002. Distribution of crayfish in Europe and some adjoining countries. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 367, 611–650.
- Holdich D.M. and Sibley P.J., 2009. ICS and NICS in Britain in the 2000s. In: Brickland J., Holdich D.M. and Imhoff E.M. (eds.), *Crayfish Conservation in the British Isles*, Proceedings of conference held in Leeds, 13–33.
- Holdich D.M., Haffner P. and Noël P., 2006. Species files. In: Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. and Haffner P. (eds.), *Atlas of Crayfish in Europe*, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, *Patrimoines naturels*, 64, 50–129.
- Holdich D.M., Reynolds J.D., Souty-Grosset C. and Sibley P. J., 2009. A review of the ever increasing threat to European crayfish from non-indigenous crayfish species. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 394–395, 11.
- Holdich D.M., James J., Jackson C. and Peay S. 2014. The North American signal crayfish, with particular reference to its success as an invasive species in Great Britain. *Ecol. Ethol. Evol.*, 26, in press.
- Hudina S., Faller M., Lucić A., Klobučar G. and Maguire I., 2009. Distribution and dispersal of two invasive crayfish species in the Drava River basin, Croatia. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 394–395, 09.
- Hudina S., Lucić A., Žganec K. and Janković S., 2011. Characteristics and movement patterns of a recently established invasive *Pacifastacus leniusculus* population in the river Mura, Croatia. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 403, 7.
- Hudina S., Žganec K., Lucić A., Trgovčić K. and Maguire I., 2013. Recent invasion of the karstic river systems in Croatia through illegal introductions of the signal crayfish. *Freshw. Crayfish*, 19, 21–27.
- Jaklič M. and Vrezec A., 2011. The first tropical alien crayfish species in European waters: the redclaw *Cherax quadricarinatus* (Von Martens, 1868) (Decapoda, Parastacidae). *Crustaceana*, 84, 5–6.
- Janský V. and Kautman J., 2007. Americký rak *Orconectes limosus* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) už aj na Slovensku [North American spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) also in Slovakia]. *Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.*, 53, 21–25. [in Slovak, English summary]
- Janský V. and Mutkovič A., 2010. Rak *Procambarus* sp. (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) – prví nález na Slovensku [Marbled crayfish – *Procambarus* sp. (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) – first find in Slovakia]. *Acta Rer. Natur. Mus. Nat. Slov.*, 56, 64–67. [in Slovak, English summary]
- Johnsen S.I., Taugbøl T., Andersen O., Museth J. and Vrålstad T., 2007. The first record of the nonindigenous signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* in Norway. *Biol. Invasions*, 9, 939–941.
- Klobučar G.I.V., Podnar M., Jelić M., Franjević D., Faller M., Štambuk A., Gottstein S., Simić V. and Maguire I., 2013. Role of the Dinaric Karst (western Balkans) in shaping the phylogeographic structure of the threatened crayfish *Austropotamobius torrentium*. *Freshw. Biol.*, 58, 1089–1105.
- Koese B. and Soes M., 2011. De Nederlandse rivierkreeften (Astacoidea & Parastacoidea). *Entomologische Tabellen*, 6, 107 p.
- Kokko H., Koistinen L., Harlioğlu M.M., Makkonen J., Aydın H. and Jussila J., 2012. Recovering Turkish narrow clawed crayfish (*Astacus leptodactylus*) populations carry *Aphanomyces astaci*. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 404, 12.

