

Univerzita Palackého v Olomouci

Přírodovědecká fakulta

Katedra ekologie a životního prostředí



Společenstva stonožek litevského poloostrova Kurská kosa

Tereza Onderková

Bakalářská práce

předložená

na Katedře ekologie a životního prostředí

Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků

na získání titulu Bc. v oboru

Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce RNDr. Mgr. Ivan Hadrián Tuf, Ph.D.

Olomouc 2017

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Mgr. Ivana Hadriána Tufa, Ph.D., a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci dne 20. července 2017

.....
podpis

ONDERKOVÁ T. 2017. Společenstva stonožek litevského poloostrova Kurská kosa. [bakalářská práce]. Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 30 stran, 6 příloh, česky.

Abstrakt

Bakalářská práce prezentuje společenstva stonožek Litevského poloostrova Kurská kosa. Cílem bylo popsat společenstva stonožek různých biotopů Kurské kosa, dále analýza vlivu požáru borovice kleče a vlivu kolonie kormoránů na společenstva stonožek a jejich vývoj. Metodou odchyty stonožek byly zemní pasti, které byly instalovány v průběhu let 2008-2014 v období května až října přibližně po 14 dnech na 14 různých lokalitách. K analýze dat byl použit program Microsoft Excel 2016 a program CANOCO pro zjištění variability dat. Výsledky jsou zpracovány v podobě tabulek a grafů. Nejhojněji se vyskytujícím druhem na všech biotopech byl *Lithobius forficatus*. Obecně dle výsledků lze považovat společenstva stonožek biotopů Kurské kosa za chudá, ale srovnatelná s jinými společenstvy stonožek z Pobaltí.

Klíčová slova: stonožky, společenstva, biotopy, požár, kormoráni, Kurská kosa

ONDERKOVÁ T. 2017. Centipede assemblages of the Curonian Spit, Lithuania. [bachelor's thesis] Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University in Olomouc. 30 pp. 6 Appendix, in Czech.

Abstract

This bachelor thesis presents the communities of the Lithuanian peninsula Curonian spit. The aim of this thesis was to define the social conditions of the various biotope of the Curonian spit, then analyze the influence of the *Pinus sylvestris* fire and the influence of the cormorant colony on the centipede communities and their development. The capture method was a land paste that was installed during 2008-2014 from May to October approximately 14 days in 14 different locations. Microsoft Excel 2016 and CANOCO were used to analyze the data. The results are processed in the form of tables and graphs. The most abundant species on all biotopes was *Lithobius forficatus*. In general, according to the results, the communities of centipedes in Curonian spit are poor, but comparable to other Balkan centipede communities.

Key words: centipedes, community, biotope, fire, cormorant, Curonian spit

Obsah

Seznam tabulek:	IV
Seznam obrázků:	V
Seznam grafů:	VI
Seznam příloh:	VII
Poděkování.....	VIII
1. Úvod	2
1.1 Stonožky (Chilopoda)	2
1.2 Seznam stonožek Litvy	2
1.3 Charakteristika zaznamenaných druhů.....	2
1.4 Borové lesy narušené požárem.....	3
1.5 Účinky hnízdění kormoránů na půdní faunu.....	5
2. Cíle práce	6
3. Materiál a metody	7
3.1 Kurská kosa.....	7
3.2 Charakteristika lokalit	7
3.3 Metody odchyty	10
3.4 Analýza dat	11
4. Výsledky	12
4.1 Distribuce stonožek na Kurském poloostrově.....	12
4.2 Analýza společenstev borového lesa ovlivněného požárem	15
4.3 Vliv kolonie kormoránů na společenstva stonožek.....	20
5. Diskuze	25
5.1 Společenstva borového lesa ovlivněná požárem.....	25
5.2 Společenstva ovlivněná kolonií kormoránů	26
6. Závěr	27
7. Literatura	28
8. Přílohy	31

Seznam tabulek:

Tab. 1: Přehled průměrného ročního úlovku jednotlivých druhů na lokalitách (lokality popsány v kapitole Materiál a metody)	12
Tab. 2: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA modelu distribuce stonožek v různých biotopech.....	13
Tab. 3: Výsledky RDA analýzy čtyř nezávislých faktorů prostředí pro distribuci stonožek	13
Tab. 4: Přehled druhového spektra pro porovnání čtyř lokalit borovice kleče ovlivněné požárem v jednotlivých letech odchyty (uveden počet ulovených jedinců za sezónu)	15
Tab. 5: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA modelu distribuce stonožek v různých biotopech.....	18
Tab. 6: Výsledky RDA analýzy tří lokalit ovlivněných požárem v interakci s časem.....	18
Tab. 7: Generalizovaný lineární model (GLM) závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné požárem.....	19
Tab. 8: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA distribuce stonožek v různých biotopech.....	23
Tab. 9: Výsledky RDA analýzy tří lokalit ovlivněných kormoránem v interakci s časem	23
Tab. 10: Generalizovaný lineární model (GLM) závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné kormorány	23

Seznam obrázků:

Obr. 1: Zemní past nainstalována přímo na jedné z lokalit (foto: I.H. Tuf)..... 10

Seznam grafů:

Graf 1: Ordinační diagram (DCA) vyjadřující podobnosti lokalit.....	14
Graf 2: Ordinační diagram (DCA) vyjadřující podobnosti druhů.....	14
Graf 3: Ordinační diagram RDA analýzy závislosti druhů na prostředí a čase.....	14
Graf 4: Znárodnění kolísání druhů na jednotlivých plochách (A-spálená, B-spálena a vykácená, C-kontrolní) během let 2008-2014.....	17
Graf 5: Ordinační diagram RDA analýzy tří lokalit ovlivněných požárem v interakci s časem.....	19
Graf 6: Generalizovaný lineární model (GLM) vyjadřující závislosti druhů na čase v lokalitách ovlivněných požárem.....	19
Graf 7: Přehled druhového spektra a početnosti na kormoráních lokalitách 3, 3a-3d v letech 2012-2014.....	22
Graf 8: Ordinační diagram RDA analýzy čtyř lokalit ovlivněných kolonií kormoránů v interakci s časem.....	24
Graf 9: Generalizovaný lineární model (GLM) vyjadřující závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné kolonií kormoránů.....	24

Seznam příloh:

Příloha 1: mapa zaznačených lokalit na Kurské kose (Google mapy, 2017).....	31
Příloha 2: mapa zaznačených lokalit porostu borovice 0,1,2,10 (Google mapy, 2017).....	31
Příloha 3: mapa zaznačených lokalit ovlivněných kormoránem 3, 3a, 3b, 3c, 3d (Google mapy, 2017).....	32
Příloha 4: mapa zaznačených lokalit písečných dun (lok 4,5,8) a olšového lesa(lok6) (Google mapy, 2017).....	32
Příloha 5: Foto tabule z Kurské kosy, popis požáru z roku 2006 (foto I.H. Tuf).....	33
Příloha 6: Houba čerstvého spáleníště (lok 11) kořenitka nadmutá (Foto I. H. Tuf).....	33

Poděkování

Chtěla bych poděkovat svému vedoucímu práce RNDr. Mgr. Ivanu Hadriánu Tufovi, Ph.D., za konzultace, odborné rady, materiál, a především za jeho čas, který se mnou nad touto prací strávil. Děkuji babičce za to, že nade mnou při psaní práce držela hůl. Dále děkuji mým rodičům a přátelům za podporu.

V Olomouci 20. července 2017

1. Úvod

Ve své bakalářské práci nazvané „Společenstva stonožek litevského poloostrova Kurská kosa“ jsem se zabývala porovnáváním společenstev v různých biotopech. Toto téma jsem si zvolila pro relativní rozmanitost biotopů na tak malém území, přičemž se dá dobře porovnávat, jak se mění či nemění jednotlivá společenstva při stejném klimatu a různém prostředí. Stonožky přitom byly jednou ze skupin v rozsáhlém ekologickém projektu řešeném dr. Povilasem Ivinskisem (Gamtos tyrimų centro, Ekologijos institutas, Vilnius, Litva).

1.1 Stonožky (*Chilopoda*)

Třída stonožky patří do podkmene stonožkovci (Myriapoda), kteří jsou kmenem členovců. Tělo stonožek je členěno na hlavu a trup, který tvoří 10-191 článků. Většina těchto článků nese vždy pár kráčivých končetin. Stonožky mají na hlavě většinou pouze dvě skupiny jednoduchých oček. Hlavovými přívěsky jsou tykadla, kusadla a dva páry čelistí. První trupový článek nese kusadlové nožky s hákovitými dutými drápkami a s jedovou žlázou. Předposledním párem končetin jsou vlečné nohy se smyslovými receptory, posledním párem jsou gonopody. Jsou to dravci, svou kořist usmrtí jedem. Dýchají vzdušnicemi. Většina druhů je vlhkomilných, žijících v úkrytech pod kameny nebo v půdě a podobně.

1.2 Seznam stonožek Litvy

Historie poznání stonožek Litvy je velmi stručná. Do nedávné doby se stonožkami v Litvě zabývala jen Atlavinyté (1973) a Zalesskaja (1978). Atlavinyté přitom pouze uvádí početnost zemivek v některých litevských půdách, tyto stonožky ani neurčovala na druhovou úroveň. Zalesskaja vydala v roce 1978 monografii o stonožkách řádu Lithobiomorpha Sovětského svazu. U jednotlivých druhů uvádí jejich rozšíření, přičemž Litevskou SSR zmiňuje pouze u čtyř druhů: *Lithobius curtipes*, *Lithobius erythrocephalus*, *Lithobius forficatus* a *Lithobius melanops*. V roce 2015 vyšel aktuální check-list stonožek Litvy založený na poměrně obsáhlém materiálu sesbíraném dr. Povilasem Ivinskisem (Tuf et al., 2015). Autoři uvádějí, že v Litvě je celkem 20 druhů stonožek (12 druhů řádu Lithobiomorpha a 8 druhů Geophilomorpha), z toho 16 druhů bylo pro Litvu hlášeno poprvé. Přestože toto číslo není vysoké, je srovnatelné se

známými druhy skandinávských zemí: Norsko - 25 druhů, Švédsko - 32 druhů a Finsko – 20 druhů. Data jsou převážně z ekologického průzkumu na Kurské kose, další vzorky byly odebírány ze středních, východních a severovýchodních částí Litvy.

Dle databáze Fauna Europea je stav poznání fauny stonožek v baltských zemích neuspokojivý. Z Lotyšska je známo 16 druhů, z Běloruska je jich pouze šest a v Estonsku dosud nebyl hlášen žádný. Pro porovnání je ve Finsku 20 hlášených druhů a v Polsku 56, a ačkoli seznam polských stonožek obsahuje i neplatné či pochybné druhy, mezera ve znalostech je evidentní (Tuf et al., 2015).

1.3 Charakteristika zaznamenaných druhů

Z důvodů nedostatečných dat o půdních společenstvech v Litvě zde byly prováděny další průzkumy. V této bakalářské práci analyzuji data o úlovcích stonožek v letech 2008-2014. Data byla sbírána I.H. Tufem, P. Ivinskisem a J. Rimšaitė. Mezi konkrétní odchycené druhy obsažené v této bakalářské práci patří:

Geophilus truncorum Bergsoë & Meinert, 1886, z čeledi Geophilidae. Malý oranžovo-hnědý až 20 mm velký druh a 37 až 43 párů nohou s třemi podélnými výraznými jamkami na předních sternitech (Kaczmarek, 1979).

Lithobius curtipes C. L. Koch, 1847 z čeledi Lithobiidae. Patří mezi menší druhy do 11 mm, kaštanově hnědá. 6-9 oček na každé straně hlavy. Antény složeny z dvaceti článků. Vlečné nohy zakončeny jedním drápkem. Specifickým znakem samce na 15. páru noh je krátký kuželovitý výběžek na konci tibie a na horní straně se táhne krátká rýha. (Neckařová, 2009).

