

**Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích
Přírodovědecká fakulta**

**Vliv sukcese, stratifikace a denní doby na společenstva
mravenců tropického nížinného lesa**

Bakalářská práce

Martin Brožák

**Školitel: Mgr. Ondřej Mottl
Školitel specialista: RNDr. Petr Klimeš Ph.D.**

České Budějovice 2018

Bakalářská práce:

Brožák M., 2018: Vliv sukcese, stratifikace a denní doby na společenstva mravenců tropického nížinného lesa [Influence of succession, stratification and time of the day on ant communities in tropical lowland forest, Bc. Thesis, in Czech] – 54 p., Faculty of science, University of South Bohemia, České Budějovice, Czech Republic.

Annotation:

This thesis has two parts: In the first part describes role of ants in tropical forest and bring an overview of effects of succession, vertical stratification and cycle of the day on communities of ants in tropical forests. In addition, there is a description of main sampling methods used for ants and their limits. In the second part, experiment from lowland forest in New Guinea is presented with focus on changes of species diversity and composition of ant community within succession, different strata and day-night cycle. I proved that primary forest has higher species richness than disturbed primary forest and secondary forest. The species composition has changed between primary and secondary forest in individual vertical layers of forest and different species composition was found in different strata. The day-night cycle does not affect the species composition, but ant activity of ants was changing between day- and night-sampling.

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji bakalářskou práci jsem vypracovala 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 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 12. 12. 2018

Poděkování:

Děkuji svému školiteli Ondřeji Mottlovi za jeho trpělivost, odborné vedení práce a cenné připomínky. Dále bych chtěl poděkovat Petru Klimešovi za poskytnutí materiálu z pralesů Nové Guineje pro tuto práci, odborné konzultace a pomoc s interpretací výsledků. Tato práce by nebyla pak možná bez pomoci mnoha domorodých asistentů z New Guinea Binatang Centre, kteří pomáhali při sběru dat a vzorků v terénu. A v neposlední řadě bych chtěl poděkovat rodičům a všem svým přátelům, kteří mě podporovali při studiu.

Obsah

1	Úvod.....	1
1.1	Mravenci a tropický les.....	1
1.2	Gradienty tropického lesa.....	2
1.2.1	Sukcese a disturbance tropického lesa.....	3
1.2.2	Stratifikace tropického lesa.....	5
1.2.3	Vliv denního cyklu na mravence tropického lesa.....	6
1.3	Metody sběru mravenců.....	6
1.3.1	Příklady, použití a limitace.....	7
2	Případová studie.....	10
3	Materiál a metody.....	11
3.1	Místo a design experimentu.....	11
3.2	Zpracování vzorků.....	16
3.3	Analýza dat.....	17
3.3.1	Vliv sukcese.....	17
3.3.2	Vliv stratifikace.....	17
3.3.3	Vliv denní doby.....	18
4	Výsledky.....	18
4.1	Vliv sukcese.....	19
4.2	Vliv Stratifikace.....	23
4.3	Vliv denní doby.....	29
5	Diskuze.....	32
5.1	Vliv sukcese.....	32
5.2	Vliv Stratifikace.....	33
5.3	Vliv denní doby.....	35
6	Závěr.....	35
7	Literatura.....	36
8	Přílohy.....	42

1 Úvod

V této práci se zaměřuji na vliv sukcese, vertikální stratifikace a denního cyklu na mravenčí společenstva v nížiném tropickém lese. První část práce je rešerše, kde popisují výše zmíněné gradienty včetně vlivu a role mravenců na tropický les. V konečné části úvodu popisují nejčastější metody pro sběr mravenců s jejich využitím a limitacemi.

Druhá část se skládá z popisu sběru mravenců v nížinném tropickém lese Nové Guinei a čtenář zde najde výsledky experimentu jejichž cílem bylo porovnat mezi sebou sukcesní stadia tropického lesa, druhová složení jednotlivých stratifikačních stupňů lesa a jejich porovnání mezi primárním a sekundárním tropickým lesem a v poslední řadě srovnání složení a aktivity mravenčích druhů mezi dnem a nocí.