- Korshenko A. and Gul A.G., 2005. Pollution of the Caspian Sea. *In: Kostianoy A.G. and Kosarev A.N. (eds.), The Caspian Sea Environment*, Springer, Berlin & Heidelberg, 109–142.
- Kostyuk V.S., Garbar A.V. and Mezhzherin S.V., 2013. Karyotypes and morphological variability of crayfish *Pontastacus leptodactylus* and *P. angulosus* (Malacostraca, Decapoda). *Ves. Zool.*, 47, 11–16.
- Koutrakis E., Perdikaris C., Machino Y., Savvidis G. and Margaris N., 2007. Distribution, recent mortalities and conservation measures of crayfish in Hellenic fresh waters. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 385, 25–44.
- Kozák P., Ďuriš Z., Petrušek A., Buřič M., Horká I., Kouba A., Kozubíková E., Polícar T., 2013. Biologie a chov raků [Biology and culture of crayfish], Faculty of Fisheries and Protection of Waters, University of South Bohemia in České Budějovice, 418 p.
- Kozubíková E., Petrušek A., Ďuriš Z., Martín M.P., Diéguez-Uribeondo J. and Oidtmann B., 2008. The old menace is back: Recent crayfish plague outbreaks in the Czech Republic. *Aquaculture*, 274, 208–217.
- Kozubíková E., Vrålstad T., Filipová L. and Petrušek A., 2011. Re-examination of the prevalence of *Aphanomyces astaci* in North American crayfish populations in Central Europe by TaqMan MGB real-time PCR. *Dis. Aquat. Org.*, 97, 113–125.
- Lipták B., Vitázková B. and Stloukal., 2013. First record of the spinycheek crayfish (*Orconectes limosus*) in the Serbo-Romanian Tamiš River. *Freshw. Crayfish*, 19, 229–232.
- Lodge D.M., Deines A., Gherardi F., Yeo D.C., Arcella T., Baldrige A.K., Barnes M.A., Chadderton W.L., Feder J.L., Gantz C.A., Howard G.W., Jerde C.L., Peters B.W., Peters J.A., Sargent L.W., Turner C.R., Wittmann M.E. and Zeng Y., 2012. Global introductions of crayfishes: evaluating the impact of species invasions on ecosystem services. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 43, 449–472.
- Lukhaup C., 2001. *Procamburus* sp. The Marbled crayfish. *Aquaristik Aktuell*, 7-8, 48–51.
- Machino Y. and Holdich D.M., 2006. Distribution of crayfish in Europe and adjacent countries: updates and comments. *Freshw. Crayfish*, 15, 292–323.
- Maguire I. and Gottstein-Matočec S., 2004. The distribution pattern of freshwater crayfish in Croatia. *Crustaceana*, 77, 25–47.