Lithobius erythrocephalus C. L. Koch, 1847 z čeledi Lithobiidae. Stonožka velká 10 až 16 mm. Kaštanově hnědá barva, dlouhá tykadla. Deset až čtrnáct oček do 3 poměrně rovnoměrných řad. Dvoučlánková chodidla, vlečné nohy s dvěma drápkami (Neckařová, 2009).

Lithobius forficatus (Linné, 1758) z čeledi Lithobiidae. Známý druh, dosahuje až 30 mm, jedna z našich největších stonožek. Charakteristické hnědo-rezavé zbarvení. Ploché tělo složeno z 16 článků, na každém tělním článku má jeden pár nožek. Na spodní straně hlavového článku jsou kusadlové nožky s 5 a více zoubky na každé straně.

Na hlavě jsou dvě nitkovitá tykadla a několik drobných málo pigmentovaných oček. Na posledním tělním článku jsou vlečné nohy s jedním koncovým drápkem (Neckařová, 2009).

Lithobius microps Meinert, 1868 z čeledi Lithobiidae. Malý žlutý až hnědý druh do 9 mm. Dlouhá tykadla, na obou stranách hlavy 2-3 ocelli (jednoduchá očka) v jedné řadě. Celkem 15 páru noh, 1.-12. pár jsou jednočlámkové. Vlečné nohy zakončeny dvěma drápy (Neckařová, 2009).

Lithobius tenebrosus Meinert, 1872 z čeledi Lithobiidae. Patří mezi druhy s velikostí do 14 mm, hnědý až tmavě hnědý. Na každé straně hlavy 14-18 oček. Na 9, 11 a 13 tergitu tupé trojúhelníkovité výrůstky. Hlavním poznávacím znakem od dalších druhů je jeden dráp na posledním článku. Specifickým znakem samce je na 15. páru noh na femuru hřbetní rýha (Neckařová, 2009)

Pachymerium ferrugineum (C. L. Koch, 1835) z čeledi Geophilidae. Patří k větším druhům (do 50 mm). Červeno-oranžový druh s 43-45 páry noh a četnými póry rozloženými na dorsální i ventrální straně kyčlí posledního páru noh (Kaczmarek, 1979).

Strigamia acuminata (Leach, 1815) z čeledi Linotaeniidae. Patří mezi větší druhy 50 až 70 mm. Úzké dlouhé tělo ve středu mírně rozšířené, s červeným až oranžovým zbarvením. Dlouhá, článkovaná tykadla, bez očí, krátké vlečné nohy. Determinační znaky jsou zejména ve tvaru štítků na vlečných a kusadlových nožkách a na kopulačních orgánech (Brolemann, 1930).

1.4 Borové lesy narušené požárem

Požáry mohou v různé míře ovlivnit celé suchozemské ekosystémy včetně horních vrstev půdy a půdu obývající bezobratlé. Opoždění fauny na oheň je obrovská variabilita, která závisí na frekvenci a době hoření (Ahlgren, 1974; Neumann a Tolhurst, 1991; Sgardelis et al., 1995).

Účinky požáru na společenstvech půdních bezobratlých mohou být buď přímé v podobě okamžité smrti zvířete nebo nepřímé prostřednictvím mikrobiálních a mikroklimatických změn způsobených ničením nadzemního vegetačního krytu

(Sgardelis et al., 1995; Bauhus et al., 1993; Baird et al., 1999). Mezery vzniklé po požáru vytvářejí různé mikrohabitaty a diverzifikují vegetační strukturu a podporují tak celkovou druhovou rozmanitost (Lain et al., 2008). Kromě toho mrtvé dřevo vytvořené tímto poškozením poskytuje biotopy a potravu pro různé organismy (Gibb et al., 2006; Lachat et al., 2006). Právě pro zvýšení biologické rozmanitosti v lesích mohou být uměle aplikovány mírné zásahy jako například regulovaný požár či kácení (Gondard et al., 2003; Glasgow a Matlack, 2007; Kwon et al., 2010a; Maleque et al., 2010).

Požár může nepřímo ovlivnit komunity členovců změnou složení rostlinných druhů a vlastností opadu. Sníží se vrstva opadu, změní se teplota a vlhkost půdy (Mitchell, 1990). Členovci při vysokých teplotách trpí, může dojít až ke ztrátě stanoviště. Jejich přizpůsobení těmto požárům je vyloučeno. Mohou se však chránit polohou při požáru a celkově chováním, které zabraňuje úmrtí. Požár pro ně může být pozitivní z hlediska redukce potencionálních konkurentů a dravců (Martin, 1990). Rostoucí používání úmyslného ohně jako strategie pro manipulaci složení lesních druhů a jako příprava místa před výsadbou tvoří otázky týkající se přímých a nepřímých účinků na společenstva členovců na rozhraní půdních vrtů. Ztráty početnosti členovců by mohly snížit rychlost rozkladu a vést ke snížení produktivity (Coleman et al., 2006).

Požáry mohou být buď přirozené či záměrně vyvolané člověkem. Takový založený požár je obvykle v malém měřítku a za příznivých meteorologických podmínek a předem ohlášen místní autoritě pro případ, že se oheň rozšíří nad rámec chtěného rozsahu. Názory veřejnosti na tyto požáry byly zjišťovány po nehodě v západních Spojených státech v roce 1988, kdy shořel přibližně jeden milion akrů lesa. Průzkum o všeobecném souhlasu týkající se předepsaných opatření při hoření rozdělil respondenty rovnoměrně mezi souhlas a nesouhlas. Tato událost se zapsala jako významný ekologický efekt v dějinách národních parků (Manfredo et al., 1990).

Obecně představují požáry jeden z nejdůležitějších faktorů přirozeného narušení. Příkladem může být také jižní svah Alp (od JV Francie až po SV Itálii), kde požáry přispívaly ke změnám druhového složení lesní vegetace již od dob prehistorických (Delarze et al., 1992, Hofmann et al., 1998, Tinner, 1999). Někteří autoři zdůrazňují, že optimální stanoviště druhů s požární intolerancí by se nikdy nevyvíjelo pod režimem častých požárů, zatímco jiní autoři poukazují na význam ohně při vytváření těchto biotopových mozaik (Buddle et al., 2000, Gandhi et al., 2001).

Co se týče biologické rozmanitosti, některé studie kladou důraz na pozitivní úlohu ohně, jakožto důležitou evoluční sílu, která udržuje druhovou bohatost v souladu s faktorem disturbance. Může snižovat konkurenci, dokonce upřednostňovat ohrožené druhy bezobratlých (Bengtsson et al., 2000, Similä et al., 2002, Sippola et al., 2002). Naproti tomu jiné studie považují oheň za negativní faktor, který může ohrozit endemické a stenotopní druhy (např. Yanovsky et al., 1996, Økland et al., 1996, Dajoz 2000). Příčiny těchto zdánlivě protichůdných účinků požáru zahrnují různé režimy požáru, rozdílné ekologické podmínky před a po požáru v daných studovaných oblastech, stejně jako rozdíly v zaměření zkoumaných taxonomických skupin (Moretti et al., 2004).

1.5 Účinky hnízdění kormoránů na půdní faunu

Při hnízdění kormoránů na určité ploše dochází k ukládání velkého množství guána (trusu), které je bohaté na živiny a další zbytky pocházející z vodních organismů. Tyto nánosy často vedou k znatelnému zvýšení koncentrace živin a snížení pH půdy (Mulder et al., 2011b), čímž nepřímo ovlivňují půdní mikroby, vegetaci a půdní bezobratlé. V blízkosti ptačích kolonií mohou být velmi vysoké koncentrace amoniaku, což snižuje rostlinnou biomasu (Kolb et al., 2010,2012; Wright et al., 2010). Při vyšších koncentracích totiž dochází k vyluhování amoniaku do spodních vod, což způsobuje jejich závadnost (Novák, 2006). Výsledky studií jasně ukazují, že kormoráni silně ovlivňují několik půdních vlastností včetně koncentrace N a P, což vede ke změnám v komunitách půdních členovců (Gundula et al., 2015).

Odpovědi bezobratlých jsou poměrně variabilní. Na hnízdních ostrovech se zvyšují a snižují jejich hustoty. Na variabilitě této odpovědi se s největší pravděpodobností odráží změny dostupnosti zdrojů a dalších podmínek biotopů, což je důsledkem aktivity kormoránů. Různé taxony bezobratlých mohou měnit své abundance s tím, jak se mění zdroje a podmínky prostředí. Ve srovnání s ostatními mořskými ptáky mají hnízdiště kormoránů větší obrat a některá bývají pravidelně opouštěna. Když jsou hnízdící ostrovy opuštěny, dochází k růstu rostlin způsobeným vysokou dostupností živin a rostlinná biomasa na těchto místech je pak často vyšší než na místě, kde kormoráni nehnízdili, což může mít určitý vliv i na půdní společenstva (Kolb et al., 2010).

2. Cíle práce

Předložená práce je zaměřena na tyto cíle:

- Popsat společenstva stonožek různých biotopů Kurské kosy
- Analyzovat pattern distribuce jednotlivých druhů v různých biotopech
- Analyzovat vliv požáru borovice kleče a následného managementu na společenstva stonožek a jejich vývoj
- Analyzovat vliv kolonie kormoránů na společenstva stonožek a jejich vývoj

3. Materiál a metody

3.1 Kurská kosa

Litevský poloostrov Kurská kosa se nachází při jihovýchodním okraji Baltského moře na pomezí Litvy a ruské enklávy Kaliningradské oblasti (Čeřovský 2007). Tedy poloostrov sdílí Litva a Rusko. Rozkládá se na ploše 65,200 km² a leží mezi 53° a 57° severní šířky (Tuf et al., 2015). Kosa je dlouhá celkem 97 km, v nejširším místě 3,8 km, v nejužším 0,35 km široká (Čeřovský 2007).

Klima Litvy se pohybuje mezi kontinentálním a přímořským s chladnou sněhovou zimou. Průměrné roční srážky jsou 600-900 mm. Terén je středně nížinný až vrchovinný s maximální výškou 294 m. n. m. (Tuf et al., 2015). Kurská kosa je chráněna jako národní park podle IUCN řazen do kategorie II. V kategorii vynikajících kulturních krajín byl též zapsán na seznam Světového dědictví UNESCO (Čeřovský 2007).

Květen 2006 byl pro Kurskou kosu kritický. Došlo zde k největšímu požáru za poslední století, bylo zničeno více než 237 ha lesa. Obrovské škody utrpěly porosty borovice, postiženo bylo asi 77 % porostů. Borovice kleč je zde nepůvodní, zavlečena z Dánska v polovině 19. století, byly jí zalesňovány velké písčné duny. Jejich dobře vyvinutý kořenový systém v povrchových vrstvách omezuje posun písku. Nicméně svým rozvětvením vytváří i příznivé podmínky pro šíření požáru. V současné době byla část plochy spáleného lesa obnovena. Zalesněním se získalo přes 60 ha nového lesa, který je tvořen převážně borovicí lesní (*Pinus sylvestris*) a olší lepkavou (*Alnus glutinosa*) (Příloha 5).

3.2 Charakteristika lokalit

Data byla sbírána celkem na čtrnácti různých lokalitách včetně čtyř lokalit ovlivněných hnízdnicemi koloniemi kormorána velkého (*Phalacrocorax carbo*). Informace o lokalitách poskytli kolegové z Gamtos tyrimų centro, Ekologijos institutas v Litvě, dr. Jolanta Rimšaitė a dr. Povilas Ivinskis.