1.1 Mravenci a tropický les

Mravenci (*Formicidae*) z řádu *Hymenoptera* patří k nejrozšířenějším skupinám hmyzu a až na studené polární oblasti obývají všechny terestrické biotopy. Díky své morfologii jsou poměrně snadno rozpoznatelní od ostatních skupin hmyzu a díky jejich extrémní abundanci, schopnosti adaptovat se a obsadit různá stanoviště jsou vhodnou modelovou skupinou pro výzkumy biodiversity a funkce ekosystémů. V ekosystému mravenci fungují jako predátoři hmyzu a dalších členovců, vektory roznosu semen, potrava jiných druhů zvířat, a často i jako součást mutualistických vztahů s dalšími organismy. K těm patří zejména vztahy s hemipterním hmyzem, který jim poskytuje medovici, a s rostlinami, v nichž některé druhy hnízdí (Folgarait, 1998; Hölldobler & Wilson, 1990). Po celém světě je známo přes 12 000 druhů mravenců (Bolton, Alpert, Ward, & Naskrecki, 2006), z toho největší procento se nalézá v tropických oblastech, kde tato skupina představuje společně s termity více než 30% celkové živočišné biomasy (Fittkau and Klinge 1973). V tropických lesích mravenci převládají také početně, za což může i jejich vysoké organizační uspořádání známé u eusociálního hmyzu. Jednu kolonii tak může tvořit několik tisíc až milionů jedinců v závislosti na způsobu tvorby hnízda (Hölldobler and Wilson 1994).

Tropický deštný les je pro mravence ideálním prostředím, unikátní svým teplým a vlhkým klimatem po celý rok. Jedná se o biot nacházející se v rovníkovém pásu s jednou z největších biodiversit z terestrických ekosystémů (Kricher, 2011), přesto zůstává relativně neprozkoumán s odhadem na značnou část nepopsaných druhů (Vojtech Novotny et al., 2006). Jednou ze složek, která si zaslouží pozornost a může přiblížit fungování tropického lesa jsou právě mravenci, kteří obývají všechny stratifikační stupně tropického lesa, od kolonií

stavějících si hnízda přímo v zemi, přes druhy obývající vegetaci a prostory těsně nad zemí, až po ty nacházející se ve vysokých korunách stromů deštného lesu (Hölldobler & Wilson, 1990).

Jedním z takových míst je i Nová Guinea, která jakožto největší tropický ostrov hostí sama o sobě více než 900 druhů mravenců, kdy spousta dalších ještě nemusí být objevena (Janda & Konečná, 2011). Celkově se jedná o jedno z míst s největší biodiverzitou na světě (Swartzendruber, Beehler, & Alcorn, 1993).

Druhá rozmanitost a složení mravenčích společenstev může sloužit jako bioindikátor narušení životního prostředí. Mravenci jsou totiž rozmanitou skupinou, která je citlivá na změny v prostředí a zastupuje velkou škálu nik v ekosystému (Mezger & Pfeiffer, 2011). Specializovanější mravenčí druhy jsou citlivější na narušení lesa a díky svým funkčním rolím v ekosystému se stávají pro monitorování diversity užitečnými indikátory (Leal, Filgueiras, Gomes, Iannuzzi, & Andersen, 2012).

Mravenci také tvoří mutualistické vztahy s takzvanými myrmekofytickými rostlinami, kterým mohou zajišťovat zmíněnou obranu před herbivory. Bráněné myrmekofytické rostliny jim za odměnu například v případě některých akácií (např. *Acacia colinsii*) nabízí zdroj potravy v podobě nektárií bohatých na cukry (Heil, Rattke, and Boland 2005). Kromě potravy mohou rostliny mravencům nabízet i hnízdní prostory (tzv. domatia) ve formě dutých trnů, petiolů, hlíz nebo modifikovaných listů (Heil and McKey 2003). Nicméně ochrana svých hostitelských rostlin nemusí být jediná práce mravenců. Např. druh mravence *Myrmelachista schumanni* tvoří v západní Amazonii takzvané „devil’s gardens“, místa kde kromě svých hostitelských druhů stromů ničí veškerou vegetaci a tím i jejich konkurenci (Edwards, Frederickson, Shepard, & Yu, 2009). Na Papui Nové Guinei ovšem nejsou tyto mutualistické vztahy tak druhově specifické (Klimes, 2017).