- Maguire I. and Dakić L., 2011. Comparative analyses of *Astacus leptodactylus* morphological characteristics from Croatia and Armenia. *Biologia*, 66, 491–498.
- Maguire I., Klobučar G., Marčić Z. and Zanella D., 2008. The first record of *Pacifastacus leniusculus* in Croatia. *Crayfish News*, 30(4), 4.
- Maguire I., Jelić M. and Klobučar G., 2011. Update on the distribution of freshwater crayfish in Croatia. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 401, 31.
- Maguire I., Podnar M., Schrimpf A. and Schulz, H., 2014. Two distinct evolutionary lineages of the *Astacus leptodactylus* species complex (Decapoda: Astacidae) inferred by phylogenetic analyses. *Invertebr. Syst.*, DOI: 10.1071/IS13030.
- Marino F., Pretto T., Tosi F., Monaco S., De Stefano C., Manfrin A. and Quaglio F., 2014. Mass mortality of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) reared in Sicily (Italy): crayfish plague introduced in an intensive farming. *Freshw. Crayfish*, 20, in press.
- Marten M., Werth C. and Marten D., 2004. Der Marmorkrebs (Cambaridae, Decapoda) in Deutschland – ein weiteres Neozoon im Einzugsgebiet des Rheins. *Lauterbornia*, 50, 17–23.
- Martin P., Kohlmann K. and Scholtz G., 2007. The parthenogenetic Marmorkrebs (marbled crayfish) produces genetically uniform offspring. *Naturwissenschaften*, 94, 843–846.
- Martin P., Pfeifer M. and Füllner G., 2008a. First record of the stone crayfish *Austropotamobius torrentium* (Schrank, 1803) (Crustacea: Decapoda: Astacidae) from Saxony (Germany). *Faun. Abhandl. (Dresden)*, 26, 103–108.
- Martin P., Pfeifer M. and Füllner G., 2008b. Flusskrebse in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, 85 p.
- Martin P., Dorn N., Kawai T., van der Heiden C. and Scholtz G., 2010. The enigmatic Marmorkrebs (marbled crayfish) is the parthenogenetic form of *Procamburus fallax* (Hagen, 1870). *Contrib. Zool.*, 79, 107–118.
- Marzano F.N., Scalici M., Chiesa S., Gherardi F., Piccinini A. and Gilbertini G., 2009. The first record of the marbled crayfish adds further threats to freshwaters in Italy. *Aquat. Invasions*, 4, 401–404.
- Matallanas B., Ochando M.D., Vivero A., Beroiz B., Alonso F. and Callejas C., 2011. Mitochondrial DNA variability in Spanish populations of *A. italicus* inferred from the analysis of a COI region. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 401, 30.