Lokalita 0 - Vypálená plocha lesa borovice kleče (*Pinus montana*), pocházející z rozsáhlého požáru v roce 2006. GPS souřadnice této jsou 55 38'34.3"N a 21

07'23.5"E. Plocha situovaná v neošetřené oblasti blízko naučné stezky. Po požáru zde zůstaly mrtvé stromy. Některé původní byliny například metlička křivolaká (*Deschampsia flexuosa*), jestřábník úzkolistý (*Hieracium piloselloides*), starček jarní (*Senecio vernalis*) a druh mechu rohozub nachový (*Ceratodon purpureus*) zde byly rekolonizovány a pokryly oblast z 36 %.

Lokalita 1 - Vypálená a vykácená plocha lesa borovice kleče, vznikla stejným požárem, jako předchozí lokalita, ale byla následně ošetřena odstraněním ohořelých zbytků a výsadbou nových borovic. GPS souřadnice této lokality jsou 55 38'35.8"N a 21 07'34.9"E Tato plocha je silně ovlivněna mořským větrem. Mrtvé borovice byly odstraněny, stále zde ale zůstalo velké množství spáleného dřeva. Jeho černá barva může ovlivnit teplotní poměry v přízemních vrstvách a poskytnout tak zvláštní podmínky pro život. Rostliny jako smetánka (*Taraxacum* sp.), jetel rolní (*Trifolium arvense*), jestřábník úzkolistý (*Hieracium piloselloides*), starček jarní (*Senecio vernalis*), vrbovka (*Epilobium* sp.) a mechy zkrutek vláhojevný (*Funaria hygrometrica*), rohozub nachový (*Ceratodon purpureus*) byly rekolonizovány a pokryly oblast z 49 %.

Lokalita 2 - Pozůstalé duny borovice lesní (*Pinus sylvestris*), oblast Alksnyně. GPS souřadnice této lokality jsou 55 38'34.9"N a 21 07'01.3"E. Tento les je zastoupen právě borovicí lesní z 80 %. Bylinné patro pokrývá 95 % lesa a je dominantní pro druhy tolerující kyselost. Zkoumaná lokalita vypáleného a vykáceného lesa borovice kleče a zbylých dun borovice lesní byla situovaná v oblasti Alksnyně. Vypálená oblast je výsledkem požáru v květnu 2006, bylo zde zničeno více než 150 ha borovicového lesa.

Lokalita 3 - Starý smíšený les. Tato oblast leží v Juodkrante přírodní rezervaci, která pokrývá oblast asi 260 ha a je jednou z mála oblastí na Kurské kose, kde nebyl přirozený les nahrazen borovicí. Je poslední etapou nerušeného přirozeného vývoje ekosystému dun vedoucí ke smíšenému lesu.

Lokalita 3a, 3b, 3c, 3d – Kolonie kormoránů. Tato oblast je stejně jako lokalita 3 v přírodní rezervaci Juodkrante. Vyskytují se zde velké kolonie kormoránů, jejichž toxický trus má výrazný vliv na vegetaci. Tyto 4 lokality jsou v různých stádiích vývoje lesa (3a - nejčerstvější část kolonie, aktuální výskyt kormorána, 3b- starší kolonie, odtud

kormoráni odešli, 3c- staré holé stromy, zcela mrtvý les, 3d- les v sekundární sukcesi – znovuobnovený).

Lokalita 4 - Hnědé duny porostlé lišejníky a mechy v přírodní rezervaci Nagliai. GPS souřadnice této lokality jsou 55 26'16.5"N a 21 04'34.3"E. Vývoj zde dosáhl další fáze. Typické hnědé duny byly většinou pokryty mechem a lišejníky, ty dodávají dunám typicky hnědou barvu. Vegetace zde pokrývá 92 % plochy.

Lokalita 5 - Šedé duny pokryté mechy, lišejníky a lipnicovitými v přírodní rezervaci Nagliai. GPS souřadnice této lokality jsou 55 26'13.8"N a 21 04'35.3"E. Tato oblast je charakterizovaná otevřenými písečnými ploškami a trávami jako paličkovec šedavý (*Corynephorus canescens*) a různými druhy lišejníků, které ukazují nehybnost písku. Nicméně pokryv vegetace je velice nízký jen 24 %.

Lokalita 6 - Les olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) v přírodní rezervaci Nagliai. GPS souřadnice této lokality jsou 55 26'13.6"N a 21 04'27.1"E. Je situován ve vlhkých údolích dun. Dominuje zde právě olše. Stromové patro pokrývá 7 %, bylinné a mechové 44 %. Tento les patří k přirozenému vývoji dun. Vlhká půda poskytuje specifické podmínky pro rostliny a hmyz.

Lokalita 8 - Nepokryté bílé duny v Nagliai. GPS souřadnice této lokality jsou 55 26'08.9"N a 21 04'54.7"E. Tato oblast představuje první fázi sukcese v ekosystému dun. Je situovaná na širokém otevřeném poli písku a permanentně vystavena větru. Pro tyto důvody je charakterizovaná pohybem písku a v těchto podmínkách se nemůže vytvořit ani žádná vegetace.

Lokalita 10 – Les borovice kleče, oblast Alksnyně. GPS souřadnice této lokality jsou 55 38'32.0"N a 21 07'21.9"E. Zcela přirozené stanoviště borovice kleče, nedošlo zde k požáru. Lokalita nezasažená člověkem. Spadené stromy ponechány.

Lokalita 11 – Čerstvě spálený les borovice kleče. Požár zde proběhl v roce 2013 v období 5-6 měsíce. GPS souřadnice této lokality jsou 55° 35' 19.59"N a 21° 7' 14.6"E. Po požáru zde zůstaly zbytky mrtvých stromů a vyskytovala se zde typická houba čerstvých spálenišť kořenitka nadmutá (*Rhizina undulata*). Na této lokalitě se odebíraly vzorky pouze v roce 2014. Pro analýzu v programu CANOCO se k této lokalitě přiřadil časový údaj 2006 (doba čerstvě spáleného lesa lokalit 0 a 1).

Přísná přírodní rezervace Nagliai zabírá rozlohu 1680 ha. Přibližně 9 km se táhne mezi Juodkrante a Pervalka. Zde je možno najít všechny vývojové stupně dun. Veškerá lidská činnost byla silně omezena, příroda je zde zachována pouze pro vědecké účely. Na některých místech začalo opětovné zalesnění, především borovicemi. Lokality 7 tvořily živé písečné duny, nicméně do pastí se za celou dobu výzkumu nechytla žádná stonožka, proto tato lokalita nebyla do bakalářské práce zahrnuta. Lokalita 9 byla v průběhu výzkumu opuštěna a z této práce byla proto také vyloučena.

3.3 Metody odchyty

Metodou odchyty byly zemní pasti, které patří mezi nejrozšířenější metodu ekologicky zaměřených studií půdních bezobratlých. Zemní pasti byly instalovány v průběhu let 2008-2014, přičemž ne na všech lokalitách se vzorkovalo po celé období. Pasti byly instalovány v období května až října a vybírány přibližně po 14 dnech.

Princip metody: plastová nádoba zakopaná do země tak, aby její hrdlo bylo zároveň s povrchem substrátu. Živočich pohybující se po povrchu substrátu překročí okraj a spadne do pasti. Aby z pasti neunikl, je v ní umístěn smrtící roztok, v tomto případě 4 % vodný roztok kyseliny octové. Tento roztok je zároveň roztokem fixačním, aby nedocházelo k rozkladu jedinců. Proti napadání listů či pro snížení odparu tekutiny byly pasti opatřeny stříškou (Tuf, 2013)



Obr. 1: Zemní past nainstalována přímo na jedné z lokalit (foto: I.H. Tuf)

3.4 Analýza dat

K analýze dat a tvorbě grafů jsem použila program Microsoft Excel 2016. Celkem odchycených jedinců (dat), se kterými jsem pracovala bylo 3980. Pomocí nastavení filtrů jsem si uspořádala data pro lepší přehlednost a vytvořila tabulky pro jednotlivé cíle mé práce.

Byla to tabulka s rozdíly druhových spekter a početnosti druhů na třech lokalitách borovice kleči. Konkrétně porovnání vypáleného lesa, vypáleného a vykáceného lesa a bez zásahu. Dále to byla tabulka pro porovnání druhového spektra a početnosti na čtyřech lokalitách ovlivněných hnízděním kormoránů. Pomocí těchto tabulek jsem vytvořila grafy pro lepší přehlednost.

Dále jsem v programu CANOCO pomocí klastrové analýzy porovnávala všechna data, v závislosti na čase a podobnostech jednotlivých druhů a lokalit. Využila jsem metodu mnohorozměrné ordinační techniky, konkrétně lineární gradientovou analýzu. Tuto techniku jsem zvolila, protože pomocí ní můžeme zjistit variabilitu dat a testovat vztah závislé proměnné na nezávislou proměnnou. Pro testování významnosti vztahů s charakteristikou prostředí jsem použila Monte Carlo permutační test. V CANOCU byla zpracována taktéž grafická podoba těchto vztahů.

4. Výsledky

4.1 Distribuce stonožek na Kurském poloostrově

Z tabulky lze vyčíst, že nejhojněji se vyskytujícím druhem byl *Lithobius forficatus* druhým nejhojnějším *Lithobius erythrocephalus*. Naopak nejméně se vyskytujícím druhem byl *Geophilus truncorum*. Celkem odchycených jedinců bylo 3980, celkový roční průměrný úlovek byl 894,1.

Tab. 1: Přehled průměrného ročního úlovku jednotlivých druhů na lokalitách (lokality popsány v kapitole Materiál a metody).

	<i>Lithobius curtipes</i>	<i>Lithobius erythrocephalus</i>	<i>Lithobius forficatus</i>	<i>Lithobius microps</i>	<i>Lithobius tenebrosus</i>	<i>Geophilus truncorum</i>	<i>Pachymierium ferrugineum</i>	<i>Strigamia acuminata</i>	SUMA
lok0	0	16,5	35,0	0	0	0	0,8	0	52,3
lok1	0	15,5	60,0	0	0	0	0	0	75,5
lok2	0	1,0	84,3	0,8	0	0	0	0	86,1
lok3	1,0	0,3	41,2	9,8	0	0,2	0	0,5	53,0
lok3a	4,7	6,0	134	0,7	0,3	0	0,3	3,7	149,7
lok3b	2,7	2,0	160,7	1,0	0	0	0	2,7	169,1
lok3c	0,3	25,3	81,7	1,0	0	0	0	3,7	112,0
lok3d	0,7	1,3	85,0	3,7	0,3	0	0	1,3	92,3
lok4	0	5,0	1,3	0	0	0	0	0	6,3
lok5	0	1,5	0	0	0	0	0	0	1,5
lok6	0	31,7	37,0	0	0	0	0	0	68,7
lok8	0	2,0	0	0	0	0	0	0	2,0
lok10	0,2	3,2	53,6	1,4	0	0	0,2	0	58,6
lok11	1,0	10,0	56,0	0	0	0	0	0	67,0
SUMA	10,6	121,3	829,8	18,4	0,6	0,2	1,3	11,9	894,1

K rozboru dat jsem nejdříve použila nepřímou analýzu pro poznání délky gradientu v druhových datech. Program spočítal, že nejdelší gradient byl 2,942. Gradient je menší než 3, tudíž jsem použila lineární model RDA. Ve snaze zpřehlednit pattern distribuce jsem se pokusila vynechat v modelu konkrétní kódy lokalit a vyrobit faktory podle charakteru biotopu. Zavedla jsem proto proměnné kormorán, olšina a duny. První osa vysvětluje 10,5 % variability, druhá již pouze 0,8 %. Celý model vysvětluje 11,4 % variability. Přehled variability vysvětlené modelem je znázorněn v Tab. 2. Celý model byl dle Monte Carlo testu statisticky signifikantní ($F=15,049$, $p=0,0020$). Průkaznost nezávislých proměnných prostředí z výstupu RDA analýzy

znázorňuje Tab. 3. Podle výsledků RDA analýzy kolonie kormoránů signifikantně mění společenstva stonožek, duny mají také signifikantně specifická společenstva a olšina je signifikantně odlišná, čas vzorkování (tj. rok odběru) v celkovém materiálu průkazný vliv na společenstva nemá.