1.2 Gradienty tropického lesa

Tropický deštný les není homogenní prostředí a jeho struktura se může poměrně lišit v různých škálách pozorování. Tropický les se proměňuje v čase a prostoru, kdy podíl na těchto změnách mohou mít takzvané „forest gaps“, neboli otevřená prostranství. Ta vznikají přirozeně při pádu stromů, požárech a sesuvech půdy. Vliv na vegetaci má dále i narušení lesa lidskou činností (např. vlivem těžby a šíření zemědělství), kdy se les obnovuje podobně jako v „gaps“, pokud se ponechá přirozené obnově a nedojde k nenávratné degradaci půdy. Změny v souvislém porostu způsobují větší propustnost světla až k nejnižším vrstvám vegetace, což

podporuje na světle závislé rychle rostoucí tzv. sekundární druhy rostlin. Tak mohou vznikat prostory husté vegetace v podrostu tvořené převážně bylinou nebo keřovou vrstvou. Stejně tak mohou mezery zarůst mladými stromy rostoucími ve velké blízkosti u sebe. Například palmy často dominují v podrostu a v delším časovém intervalu mohou dosáhnout až korunového patra. Dalším narušením homogenity prostředí jsou neobvykle vysoké stromy (emerging trees), které se většinou nacházejí pouze v nížinné oblasti tropického lesa. Tyto jednotlivé stromy svou korunou dosahují nad většinu ostatních a vytvářejí tak nepravidelný vzhled korunového patra, získávají tak sice více světla, ale jsou náchylnější na poryvy větru. To vše napomáhá při vzniku různorodé fyziognomie deštného lesa (Kricher, 2011). Z tohoto a mnoho dalších příkladů plyne, že struktura lesa se může měnit podle polohy, stáří, nebo stratifikační vrstvy. Kromě vegetační a vertikální struktury lesa, pak hraje roli pro les obývající živočichy, také sezonalita v průběhu roku a dne (Neves et al., 2010; Yusah, Foster, Reynolds, & Fayle, 2018). V této práci se zaměřuji dále zejména na změny v průběhu sukcese, stratifikace a průběhu dne.

1.2.1 Sukcese a disturbance tropického lesa

Sukcese je proces, kdy se postupně mění druhové složení a struktura po dobu znovuoobnovení určitého habitatu narušeného přírodními vlivy nebo činností člověka. Příkladem takového narušení může být hurikán, eroze půdy, pádů stromů, kácení lesa pro získání dřeva a pro jinou zemědělskou činnost. Sukcese se dá dělit do několika fází, kdy v první fázi nastupují pionýrské druhy rychle rostoucích rostlin zaplňující narušený prostor v krátké době. Jsou to druhy rostlin typické tenkými listy, potřebou velkého množství světla, které se příliš nedokáží bránit případným herbivorům. V dalších fázích nastupují druhy charakteristické pro starší typ lesa, druhy rostlin s pomalejším růstem, které zvládají růst v zastíněných místech a následně nahrazují společenstva rostlin z fáze předešlé (Chazdon, 2014). Jak dlouho regenerace potrvá a jakého stavu se stanoviště dosáhne, závisí na klimatických podmínkách stejně tak, jako na typu narušeného prostředí. Například opuštěné travnaté pastviny nikdy nemusí dosáhnout fáze lesa, i přes to že by se semena stromů na pastvinu dostala, protože hustý travnatý porost může jednoduše zabránit semenům dosáhnout půdy (Aide, Zimmerman, Herrera, Rosario, & Serrano, 1995). V tropickém deštném lese postupuje sukcese daleko rychleji než v lese temperátním (Kricher, 2011) a živočichové obývající tropický les mohou také různě reagovat na jeho změny. U mravenců se například dříve objevují druhy invazivní, které rychleji reagují na změnu v prostředí a vyhovují jim prosvětlené prostory a méně

specializované druhy s menšími hnízdy (Klimes, Fibich, Idigel, & Rimandai, 2015). Postupně se tedy mění jak rostlinné složení, tak i společenstva živočichů (Chazdon, 2014).

Tropický les se typicky dělí dle stupně sukcesního stáří a narušení na: a) primární: Velmi starý les bez narušení, či les, který se po narušení po velmi dlouhé době vrátil do původního nebo téměř původního stavu. b) sekundární: Les znovuobnovující se po narušení, kdy během let probíhají největší změny v jeho struktuře a v druhové diversitě. Postupem času klesá intenzita změn a ve starším sekundárním lese se během let neodehrává příliš rozsáhlá proměna, tak jako je tomu na začátku sukcese (Reiners & Bouwman, 1994). Důležitou roli hraje i blízkost zdrojových populací původních druhů rostlin a zvířat (Dunn, 2004; Oliveira, Della Lucia, Morato, Amaro, & Marinho, 2011).