- Matallanas B., Ochando M.D., Alonso F. and Callejas C., 2013. Phylogeography of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius italicus*) in Spain: inferences from microsatellite markers. *Mol. Biol. Rep.*, 40, 5327–5338.
- Mathews L.M. and Warren A.H., 2008. A new crayfish of the genus *Orconectes* Cope, 1872 from southern New England (Crustacea: Decapoda: Cambariidae). *Proc. Biol. Soc. Wash.*, 121, 374–381.
- Mathews L.M., Adams L., Anderson E., Basile M., Gottardi E. and Buckholt M.A., 2008. Genetic and morphological evidence for substantial hidden biodiversity in a freshwater crayfish species complex. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 48, 126–135.
- Momot W.T., 1967. Population dynamics and productivity of the crayfish *Orconectes virilis* in a marl lake. *Am. Midl. Nat.*, 78, 55–81.
- Momot W.T., 1995. Redefining the role of crayfish in aquatic ecosystems. *Rev. Fisher. Sci.*, 3, 33–63.
- Natural England, 2013. Standing advice species sheet: white-clawed crayfish, available at http://www.naturalengland.org.uk/Images/Crayfish_tcm6-21618.pdf.
- NPWS, 2013. The status of EU protected habitats and species in Ireland. Species assessments volume 3, version 1.0. Unpublished report, National Parks & Wildlife Services. Department of Arts, Heritage and the Gaeltacht, Dublin, Ireland, 713 p.
- Oscosz J., Tomás, P. and Durán C., 2010. Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro River basin (Northeast Spain). *Aquat. Invasions*, 5, 263–284.
- Ottburg F.G.W.A. and Roessink I., 2012. Europese rivierkreeften in Nederland: vaststellen, veiligstellen, versterken en veilige leefgebieden. [Noble crayfish in The Netherlands: Sample, Safeguard, Strengthen, Safety]. Alterra Report 2341, Wageningen University and Research Centre, Wageningen, 42 p.
- Paaver T. and Hurt M., 2009. Status and management of noble crayfish *Astacus astacus* in Estonia. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 394–395, 18.
- Pârvulescu L. and Zaharia C., 2012. Current limitations of the stone crayfish distribution in Romania: implications for its conservation status. *Limnologica*, 43, 143–150.
- Pârvulescu L. and Zaharia C., 2014. Distribution and ecological preferences of noble crayfish in the Carpathian Danube basin: biogeographical insights into the species history. *Hydrobiologia*, 726, 53–63.
- Pârvulescu L., Palos, C. and Molnar P., 2009. First record of the spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Cambaridae) in Romania. *North-West J. Zool.*, 5, 424–428.
- Pârvulescu L., Schrimpf A., Kozubíková E., Cabanillas Resino S., Vrâlstad T., Petrussek A. and Schulz R., 2012. Invasive crayfish and crayfish plague on the move: first detection of the plague agent *Aphanomyces astaci* in the Romanian Danube. *Dis. Aquat. Org.*, 98, 85–94.
- Pârvulescu L., Zaharia C., Satmari A. and Drâgut, L., 2013. Is the distribution pattern of the stone crayfish in the Carpathians related to karstic refugia from Pleistocene glaciations? *Freshw. Sci.*, 32, 1410–1419.
- Pedraza-Lara C., Alda F., Carranza S. and Doadrio I., 2010. Mitochondrial DNA structure of the Iberian populations of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius italicus italicus* (Faxon, 1914). *Mol. Phylogenet. Evol.*, 57, 327–342.
- Perdikaris C., Kozák P., Kouba A., Konstantinidis E. and Paschos I., 2012. Socio-economic drivers and non-indigenous freshwater crayfish species in Europe. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 404, 1.
- Pešek P., 2013. Genetic diversity of stone crayfish *Austropotamobius torrentium* in marginal areas of its distribution. MSc. thesis, Faculty of Science, Charles University in Prague, 57 p. [in Czech, English summary]
- Petrusek A. and Petrusková T., 2007. Invasive American crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Decapoda: Astacidae) in the Morava River (Slovakia). *Biologia*, 62, 356–359.
- Phillips I.D., Vinebrooke R.D. and Turner M.A., 2009. Ecosystem consequences of potential range expansions of *Orconectes virilis* and *Orconectes rusticus* crayfish in Canada – a review. *Environ. Rev.*, 17, 235–248.
- Policar T. and Kozák P., 2000. Výskyt raků v ČR [Occurrence of the crayfish in the Czech Republic]. *Bulletin VÚRH Vodňany*, 36, 18–22. [in Czech, English summary]
- Pursiainen M. and Mattila J., 2012. Rapujen levinneisyys ja tuotanto Suomessa 2010 [Distribution and production of crayfish in Finland 2010]. *Riista- ja kalatalous – Tutkimuksia ja selvityksiä – [Game and Fisheries – Research and reports] 8/2012*, 37 p. [in Finnish]