Tab. 2: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA modelu distribuce stonožek v různých biotopech

Osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou (Eigenvalues)	0,105	0,008	0	0
Korelace závislých a nezávislých proměnných (Species environment correlation)	0,357	0,233	0,166	0,189
Celkové procento variability vysvětlené závislými proměnnými (Cumulative percentage variance of species data)	10,5	11,3	11,4	11,4
Celkové procento variability vysvětlené závislými i nezávislými proměnnými (of species environment relation)	92,2	99,5	99,9	100

Tab. 3: Výsledky RDA analýzy čtyř nezávislých faktorů prostředí pro distribuci stonožek

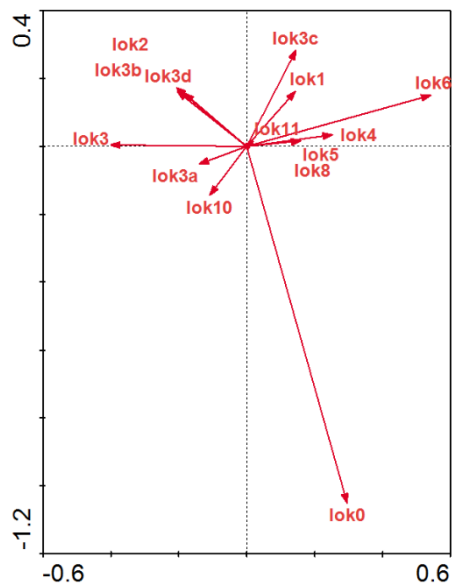
nezávislá proměnná	LambdaA	p	F
kormorán	0,06	0,002	30,10
duny	0,03	0,004	13,58
olšina	0,02	0,002	12,76
čas	0	0,172	1,75

Z ordinačního diagramu (Graf 1) lze vyčíst podobnosti lokalit. Pravá polovina zahrnuje lokality 0-1-3c-4-5-6-8-11, z nichž lokality 4-5-8 jsou na dunách, tedy celkově chudé na společenstva. Lokalita 6 se v tomto kvadrantu nachází kvůli geograficky dané podobnosti prostředí. Lokalita 3c je zcela mrtvý les opuštěný kormorány, tedy je spíše nelesní, a proto se nachází v kvadrantu jako lokality dun. Lokality v levé polovině jsou 2-3-3a-3b-3d-10 a jsou to plochy vzrostlých lesů, tedy zcela jiné podmínky prostředí než v pravé polovině grafu.

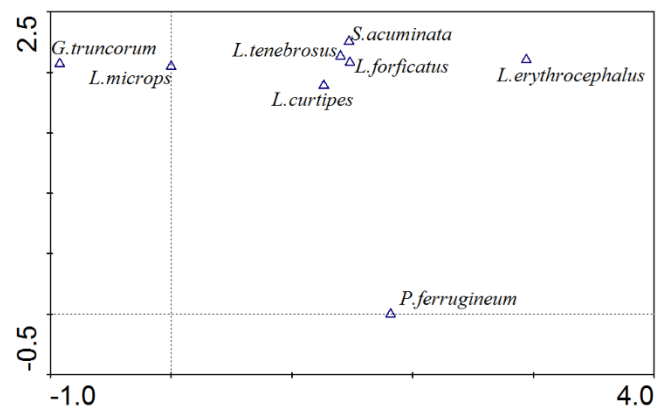
Z ordinačního diagramu (Graf 2) lze vyčíst podobnosti druhů (pattern výskytu jednotlivých druhů). Jak lze vidět skupinu spolu tvoří *Lithobius curtipes*, *Lithobius forficatus*, *Lithobius tenebrosus*, *Strigamia acuminata*, lze tedy říci, že mají podobné nároky na prostředí. Tyto druhy byly převážně na zalesněných plochách, na dunách kromě *L. forficatus* vůbec. U *Geophilus truncorum* nelze specificky určit jeho polohu v grafu, jelikož byl odchycen pouze jeden jedinec, což může být důvodem, že stojí mimo skupinu. *Pachymerium ferrugineum* stojí mimo skupinu pravděpodobně kvůli jeho nízké epigeické aktivitě a taktéž bylo odchyceno pouze 7 jedinců.

Z ordinačního diagramu RDA analýzy závislosti druhů na prostředí (Graf 3) lze vyčíst, že *Lithobius erythrocephalus* se nejvíce vyskytuje v olšovém lese, tedy budou tam pro něj nejlepší podmínky. Na dunách se nevyskytovaly téměř žádné druhy, a to z důvodu ne zcela výhodného prostředí. Většina druhů se vyskytovala na lokalitě ovlivněné kormorány, jelikož bylo tohle prostředí tvořeno smíšenými lesy.

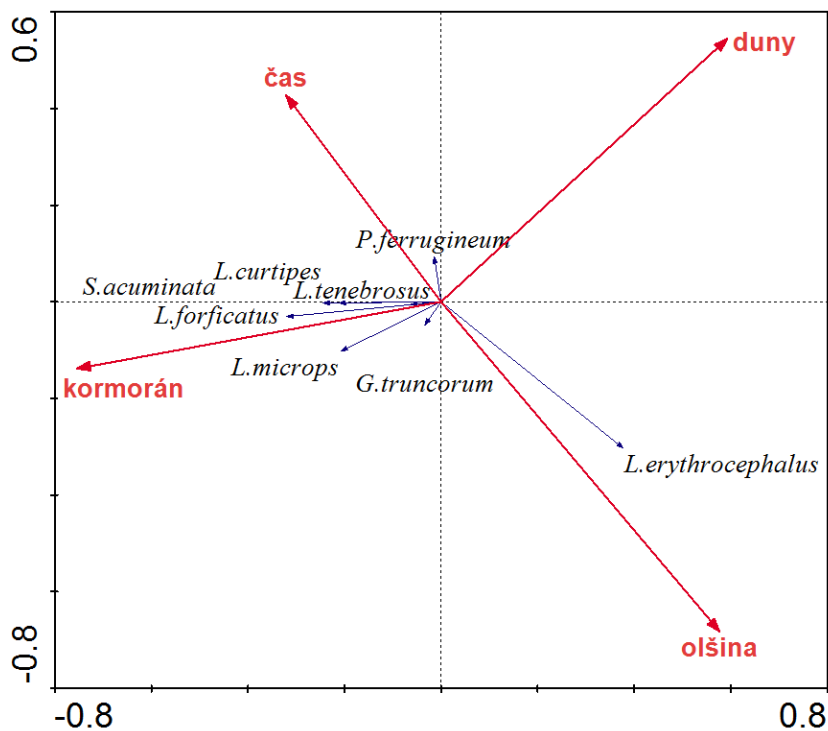
Graf 1: Ordinační diagram (DCA) vyjadřující podobnosti lokalit



Graf 2: Ordinační diagram (DCA) vyjadřující podobnosti druhů



Graf 3: Ordinační diagram RDA analýzy závislosti druhů na prostředí a čase



4.2 Analýza společenstev borového lesa ovlivněného požárem

Na čtyřech lokalitách s borovicí klečí bylo zaznamenáno v průběhu let 2008-2017 celkem 1127 jedinců. V tabulce 4 lze vidět podrobný přehled druhového spektra pro tyto lokality.

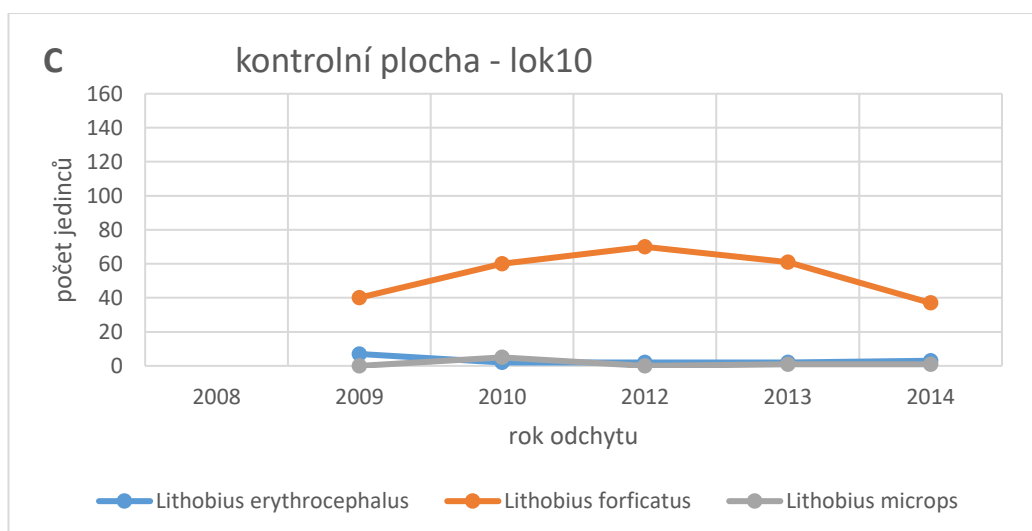
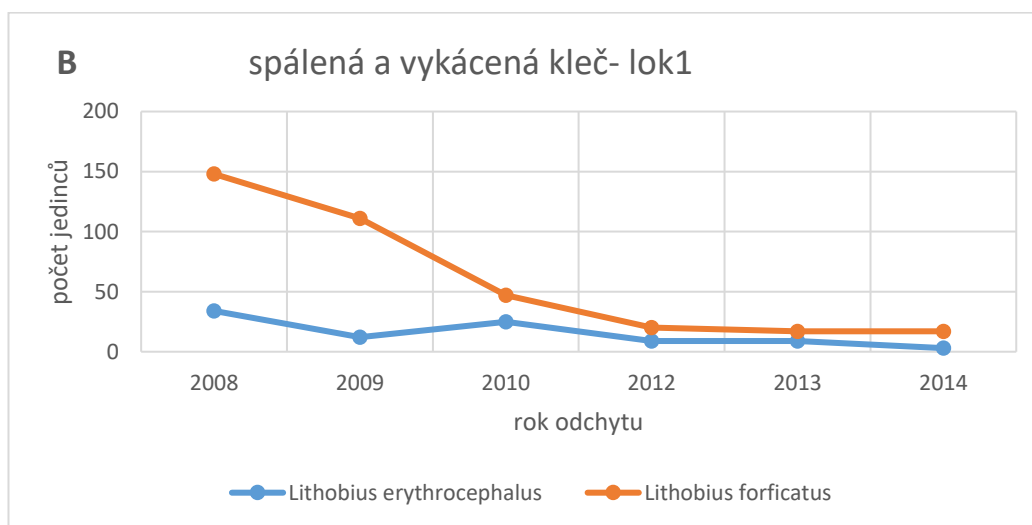
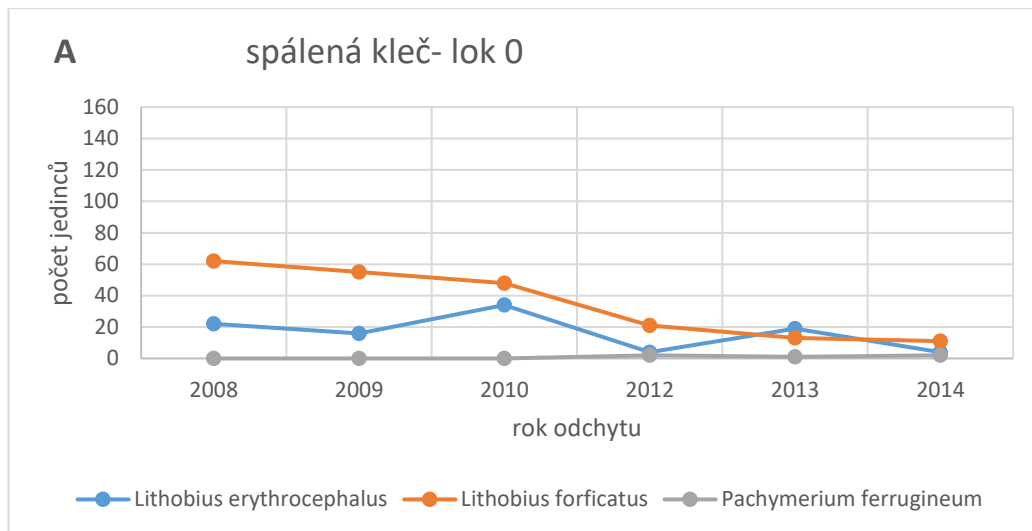
Tab. 4: Přehled druhového spektra pro porovnání čtyř lokalit borovice kleče ovlivněné požárem v jednotlivých letech odchytu (uveden počet ulovených jedinců za sezónu)

	rok odchytu	<i>Lithobius curtipes</i>	<i>Lithobius erythrocephalus</i>	<i>Lithobius forficatus</i>	<i>Lithobius microps</i>	<i>Pachymerium ferrugineum</i>
spálená kleč	8	0	22	62	0	0
	9	0	16	55	0	0
	10	0	34	48	0	0
	12	0	4	21	0	2
	13	0	19	13	0	1
	14	0	4	11	0	2
spálená a vykácená kleč	8	0	34	148	0	0
	9	0	12	111	0	0
	10	0	25	47	0	0
	12	0	9	20	0	0
	13	0	9	17	0	0
	14	0	3	17	0	0
kontrolní plocha	8	0	0	0	0	0
	9	0	7	40	0	0
	10	0	2	60	5	0
	12	0	2	70	0	0
	13	0	2	61	1	0
	14	1	3	37	1	1
nově spálený les	14	1	10	56	0	0