Druhá kompozice v sekundárním lese se například u mravenců a jiných zvířat obnovuje do původního složení značně déle než jejich diversita, tedy že počet druhů se přibližuje původnímu stavu rychleji než původní druhové složení, což může být zapříčiněno pro některé druhy nedostatečnými zdroji a dostupnými místy k hnízdění. (Dunn, 2004; Wilkie, Mertl, & Traniello, 2009). Dle Klimeše et al. (2012) a Neves et al. (2010) se průměrná diversita stromových mravenců na jeden strom neměnila mezi sukcesními stádii. Nicméně tyto studie ukázaly, že se mezi stupni sukcese mění významně druhová kompozice a dominance. Rovněž diversita byla na Nové Guineji vyšší v primárním lese, když se uvažuje jako celek díky větší druhové obměně mezi stromy (Klimes et al., 2012). Na druhou stranu ve studii Floren and Linsenmair (2005) vyšel primární les jako bohatší na druhy mravenců než les sekundární i na lokální škále jednotlivých stromů. Tyto výzkumy, ale nelze příliš dobře porovnávat mezi sebou, jelikož v každém z nich byl zvolen jiný přístup pro sběr dat v rámci použité metody i velikosti výzkumné plochy. I přesto lze předpokládat, že rozdíl v druhové diversitě primárního a staršího sekundárního lesa nemusí být vždy odlišný. Daleko zajímavější je pohled na druhové složení, které se díky odlišným nikám a specializaci mravenců na obměňující se hostitelské rostliny, obvykle mezi fázemi sukcese dramaticky mění (Klimes, 2017). Patrick, Fowler, Dunn, & Sanders (2012) poukázali ve své studii, že drobné narušení, způsobené například pády vzrostlých stromů nemusí způsobovat dostatečně velkou změnu, aby mělo vliv na mravenčí společenstva. Ale jiná situace nastane, když se porovnávají celé plochy jinak starého porostu, kde se společenstva mění poměrně významně, jak na zemním, tak v korunném patře pralesa (Bihn, Gebauer, & Brandl, 2010; Klimes et al., 2012).

1.2.2 Stratifikace tropického lesa

Kromě sukcese se dá tropický les rozdělit i do rozdílných stratifikačních vrstev, které jsou závislé jak na prostoru, tak na spoustě abiotických vlivů, a tvoří tak větší počet různých habitatů. Koruny jsou ovlivněny například kolísáním denních teploty, rychlostí větru, vlhkostí vzduchu (Parker, 1995). Rozdíly, které způsobují tyto faktory, se pak zmenšují od vrcholu korun se vstupem do jejich hlubších vrstev. Podrost je na druhou stranu o dost stálejší a neproniká do něj příliš mnoho světla. Takže nabízí odlišnou kompozici rostlin tolerantních k nedostatku světla a pro skupiny živočichů rozšiřuje nabídku potravy nebo místa k hnízdění (Brühl, Gunsalam, & Linsenmair, 1998). I přes rozdílnou výšku jednotlivých vrstev, například země, nízké vegetace a korun, není oddělení stoprocentní, a i zde existují různá propojení například za pomoci lián nebo starých zlomených větví (Baker and Wilson 2000).

Mravenci tropického lesa se v důsledku stratifikace a prostoru ve kterém hnízdí dají rozdělit na dva typy. Prvním typem jsou zemní mravenci obývající vrchní část půdy a hrabanku, a druhým mravenci stromoví, též nazývaní arboreální. Tato definice se používá hlavně ve stanovení místa hnízdění, protože mravenci z hnízda vyrážejí sbírat potravu, jak do korun stromů, tak na zem. Rozdílné ekologické niky jsou příčinou toho, že se na malém kousku prostoru může nacházet tolik druhů mravenců s velkou abundancí, a zároveň i mnoho druhů vzácných. Faktory ovlivňující tyto ekologické niky jsou například dostupnost potravy, a tedy živiny v ní obsažené, množství vhodných míst pro hnízdění, klimatické podmínky a konkurence mezi jednotlivými druhy mravenců (Blüthgen & Fiedler, 2011).