- Rakauskas V., Ruginis T. and Arbačiauskas K., 2010. Expansion of the spinycheek crayfish, *Orconectes limosus* (Rafinesque 1817), in the Nemunas River basin, Lithuania. *Freshw. Crayfish*, 17, 73–76.
- Reynolds J.D., 1988. Crayfish extinctions and crayfish plague in central Ireland. *Biol. Conserv.*, 45, 279–285.
- Rogers D. and Watson E. 2011a. Distribution database for crayfish in England and Wales. In: Rees M., Nightingale J. and Holdich D.M. (eds.), Species Survival: Securing white-clawed crayfish in a changing environment. Proceedings of a conference held on 16th and 17th November 2010 in Bristol, UK, 14–22.
- Rogers D. and Watson E. 2011b. Captive breeding and reintroduction of white-clawed crayfish on the River Lathkill, Derbyshire. In: Rees M., Nightingale J. and Holdich D.M. (eds.), Species Survival: Securing white-clawed crayfish in a changing environment. Proceedings of a conference held on 16th and 17th November 2010 in Bristol, UK, 141–152.
- Rumyantsev B.D., 1974. Freshwater crayfish of the Volga – Caspian. Food Industry, Moscow, 84 p. [in Russian]
- Sandodden R. and Johnsen S.I., 2010. Eradication of introduced signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* using the pharmaceutical BETAMAX VET. *Aquat. Invasions*, 5, 75–81.
- Santucci F., Iaconelli M., Andreani P., Cianchi R., Nascetti G. and Bullini L., 1997. Allozyme diversity of European freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 347, 663–676.
- Scalici M., Chiesa S., Gherardi F., Ruffini M., Gilbertini G. and Marzano F.N., 2009. The new threat to Italian inland waters from the alien crayfish “gang”: the Australian *Cherax destructor* Clark, 1936. *Hydrobiologia*, 632, 341–345.
- Schrimpf A., Pârvulescu L., Copilas-Ciocianu D., Petrussek, A. and Schulz R., 2012. Crayfish plague pathogen detected in the Danube Delta – a potential threat to freshwater biodiversity in south-eastern Europe. *Aquat. Invasions*, 7, 503–510.
- Schrimpf A., Chucholl C., Schmidt T. and Schulz R., 2013a. Crayfish plague agent detected in populations of the invasive North American crayfish *Orconectes immunis* (Hagen, 1870) in the Rhine River, Germany. *Aquat. Invasions*, 8, 103–109.
- Schrimpf A., Theissing K., Dahlem J., Maguire I., Pârvulescu L., Schulz H.K. and Schulz R., 2013b. Phylogeography of noble crayfish (*Astacus astacus*) reveals multiple refugia. *Freshw. Biol.*, DOI: 10.1111/fwb.12302.
- Seitz R., Vilpoux K., Hopp U., Harzsch S. and Maier G., 2005. Ontogeny of the Marmorkebs (marbled crayfish): a parthenogenetic crayfish with unknown origin and phylogenetic position. *J. Exp. Zool.*, 303, 393–405.
- Simić V., Petrović A., Rajković M. and Paunović M., 2008. Crayfish of Serbia and Montenegro – the population status and the level of endangerment. *Crustaceana*, 81, 1153–1176.
- Skov C., Aarestrup K., Sivebæk F., Pedersen S., Vrålstad T. and Berg S., 2011. Non-indigenous signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* are now common in Danish streams: preliminary status for national distribution and protective actions. *Biol. Invasions*, 13, 1269–1274.
- Śmietana P., Schulz H.K., Keszka S. and Schulz R., 2006. A proposal for accepting *Pontastacus* as a genus of European crayfish within the family Astacidae based on a revision of the west and east taxonomic literature. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 380–381, 1041–1052.
- Soes D.M., 2008. Een vondst van de Australische roodklauwkreeft (*Cherax quadricarinatus*) in Nederland. [A finding of an Australian redclaw crayfish (*Cherax quadricarinatus*) in the Netherlands.] *Kreeftennieuwsbrief*, 2, 7–8.
- Soes D.M. and van Eekelen R., 2006. Rivierkreeften een opruend probleem? *De Levende Natuur*, 107, 56–59.
- Soes D.M. and Koese B., 2010. Invasive crayfish in the Netherlands: a preliminary risk analysis. Interim report, Bureau Waardenburg bv, Stichting European Invertebrate Survey – Nederland, Invasive Alien Species Team, Waardenburg, 69 p.
- Sokolsky A., Ushivtsev V., Mikouiza A.S. and Kalmikov E., 1999. Influence of sea level fluctuations on wild crayfish populations in the Caspian Sea. *Freshw. Crayfish*, 12, 655–664.
- Son M.O., Novitsky R.A. and Dyadichko V.G., 2013. Recent state and mechanisms of invasions of exotic decapods in Ukrainian rivers. *Vest. Zool.*, 47, 59–64.