Porovnávala se lokalita spálené kleče, spálené a vykácené kleče, kontrolní lokalita a lokalita kde proběhl požár v roce 2014. Vzorky se skládaly z pěti druhů – *Lithobius curtipes*, *Lithobius erythrocephalus*, *Lithobius forficatus*, *Lithobius microps*, *Pachymerium ferrugineum*. Z tabulky lze vyčíst, že na všech lokalitách byl nejpočetnějším druhem *L. erythrocephalus* a *L. forficatus*. Na lokalitě spálené kleče se nevyskytovaly *L. curtipes* a *L. microps*. Na lokalitě spálené a vykácené kleče se

nacházely pouze dva nejčtenější druhy. Na kontrolní lokalitě se nacházely všechny druhy. Na lokalitě čerstvého spáleniště se vyskytovaly *L. erythrocephalus*, *L. forficatus* a jedinec *L. curtipes*. Tato nově vypálená lokalita se vzorkovala pouze v jednom roce.

V Grafu 4 je znázorněno kolísání početnosti druhů na jednotlivých plochách borového lesa v letech 2008-2014. Na prvních dvou obrázcích lze vidět, že početnost druhů *L.erythrocephalus* a *L. forficatus* v průběhu let spíše klesá. Na posledním obrázku – kontrolní ploše – lze vidět, že druhy *L. erythrocephalus* a *L. microps* se výrazně nemění, zatímco *L. forficatus* nejprve roste a poté klesá. Na kontrolní ploše se navíc vyskytoval ještě druhy *L. curtipes* a *P. ferrugineum* avšak pouze po jednom jedinci, a to v roce 2014. Z celkového srovnání lze vidět, že samotné vypálení lesa nevádí stonožkám tolik jako zničení stanoviště (tedy vykácený les a odstraněné zbytky lesa).



Graf 4: Znázornění kolísání druhů na jednotlivých plochách (A-spálená, B-spálena a vykácená, C- kontrolní) během let 2008-2014

V nepřímé analýze program spočítal, že nejdelší gradient byl 2,17, tedy menší než 3, použila jsem opět lineární model RDA. První osa vysvětluje 26,8 % variability, druhá již pouze 1,3 %. Celý model vysvětluje 28,1 % variability. Přehled variability vysvětlené modelem je znázorněn v Tab. 5. Celý model byl dle Monte Carlo testu statisticky signifikantní ($F=9,828$, $p=0,0020$). Průkaznost nezávislých proměnných prostředí z výstupu RDA analýzy znázorňuje Tab. 6., kde je navíc interakce čas*lokalita, což znázorňuje specifický průběh sukcese na jednotlivých lokalitách. Podle výsledků RDA analýzy se během let společenstva stonožek vyvíjejí. Dále vidíme, že společenstva se na plochách se spontánní sukcesí (lokalita0) liší a čerstvá spáleniště (lokalita11) se taktéž významně liší. Sukcese na vykácených plochách (lokalita 1) se liší od ostatních lokalit.

Tab. 5: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA modelu distribuce stonožek v různých biotopech

osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou (Eigenvalues)	0,268	0,013	0	0
Korelace závislých a nezávislých proměnných (Species environment correlation)	0,541	0,4	0,265	0,227
Celkové procento variability vysvětlené závislými proměnnými (Cumulative percentage variance of species data)	26,8	28,1	28,1	28,1
Celkové procento variability vysvětlené závislými i nezávislými proměnnými (of species environment relation)	95,3	99,9	100	100

Tab. 6: Výsledky RDA analýzy tří lokalit ovlivněných požárem v interakci s časem

nezávislá proměnná	LambdaA	P	F
čas	0,12	0,002	21,62
lokalita 0	0,04	0,008	7,74
lokalita 1	0,01	0,278	1,19
lokalita 11	0,05	0,010	9,06
lokalita 1*čas	0,05	0,002	11,78
lokalita 0*čas	0,01	0,200	1,76

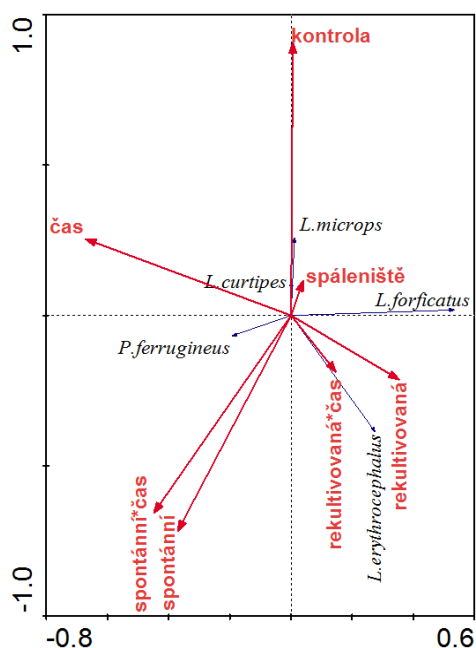
Na ordinačním diagramu RDA (Graf 5) lze vidět že v pravé polovině grafu na rekultivované ploše (lokalita 1 - vypálený a vykácený les), spáleništi (lokalita 11 – nedávno vypálená) a kontrole (lokalita 10) jsou druhy *L. erythrocephalus*, *L. microps*, *L. forficatus*, lze usuzovat, že společenstvo čerstvého spáleniště je relativně podobné společenstvu nenarušenému. V levé polovině grafu na spontánní ploše (lokalita 0 – vypálený les) a v interakci s časem je vyobrazen *L. curtipes* a *Pachymerium ferrugineum* (vyskytoval se pouze na lokalitě 0).

Jelikož čas má signifikantní vliv na celkový pattern společenstev stonožek v materiálu z lokalit postižených požárem (a kontrolní plochou), testovala jsem změny abundancí jednotlivých druhů během výzkumu. Rok vzorkování měl signifikantní vliv na početnost všech druhů stonožek nalezených na těchto plochách (Tab. 7). Dle generalizovaného lineárního modelu (Graf 6) lze vidět, že početnost *L. erythrocephalus* a *L. forficatus* klesá. Druhy *L. curtipes*, *L. microps* a *P. ferrugineum* se vyskytují jen náhodně v malé početnosti.

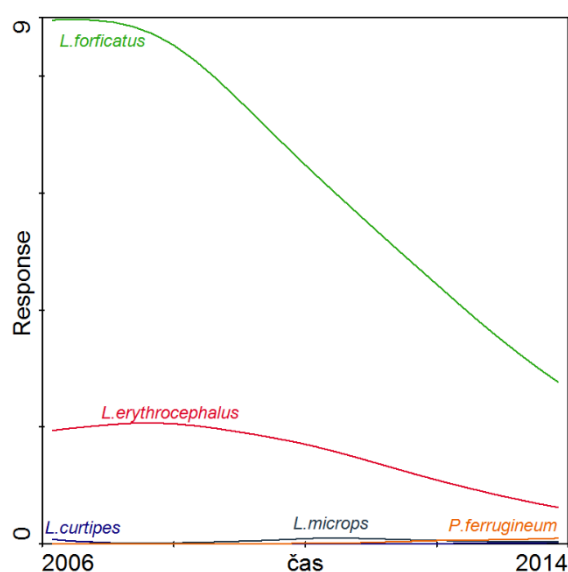
Tab. 7: Generalizovaný lineární model (GLM) závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné požárem

Prediktor: čas	AIC	p	F
<i>Lithobius curtipes</i>	13,82	0,0002	9,41
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	359,506	0,0001	9,84
<i>Lithobius forficatus</i>	655,979	>0,0001	16,11
<i>Lithobius microps</i>	45,472	0,0308	3,59
<i>Pachymerium ferrugineum</i>	33,385	0,0002	9,43

Graf 5: Ordinační diagram RDA analýzy tří lokalit ovlivněných požárem v interakci s časem.