V kontinuálním neměnném lesním porostu má stratifikace daleko větší vliv na abundanci a druhovou bohatost mravenčích a jiných společenstev než vzdálenost mezi dvěma stromy (Janda & Konečná, 2011). Dokonce ani koruny samy o sobě nelze nazvat homogenním prostředím, jelikož jednotlivé vrstvy podléhají jiným abiotickým podmínkám (viz výše). Samotné koruny tak mohou být rozděleny do dalších tří vrstev. Nejvrchnější vrstva je tvořena již výše zmíněnými "emergent" stromy, které svou výškou přesahují ty okolní a nad kontinuální vrstvou vytvářejí ojedinelé ostrůvky. Druhá vrstva je pak tvořena onou kontinuální korunou, kde bývají stromy propojeny například překryvem větví a lián. Nejspodnější vrstva korun je pak tvořena mladými stromy, které dosahují těsně pod vrstvu předešlou (Dawson, 1988). Díky tomu a i díky kompetici mezi sebou mohou společenstva mravenců v korunách vytvářet vzor jménem ant mosaic, kdy se jedná o trojrozměrnou mosaiku nepřekrývajících se mravenčích teritorií dominantních mravenců, které mají vliv

i na rostliny a jiné živočichy v jejich okolí (Blüthgen & Stork, 2007; Dejean, Corbara, Orivel, & Leponce, 2007).

1.2.3 Vliv denního cyklu na mravence tropického lesa

Denní cyklus tropického lesa je kromě teploty a světlem ovlivněn i vlhkostí vzduchu. Ve chvíli, kdy je úroveň vlhkosti vzduchu ve dne a v noci podobná, se hmyzí společenstva v čase v nížinném pralese příliš nemění a jedinci neopouštějí své hostitelské rostliny nebo okolí kořisti během 24 hodinového cyklu (Janzen, 1973). To ovšem nemusí platit o mravencích, kdy se dominantní arboreální druhy převládající ve dne mohou velmi lišit od těch, kteří převládají v noci (Yusah et al., 2018). Rozdělení niky mezi druhy v průběhu dne totiž napomáhá snížení kompetice mezi druhy, a tak jejich prostorové koexistenci ve stejné ploše lesa. Změny rozmanitosti a funkčního zastoupení druhů v průběhu dne (zejména mezi dnem a nocí) se ale mohou lišit také v závislosti na zkoumané fauně a kontinentu, např. mnohem větší změny byly doloženy u Neotropické fauny mravenců než v Jihovýchodní Asii (Houadria et al., 2016). Výzkumy, které ale srovnávají aktivitu různých druhů mravenců na stejném místě mezi dnem a nocí jsou stále vzácné, a nic podobného nebylo dosud zkoumáno na Nové Guineji. Nicméně bylo doloženo, že na stromech rodu *Ficus* je v nížinném pralese asi třikrát menší aktivita mravenců v noci než ve dne při použití živých návnad (termitů) exponovaných na jejich lupení (Novotny et al., 1999).

1.3 Metody sběru mravenců

Při výzkumu mravenčích společenstev je důležité vybrat vhodnou metodu sběru podle zvolených ekologických otázek výzkumu a podle charakteristiky studie. Vhodné je používání kombinací metod pro přesnější výsledky. Například Floren (2005) ve své práci využíval pro sběr vzorků v korunách stromů návnadu na lákání mravenců a hledání jejich hnízd den předtím, než koruny stromů podrobil plynování. Jiné metody se používají u mravenců ze stromových pater a jiné metody při sběru zemních druhů, což znesnadňuje přímé statistické srovnání. V některých případech lze ale zvolená metoda být využita ve všech patrech lesa stejná nebo velmi podobná např. formou standardizovaných návnad nebo padacích pastí (Lasmar et al., 2017). Kromě výběru vhodné metody sběru ovlivňuje výsledek i velikost zkoumané plochy, vhodná lokalita a design sběru neboli kolik pastí se využije a jak budou rozloženy v prostoru, kolik bude sledovaných stromů splňujících určitá kritéria apod. Všechna shromážděná data musí být řádně standardizovaná. Plochy, na kterých se experiment provádí, by měly mít co nejpodobnější parametry, hustotu porostu, stupeň sukcese, nadmořskou výšku v rámci každého stádia lesa. Příprava pro provedení experimentu by pak měla na každé

vybrané ploše proběhnout za stejných podmínek a sběr by měl probíhat ve stejném časovém intervalu (Delabie, Fisher, Majer, & Wright, 2000).