- Sousa R., Freitas F.E., Mota M., Nogueira A.J. and Antunes C., 2013. Invasive dynamics of the crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in the international section of the River Minho (NW of the Iberian Peninsula). *Aquat. Conserv.*, 23, 656–666.
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. and Haffner P. (eds.), 2006. Atlas of Crayfish in Europe, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. *Patrimoines naturels*, 64, 187 p.
- Starobogatov Ya.I., 1995. Taxonomy and geographical distribution of crayfishes of Asia and East Europe (Crustacea Decapoda Astacoidei). *Arthropoda Sel.*, 4–3, 3–25.
- Stephanou D., 1987. Cyprus Country Report for 1986–1987, 3 p., available at <http://www.fao.org/docrep/005/s7360b/S7360B02.htm>.
- Stoynov E., Parvanov, D. and Grozdanov A., 2013. Distribution of crayfish and crabs in the upper reaches of the Kamchiya River, Bulgaria. *Bulg. J. Agric. Sci.*, 19, 250–254.
- Svoboda J., Kozubíková E., Kozák P., Kouba A., Bahadır Koca S., Diler Ö., Diler I., Policar T. and Petrussek, A. (2012). PCR detection of the crayfish plague pathogen in narrow-clawed crayfish inhabiting Lake Eğirdir Turkey. *Dis. Aquat. Org.*, 98, 255–259.
- Swecker C.D., Jones T.G., Donahue K. II, McKinney D. and Smith G.D., 2010. The extirpation of *Orconectes limosus* (Spinycheek crayfish) populations in West Virginia. *Southeast. Nat.*, 9 (sp3), 155–164.
- Taylor C.A., 2000. Systematic studies of the *Orconectes juvenilis* complex (Decapoda: Cambaridae), with descriptions of two new species. *J. Crustacean Biol.*, 20, 132–152.
- Taylor C.A., Schuster G.A., Cooper J.E., DiStephano R.J., Eversole A.G., Hamr P., Hobbs H.H. Jr., Robinson H.W., Skelton C.E. and Thoma R.F., 2007. A reassessment of the conservation status of crayfishes of the United States and Canada after 10+ years of increased awareness. *Fisheries*, 32, 372–389.
- Todorov M., Antonova V., Hubenov Z., Ihtimanska M., Kenderov L., Trichkova T., Varadinova E. and Deltchev C. Distribution and actual status of stone crayfish populations *Austropotamobius torrentium* (Decapoda: Astacidae) in Natura 2000 protected areas in Bulgaria. *Acta Zool. Bulg.*, in press.
- Tricarico E., Vilizzi L., Gherardi F. and Copp G.H., 2010. Calibration of FI-ISK, an invasiveness screening tool for nonnative freshwater invertebrates. *Risk Anal.*, 30, 285–292.
- Trichkova T., Botev I., Hubenov Z., Kenderov L., Todorov M., Kozuharov D., Deltchev, C. and Füreder L., 2013. Freshwater crayfish (Decapoda: Astacidae) distribution and conservation in Bulgaria. *Freshw. Crayfish*, 19, 243–248.
- Trontelj P., Machino Y. and Sket B., 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Mol. Phylogenet. Evol.*, 34, 212–226.
- Trožić-Borovac S., 2011. Freshwater crayfish in Bosnia and Herzegovina: the first report on their distribution. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 401, 26.
- Vlach P., Hulec L. and Fischer D., 2009. Recent distribution, population densities and ecological requirements of the stone crayfish (*Austropotamobius torrentium*) in the Czech Republic. *Knowl. Managt. Aquat. Ecosyst.*, 394–395, 13.
- Vrålstad T., Johnsen S.I., Fristad R.F., Edsman L. and Strand D., 2011. Potent infection reservoir of crayfish plague now permanently established in Norway. *Dis. Aquat. Org.*, 97, 75–83.
- Vrezec A., Jaklič M., Govedič M., 2013. Distribution patterns of indigenous and non-indigenous crayfish in Slovenia. In: Book of abstracts, Regional crayfish meeting CrayCro: 26th–28th September, 2013, Rovinj, Croatia, 31.
- Weagle K.V. and Ozburn G.W., 1972. Observations on aspects of the life history of the crayfish, *Orconectes virilis* (Hagen), in northwest Ontario. *Can. J. Zool.*, 50, 366–370.
- Williams B.W., Proctor H.C. and Clayton T., 2011. Range extension of the Northern Crayfish, *Orconectes virilis* (Decapoda, Cambaridae), in the western Prairie Provinces of Canada. *Crustaceana*, 84, 451–460.