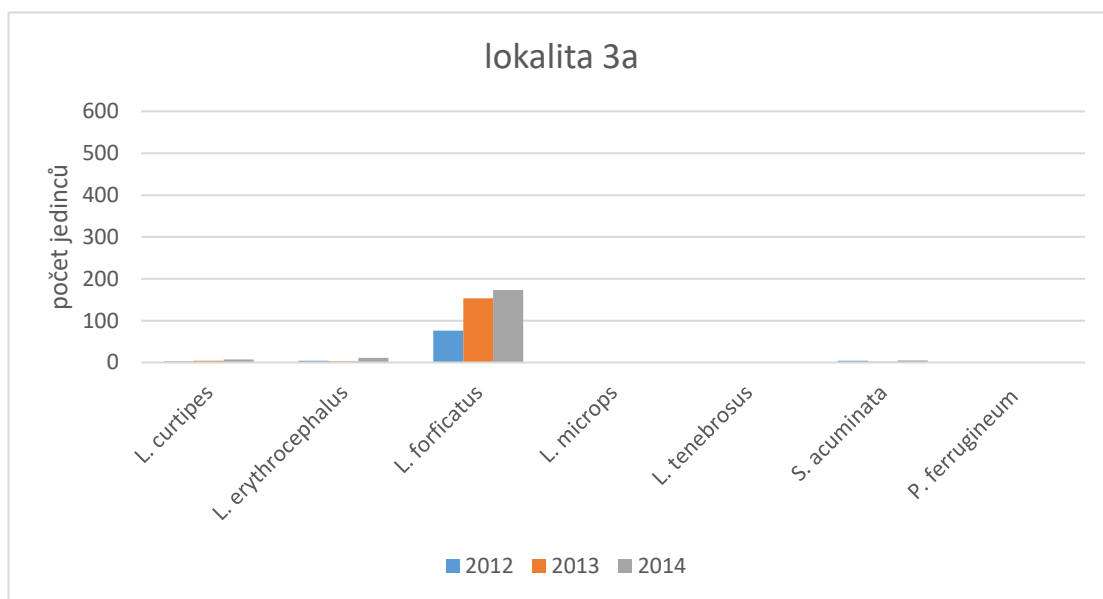


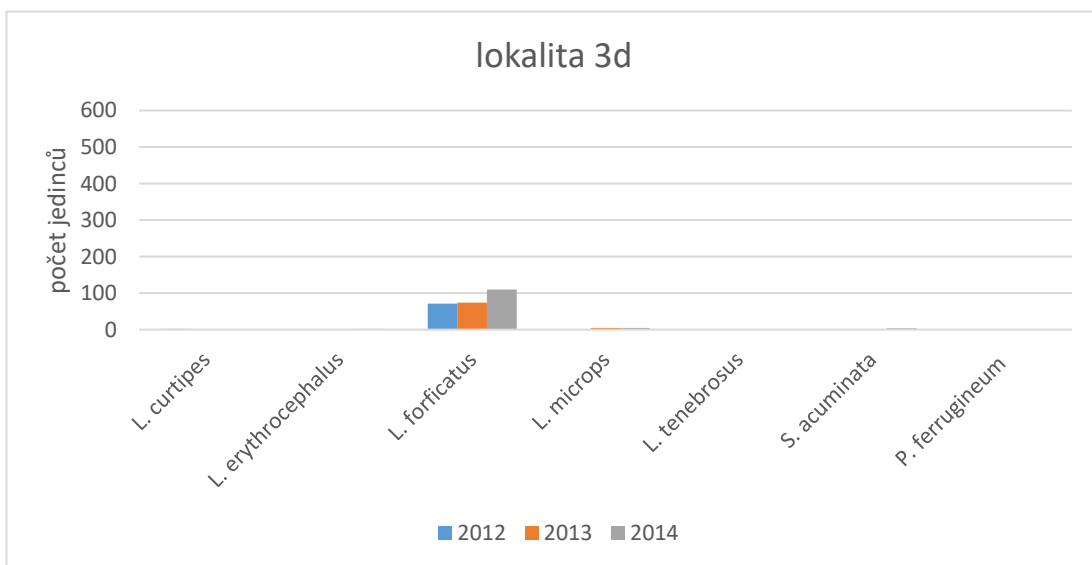
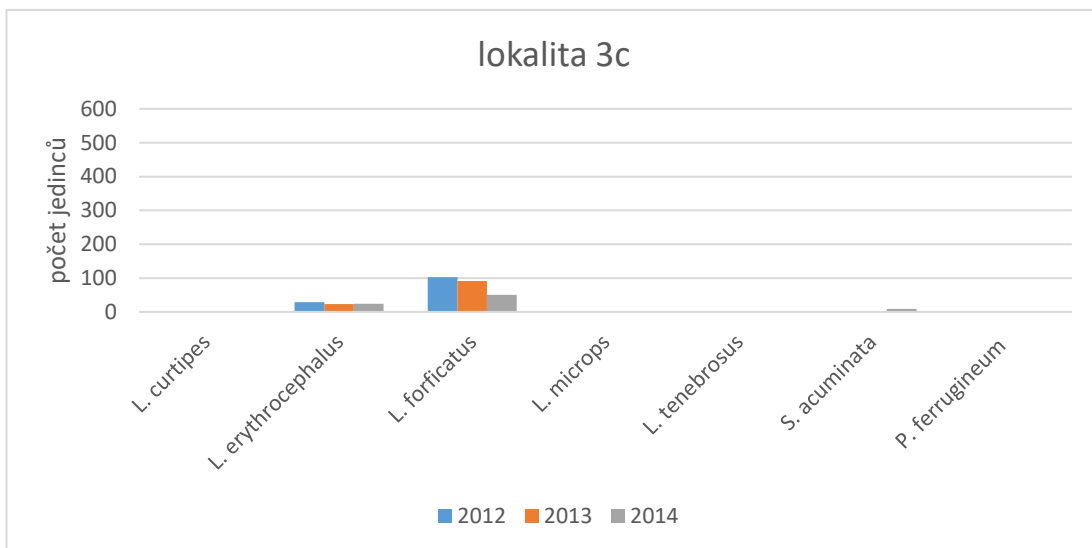
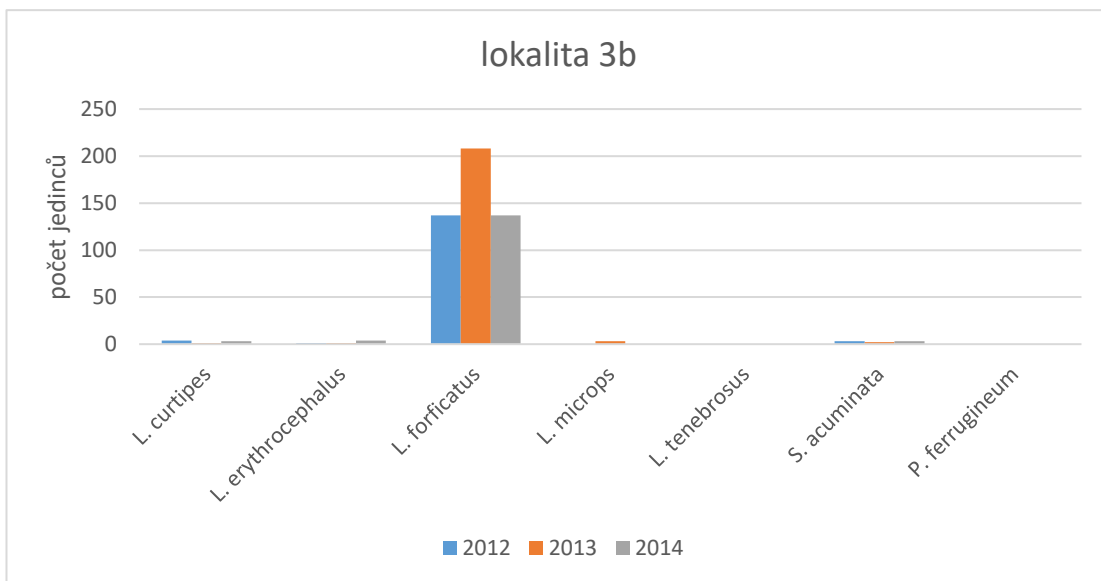
Graf 6: Generalizovaný lineární model (GLM) vyjadřující závislosti druhů na čase v lokalitách ovlivněných požárem.

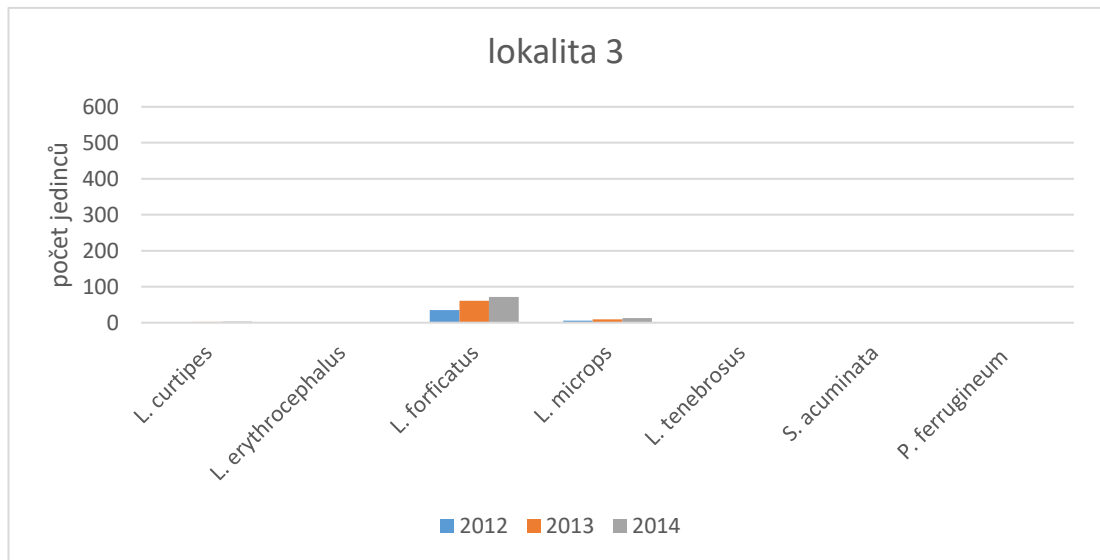


4.3 Vliv kolonie kormoránů na společenstva stonožek

V roce 2012 bylo na lokalitě hnízdiště kormorána zaznamenáno celkem 485 jedinců. Vzorky se skládaly z 5 konkrétních druhů – *Lithobius curtipes*, *L. forficatus*, *L. microps*, *L. erythrocephalus*, *Strigamia acuminata*. V roce 2013 bylo zaznamenáno celkem 651 jedinců. Vzorky se skládaly ze stejných druhů jako v roce 2012 a navíc zde byl odchycen druh *Lithobius tenebrosus*. V roce 2014 bylo zaznamenáno celkem 640 jedinců, taktéž se stejnými druhy jako v roce 2012 a navíc zde byl druh *Pachymerium ferrugineum*.







Graf 7: Přehled druhového spektra a početnosti na kormoráních lokalitách 3, 3a-3d v letech 2012-2014

Z dat jsem udělala pro srovnání sloupcové grafy (Graf 7), kde lze vidět na každé lokalitě srovnání druhové bohatosti populací během let. Nejpočetněji nalezenými druhy byly ve všech třech letech *L. forficatus* a druhým *L. erythrocephalus*. Počty ostatních druhů byly velice nízké, často pouze jeden jedinec, či žádný.

V nepřímé analýze program spočítal, že nejdelší gradient byl 1,872, tedy menší než 3, použila jsem opět lineární model RDA. První osa vysvětluje 25,9 % variability, druhá již pouze 1,1 %. Celý model vysvětluje 27,1 % variability. Přehled variability vysvětlené modelem je znázorněn v Tab. 3. Celý model byl dle Monte Carlo testu statisticky signifikantní ($F=6,697$, $p=0,0020$). Průkaznost nezávislých proměnných prostředí z výstupu RDA analýzy znázorňuje Tab. 4., kde je navíc interakce čas*lokalita, což znázorňuje specifický průběh sukcese na jednotlivých lokalitách. Podle výsledků RDA analýzy se lokalita 3b signifikantně liší a sukcese na lokalitě 3a je signifikantně odlišná. Polohy těchto šipek naznačují, že v průběhu sukcese se společenstvo lokality 3a připodobnilo společenstvu lokality 3b.

Tab. 8: Sumární přehled variability vysvětlené pomocí hlavních os RDA distribuce stonožek v různých biotopech

osa	1	2	3	4
Variabilita vysvětlená danou osou (Eigenvalues)	0,259	0,011	0,001	0
Korelace závislých a nezávislých proměnných (Species environment correlation)	0,524	0,511	0,34	0,272
Celkové procento variability vysvětlené závislými proměnnými (Cumulative percentage variance of species data)	25,9	27	27,1	27,1
Celkové procento variability vysvětlené závislými i nezávislými proměnnými (of species environment relation)	95,4	99,6	99,8	100

Tab. 9: Výsledky RDA analýzy tří lokalit ovlivněných kormoránem v interakci s časem

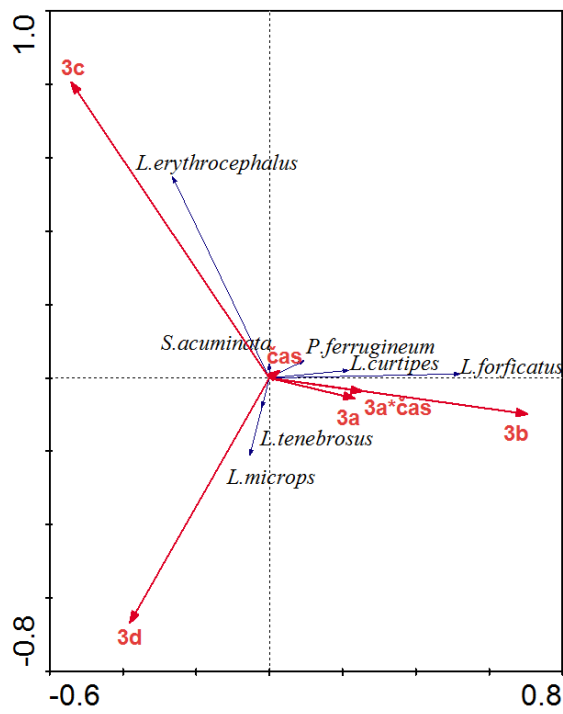
nezávislá proměnná	LambdaA	p	F
3a lokalita	0,02	0,070	3,22
3a lokalita*čas	0,07	0,002	11,09
3b lokalita	0,13	0,002	19,51
3b lokalita*čas	0,01	0,138	2,23
3c lokalita	0,02	0,072	3,50
3c lokalita*čas	0,01	0,156	1,99
čas	0,01	0,210	1,65

Přestože čas nemá signifikantní vliv na celkový pattern společenstev stonožek v materiálu, testovala jsem změny abundancí jednotlivých druhů během výzkumu. Rok vzorkování měl signifikantní vliv na početnost dvou druhů stonožek nalezených na ploše ovlivněné kolonií kormoránů – *L. erythrocephalus* a *Strigamia acuminata* (Tab. 10). Na ordinačním diagramu RDA (Graf 8) lze vidět, že v pravé polovině grafu na lokalitě 3a a 3b a v závislosti na čase se vyskytují druhy *P. ferrugineum*, *L. curtipes*, *L. forficatus*. V levé polovině grafu na lokalitě 3c a 3d se vyskytují druhy *L. erythrocephalus*, *S. acuminata*, *L. tenebrosus*, *L. microps*. Dále lze v tomto grafu vidět průběh sukcese faktoru lokality 3a v čase, která se posouvá k lokalitě 3b. Dle generalizovaného lineárního modelu (Graf 9) lze vidět, že početnost *L. erythrocephalus* je vcelku stálá a početnost *S. acuminata* v průběhu času roste.

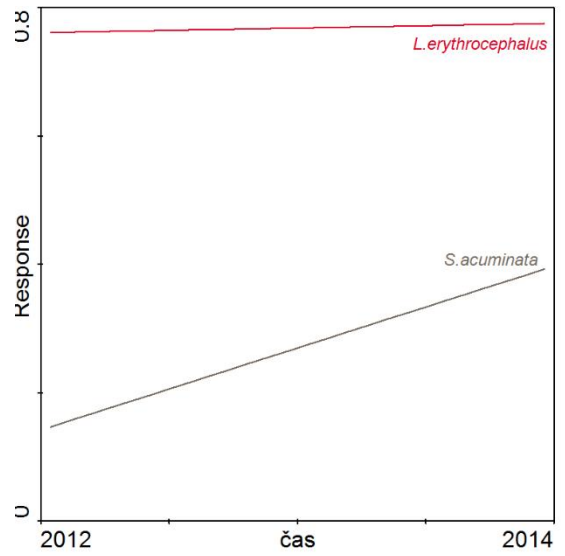
Tab. 10: Generalizovaný lineární model (GLM) závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné kormorány

Prediktor: čas	AIC	p	F
<i>Lithobius curtipes</i>	34,553	0,236	0,090
<i>Lithobius erythrocephalus</i>	280,061	0,037	0,002
<i>Lithobius forficatus</i>	7273,91	0,136	0,030
<i>Lithobius microps</i>	27,542	0,459	0,552
<i>Lithobius tenebrosus</i>	2,03	0,073	0,008
<i>Pachymerium ferrugineum</i>	1,012	0,240	1,390
<i>Strigamia acuminata</i>	44,684	0,040	4,300

Graf 8: Ordinační diagram RDA analýzy čtyř lokalit ovlivněných kolonií kormoránů v interakci s časem.



Graf 9: Generalizovaný lineární model (GLM) vyjadřující závislosti druhů na čase v lokalitě ovlivněné kolonií kormoránů.



5. Diskuze

V této bakalářské práci jsem analyzovala společenstva stonožek různých biotopů litevského poloostrova Kurská kosa. Testovala jsem vliv požáru borovice kleče a následného managementu na společenstva a jejich vývoj, dále jsem testovala vliv kolonie kormoránů na společenstva stonožek a jejich vývoj. Celkem bylo odchyceno 3980 jedinců. Odchycená společenstva se skládala z osmi druhů na 14 lokalitách. Celkově jsou společenstva na Kurské kose chudá, ve srovnání s ostatními pobaltskými státy je to však přiměřený počet druhů.

Výrazně se lišila společenstva ovlivněná kormorány, na dunách a v olšovém lese. Na dunách pro své podmínky nebyly téměř žádné druhy. Olšina zde byla netypická, jediná vlhká lokalita, kde bylo velké množství organického opadu. Což jsou příznivé podmínky pro úkryt stonožek. Z hlediska biomasy jsou stonožky velmi důležitou složkou dravé fauny lesa. Obecně je hustota stonožek v takovémto lese vyšší v létě a na podzim než na jaře a v zimě. Což může být vysvětleno vyšším množstvím potravy a možností úkrytu (Wignarajah et al., 1977). Lišila se také společenstva ovlivněná požárem borového lesa a společenstva ovlivněná kolonií kormorána. Lokalitu s kormorány charakterizuje smíšený les, není tedy překvapivé, že se společenstva výrazně liší od borového lesa a od společenstev na dunách.

5.1 Společenstva borového lesa ovlivněná požárem

Ihned po požáru byla abundance stonožek vysoká, později klesala. Stonožkám samotný požár neškodí, dokáží tyto podmínky přežít. Problémem může být spíše to, že po požáru chybí stonožkám potravní nabídka, proto později abundance klesá. Například *Lithobius forficatus* je poměrně velká stonožka náročná na potravu, proto její početnost klesá výrazněji než u ostatních druhů. Společenstvo *Lithobius erythrocephalus* je podpořeno rekultivací, je početnější na plochách nových borovic a na plochách, kde je dřevo po požáru odstraněno. Výzkumy ukazují, že *L. erythrocephalus* může být jedním z prvních kolonizátorů takovýchto lokalit. Záleží však také na typu flóry, na její nutriční hodnotě a množství křemičitanu. Jednoděložné rostliny, které v rekultivované oblasti mohou převažovat jsou pro stonožky méně vhodné než dvouděložné, které jsou pro stonožky kvalitnější z hlediska potravy. Nejvyšší počet druhů se vyskytuje v nejmladší fázi rekultivace (Purger et al., 2007). Důvodem, proč byly v pastech spíše edafické

druhy je, že na spáleništi shořela vrstva opadu, stonožkám tedy chybí vhodný úkryt a z toho důvodu projevují zvýšenou epigeickou aktivitu. Významná část stonožek obývajících půdu se podílí na dekompozici odumřelé organické hmoty, čímž určuje vlastnosti svrchního horizontu a ovlivňuje výskyt epigeických druhů (Tuf et al, 2003).

5.2 Společenstva ovlivněná kolonií kormoránů

Společenstva na lokalitě ovlivněné kolonií kormorána byla v rámci všech lokalit nejbohatší. Hodně se od sebe lišily lokality 3c (zcela mrtvý les) a 3d (znovuobnovený les-v sekundární sukcesi) od lokalit 3a (aktuální výskyt kormorána) a 3b (starší kolonie, odsud kormoráni odešli).

V grafu 8 lze vidět sukcesi z lokality 3a na lokalitu 3b, tedy z nejčerstvější lesní kolonie s aktuálním výskytem kormorána na starší lesní kolonii, kterou kormoráni nedávno opustili. Rozvoj lesních ekosystému zahrnuje vzájemné interakce mezi stromy a půdními komunitami. Půdní společenstva silně závisí na složení vegetace ve vztahu k množství a kvalitě živin produkovaných vegetací. Přičemž trus kormoránů silně ovlivňuje růst vegetace, jelikož množstvím amoniaku je pro ně toxický (Bezkorovaynaya, 2005).

Lokality 3a a 3b mají rovněž vysoké abundance, protože kormoráni vyvrhují zbytky potravy ve formě velkého množství guána bohatého na živiny, což je zdrojem pro dekompozitory (Gundula et al., 2015). Díky tomuto je zde také vysoká abundance *Lithobius forficatus*. Tento druh se totiž může živit larvami, které na zbytky ryb nakladou mouchy. Tedy jsou zde pro něj příznivé potravní podmínky.

6. Závěr

Bakalářská práce se věnovala popisu společenstev různých biotopů litevského poloostrova Kurská kosa. Především se analyzoval pattern distribuce druhů jednotlivých biotopů a analyzoval se také vliv požáru a vliv kolonie kormoránů na společenstva stonožek a jejich vývoj. Výzkum byl prováděn v letech 2008-2014 na 14 různých lokalitách Kurské kosy. Jedinci se odchyťovali pomocí zemních pastí. Nejhojněji se vyskytujícím druhem na všech biotopech byl *Lithobius forficatus*, následoval *Lithobius erythrocephalus*.

Obecně lze považovat společenstva stonožek biotopů Kurské kosy za chudá, nicméně srovnatelná s jinými společenstvy stonožek z Pobaltí. Odlišné bylo společenstvo podmáčené olšiny a kormorání kolonie, která je charakteristická smíšeným lesem. Velmi chudá byla společenstva písčných dun.

Společenstva stonožek na lokalitě borového lesa ovlivněné požárem byla relativně bohatá. Nejpočetnějším druhem byl *L. forficatus*, vyskytl se na ploše ihned po požáru. Pokles druhů v dalších letech je pravděpodobně kvůli potravní nabídce. Vliv rekultivace na lokalitu měl odlišný průběh sukcese, docházelo k většímu úbytku jedinců. Vypálení lesa tedy asi nemá na společenstva takový vliv jako vykácení – tedy úplně zničení stanoviště. Důvodem rozvoje *L. erythrocephalus* může být relativně vysoká epigeická aktivita stonožek ihned po požáru. Po vypálení totiž chybí vrstva opadu, ve které se mohou pohybovat, proto běhají po povrchu a padají více do pastí.

Společenstva stonožek na lokalitě ovlivněné kolonií kormorána byla významně poznamenána obsazenými hnízdy. Bylo zde relativně málo druhů. Nejvíce početný zde byl *L. forficatus*, zřejmě z důvodu větší potravní nabídky ve formě rozkladačů vývržků a trusu. V průběhu sukcese, tj. jak se kolonie ptáků stěhuje na živé okolní stromy, dochází k nárůstu počtu druhů. Nejviditelnější sukcese lze vidět z lokality 3a na lokalitu 3b.

7. Literatura

- Ahlgren, I.F., 1974. The effect of fire on soil organisms. In: Kozlowski, T.T., Ahlgren, C.E. (eds.), *Fire and Ecosystem*. Academic Press, New York, p. 47-72
- Baird, M., Zabowski, D., Everett, R.L., 1999. Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests, *Plant and Soil*, 209: 233-243
- Bauhus, J., Khanna, P.K., Raison, R.J., 1993. The effects of fire on carbon nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. *Aust. J. Soil Res.*, 31: 621-639
- Bezkorovaynaya, I. N., 2005. The formation of soil invertebrate communities in the siberian afforestation experiment. *Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change*, 307-316
- Brolemann H. W., (1930). *Eléments d'une faune des myriapodes de France. Chilopodes. Faune de France 25*, Imprimerie Toulousiaine, Toulouse, 405 p.
- Buddle, C. M., Spence, J. R. and Langor, D. W., 2000. Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography* 23: 424-436.
- Coleman T.W., Rieske L.K., 2006. Arthropod response to prescription burning at the soil-litter interface in oak-pine forests., *Forest Ecology and Management* 233 (2006), 52-60.
- Čeřovský, J., 2007, *Národní parky na Kurské kose*, Časopis ŽIVA, 3/2007, 137-139
- Delarze, R., Caldelari, D. and Hainard, P., 1992. Effects of fire on forest dynamics in southern Switzerland. *J. Veg. Sci.* 3: 55-60.
- Gandhi, K. J. K. et al., 2001. Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae). *Biol. Conserv.* 102: 131-141.
- Gibb, H., Rettersson, R.B., Hjältén, J., Hilszczański, J., Ball, J.P., Johansson, J., Alegrim, O., Danell, K., 2006. Conservation-oriented forestry and early successional

saproxylic beetles: responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. *Biol. Conserv.* 129, 437–450.