Příloha III. Fotodokumentace.



Foto č. 1: Někteří samci raka signálního *Pacifastacus leniusculus*, na které jsem narazil při svém monitoringu, dosahovali opravdu mohutných rozměrů, lokalita Těšíkův rybník; foto L. Jurek, 2012.



Foto č. 2: Rak říční *Astacus astacus*, lokalita Svatoslavský potok; foto L. Jurek, 2012.



Foto č. 3: Odběr potočnic z raka říčního *Astacus astacus*, lokalita Svatoslavský potok; foto L. Jurek, 2012.



Foto č. 4: Přítomnost potočnic na klepetu raka říčního *Astacus astacus*, lokalita Svatoslavský potok., foto L. Jurek, 2012.

9. Abstrakt

Biologie a invazivní šíření raka signálního (*Pacifastacus leniusculus*) na Vysočině

Tato práce se zabývá problematikou nepůvodních druhů raků v Evropě, se zaměřením na Českou republiku. Hlavním druhem zájmu byl rak signální. Byla zhodnocena jeho biologie ve vztahu k invazivnímu šíření. Dále byl sestaven dosud nejaktuálnější seznam jeho známého výskytu v České republice, který byl následně po terénním průzkumu a mapování porovnán, aktualizován a obohacen o nové lokality. Areál jeho výskytu byl zkoumán na Českomoravské vrchovině, v oblasti Velkého Meziříčí.

Jak se ukázalo, centrum výskytu raka signálního v České republice leží skutečně v oblasti místa jeho původního vysazení před třiceti lety u nás, v okolí města Velké Meziříčí. Rak signální se za tu dobu úspěšně rozšířil do okolí, ať už přirozeně (poproudovou a protiproudovou migrací) nebo pomocí člověka (rozvozem s násadami ryb, přímé vysazování veřejností). Obsadil všechny možné typy biotopů, od tekoucích vod obou hlavních řek Balinka a Oslavy, až po jejich přítoky – potoky různé velikosti a charakteru. Vhodné životní podmínky našel ale i v některých rybnících, zvláště těch méně intenzivně obhospodařovaných. Zjištěno také bylo, že v oblasti s výskytem raka signálního se nalézají dostatek populací raka říčního *Astacus astacus*, které na několika místech dokonce sdílejí společné prostředí.

V práci bylo rovněž pojednáno o potočnicím *Branchiobdella* sp., jejich přítomnost či nepřítomnost na racích byla při monitoringu též sledována a následně vyhodnocena.

10. Abstract

Biology and invasive spreading of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) in the Vysočina Region.

This thesis deals with the issue of non-native crayfish species in Europe, focusing mainly on the Czech Republic. The main species of interest was the signal crayfish. Its biology in relation to invasive spreading was evaluated. The most recent list of its known populations in the Czech Republic was compiled. These data were subsequently compared, updated and enriched with new locations based on this field monitoring. Its occurrence was evaluated largely in the Vysočina Region, in the area of Velké Meziříčí.

As it turned out, the center of the signal crayfish occurrence in the Czech Republic is located really in the area of its original introduction thirty years ago in our country, in the vicinity of the Velké Meziříčí. During that time, signal crayfish have successfully expanded into the surroundings waters, both naturally (downstream and upstream migration) and with human aid (with restocking fish, direct distribution by the public). It occupied all possible types of habitats, from running waters of the two major rivers Balinka and Oslava to their tributaries – creeks of different size and character. It found suitable living conditions also in some ponds, particularly those less intensively farmed. Signal crayfish was recorded in areas, where noble crayfish *Astacus astacus* is still relatively widely present, in some place even forming sympatric populations.

The work was also focused on epibionts *Branchiobdella* sp., their presence or absence on caught crayfish. Their occurrence was also recorded and evaluated.