Gondard, H., Romane, F., Aronson, J., Shater, Z., 2003. Impact of soil surface disturbances on functional group diversity after clear-cutting in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) forests in southern France. *For. Ecol. Manag.* 180, 165–174.

Gundula S. Kolb, Cecilia Palmborg, Astrid R. Taylor, Erland Baath, Peter A. Hambäck, 2015, Effects of Nesting Cormorants (*Phalacrocorax carbo*) on Soil Chemistry, Microbial Communities and Soil Fauna, 643-656

Hofmann, C. et al., 1998. Effets des incendies de forêt sur la végétation au Sud des Alpes suisses. *Mitteilungen der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft* 73: 1- 90

Kaczmarek, J., 1979, *Pareczniki (Chilopoda) Polski*, 63-70.

Lain, E.J., Haney, A., Burris, J.M., Burton, J., 2008. Response of vegetation and birds to severe wind disturbance and salvage logging in a southern boreal forest. *For. Ecol. Manag.* 256, 863–871.

Martin, W.H., 1990. The Role and History of Fire in the Daniel Boone National Forest. Report to USDA Forest Service. Daniel Boone National Forest. Winchester, Kentucky.

Manfredo, M. J., Fishbein, M., Haas, G.E., and A. E. Watson. 1990. Attitudes toward prescribed fire policies. *J. For.* 88: 19-23

Mitchell, R.G., 1990. Effects of prescribed fire on insect pests. In: Walstad, J.D., Radosevich, S.R., Sandberg, D.V. (Eds.), *Natural and Prescribed Fires in Pacific Northwest Forests*. Oregon State University Press, Corvallis, pp. 111–121.

Moretti, M., Obrist, M. K., Duelli, P., (2004): Arthropod biodiversity after forest fires: winners and losers in the winter fire regime of the southern Alps. *Ecography*, 27: 173-186.

Mulder CPH, Jones HP, Kameda K, Palmborg C, Schmidt S, Ellis JC, Orrock JL, Wait DA, Wardle DA, Yang L, Young H, Croll DA, Vidal E., 2011b. Impacts of seabirds on

plant soil properties. In: Mulder CPH, Anderson WB, Towns DR, Bellingham PJ, Eds. Seabird islands: ecology, invasion and restoration. Oxford: OUP. p 135–76.

Neckařová M., (2009): Stonožky řádu Lithobiomorpha České republiky, Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, PřF, Univerzita Palackého v Olomouci, 95 pp.

Neumann, F.G., Tolhurst, K., 1991. Effect of fuel reduction burning on epigeal arthropods and earth worms in dry sclerophyll eukalyptus forest od west-central Victoria. Australian Journal of Ecology, 16: 315-330

Novák, A., 2006: Působení amoniaku na živý organismus a ochrana životního prostředí před jeho vlivem.

Purger, J.J., Farkas, S., Dányi, L., 2007. Colonisation of post-mining recultivated area by terrestrial isopods (Isopoda: Oniscoidea) and centipedes (Chilopoda) in Hungary. Applied Ecology and Environment research. 87-92.

Sgardelis, S.P., Pantis, J.D., Argyropoulou, M.D., Stamou, G.P., 1995. Effects of fire on soil macroinvertebrates in a mediterranean phryganic ekosystém. Int. J. Wildland Fire, 5: 113-121

Tinner, W., 1999. Long-term forest-fire ecology and dynamics in southern Switzerland. J. Ecol. 87: 273-289

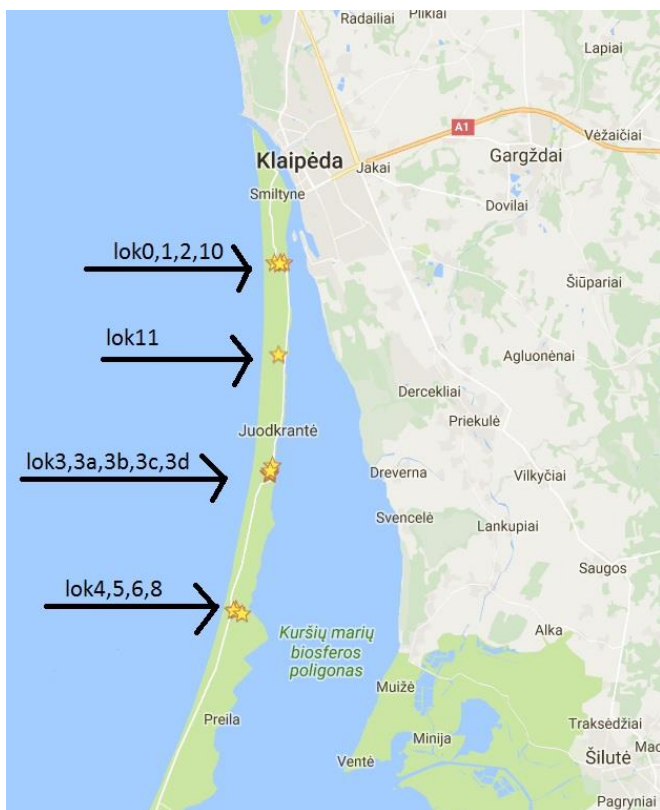
Tuf, I.H., Ivinskis, P., Rimšaitė, J., (2015): A check-list of the centipedes (Chilopoda) of Lithuania. Zootaxa, 4052: 394-400

Tuf I. H., 2013- Praktika z půdní biologie, 19-21

Wignarajah, S., Phillipson, J., 1977. Numbers and Biomass of Centipedes (Lithobiomorpha: Chilopoda) in Betula- Alnus Woodland in N.E. England. Oecologia (Berl.) 55-66

8. Přílohy

Příloha 1: mapa zaznačených lokalit na Kurské kose (Google maps, 2017)



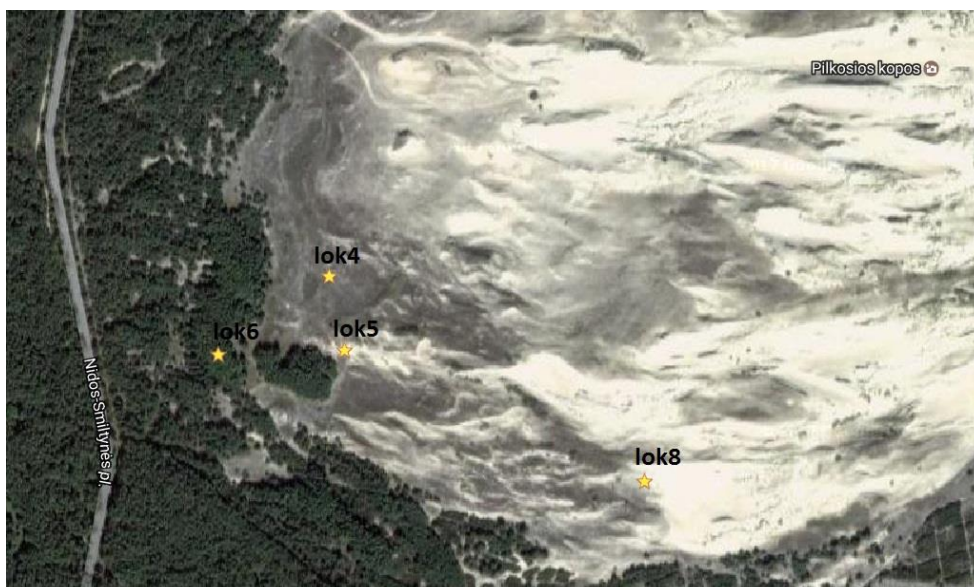
Příloha 2: mapa zaznačených lokalit porostu borovice 0,1,2,10 (Google maps, 2017)



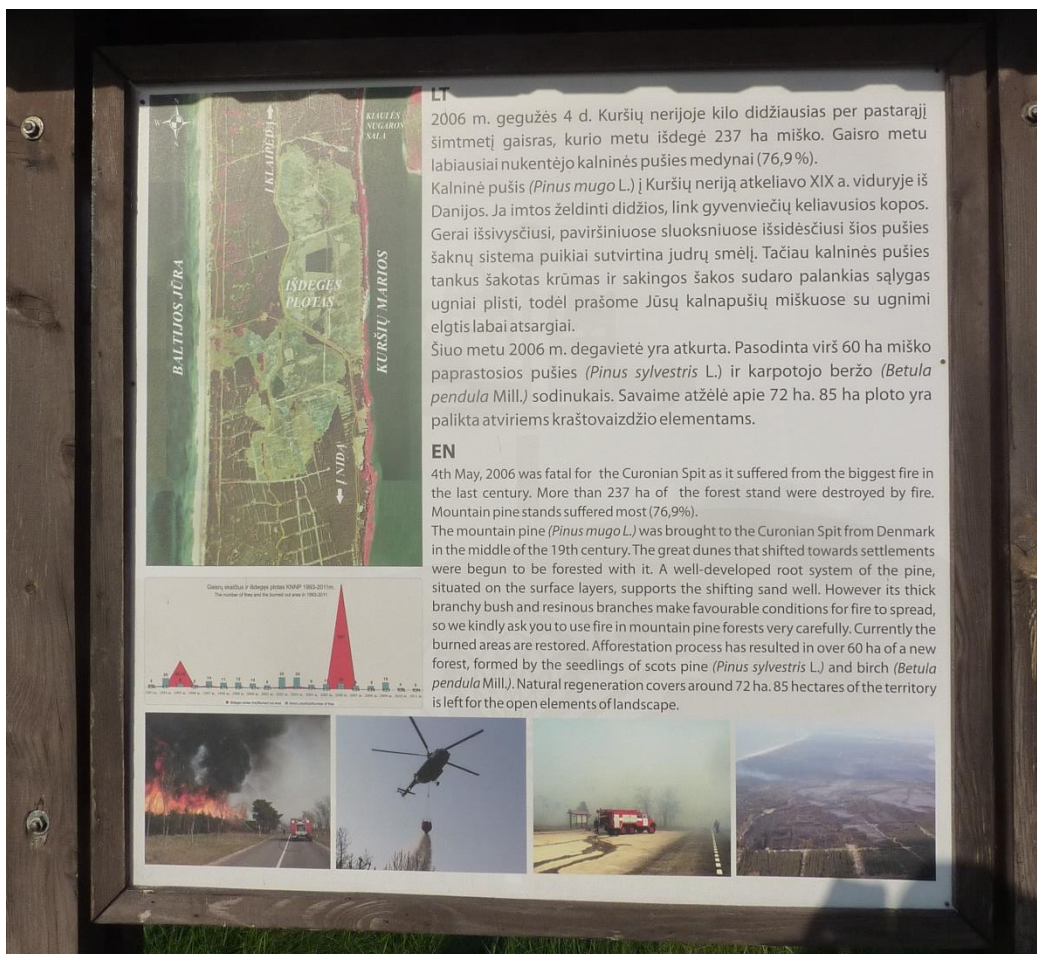
Příloha 3: mapa zaznačených lokalit ovlivněných kormoránem 3, 3a, 3b, 3c, 3d (Google mapy, 2017)



Příloha 4: mapa zaznačených lokalit písečných dun (lok 4,5,8) a olšového lesa(lok6) (Google mapy, 2017)



Příloha 5: Foto tabule z Kurské kopy, popis požáru z roku 2006 (foto I.H. Tuf)



Příloha 6: Houba čerstvého spáleníště (lok 11) kořenitka nadmutá (Foto I. H. Tuf)