1.3.1 Příklady, použití a limitace

Možných způsobů sběru mravenců je mnoho ale několik se pro jednoduchost a porovnatelnost mezi studiemi používá častěji. V případě sběru ze země se využívá například Winklerova extraktor (dále jen Winkleru) (Agosti, Majer, Alonso, & Schultz, 2000; Besuchet, Burckhardt, & Löbl, 1987) nebo zemních padacích pastí (Agosti, Majer, Alonso, et al., 2000; Greenslade, 1973). Dále se pro porovnání mravenčích společenstev na zemi a nadzemním porostu často využívá návnady, u mravenců nejčastěji tuňák s medem nebo sirupem, a následný ruční sběr (Floren, 2005). Pro sběr z korun stromů se nejčastěji využívá plynování korun (Basset, 1990; Floren, 2005) nebo selektivní kácení lesa (Klimes et al., 2012; Whitfeld et al., 2014). V další části práce podrobněji uvádím hlavní z těchto metod a jejich výhody i úskalí.

Padací past

Padací past se skládá z nádoby a fixační kapaliny. Nádoba, plastová nálevka, nebo kelímek, je umístěna v zemi, tak aby její horní okraj byl v rovině a nepřevyšoval okolní povrch. Do nádoby je nalita fixační kapalina bránící jejímu opuštění chycenými vzorky. Kromě toho udržuje exempláře hydratované a zabraňuje případné predaci mezi pochytanými vzorky (Joosse-van Damme, 1965). Jako fixační kapalina se může použít voda, roztok chloridu sodného nebo ethanolu s vodou. Do kapaliny je vhodné následně ještě přidat detergent, který naruší povrchové napětí roztoku a urychlí tonutí a zabíjení chycených členovců (Schmidt, Clough, Schulz, Westphalen, & Tschardtke, 2006).

Padací pasti slouží pro sběr epigeických, na povrchu půdy aktivních mravenců. Za použití této metody se dá zjistit přítomnost jednotlivých druhů a jejich aktivita v čase a prostoru (Greenslade 1973). Umístění pastí na ploše by mělo proběhnout patřičnou dobu před samotným sběrem, aby nedošlo k “digging-in“ efektu, tedy efektu, kdy se velké množství jedinců jednoho druhu chytí do pastí z důvodu narušení zvoleného místa samotnou přípravou pastí (Lasmar et al., 2017). K tomu může dojít i ve chvíli, kdy se pasti nachází blízko hnízda, stezek, případně mezi hnízdem a trvalým zdrojem potravy. Do jisté míry se důsledky efektu sníží dostatečnou replikací ve vybrané ploše (Joosse-van Damme, 1965).

Winklerův extraktor

Sběr za pomoci Winklerů se využívá v případech, kdy je třeba prozkoumat složení společenstev mravenců nebo jiných členovců žijících v opadu a svrchní části půdy. Konstrukce Winkleru se skládá z vnějšího pytle vyztuženého horizontálně dvěma čtvercovými kovovými rámy. V prvním kroku je třeba shromážděnou hrabanku v terénu prosít a zbavit se tak větších částí, jako jsou listy, větvičky apod. Prosetý materiál se dále vloží do menšího obdélníkového vaku s přibližně 2 mm velkými oky, díky kterým může proběhnout extrakce vzorků. Vak je následně zavěšen do winkleru, na jehož spodním konci je umístěna sběrná nádoba, do které padá extrahovaný materiál. Ta může obsahovat buď vlhké plátno, pro udržení vlhkosti a chycených jedinců živých, nebo fixační kapalinu (Besuchet et al., 1987).

Při porovnání na zemi použitých padacích pastí a Winklerů se dojde k výsledku, že padací pasti zachytí převážně větší druhy epigeických mravenců. Winklery na druhou stranu zachytí rovněž drobnější méně mobilní a kryptické mravence žijící v hrabance (Agosti, Majer, & Alonso, 2000). Nicméně Parr and Chown (2001) ve své práci dosáhli podobných výsledků u obou metod a také poukázali, že padací pasti celkově zaznamenaly větší abundanci mravenců a druhovou bohatost než Winklery, jejichž nevýhodou je i dlouhá doba extrakce vzorků. Nicméně tento průzkum probíhal v savaně s malou komplexitou hrabanky, zatímco v prostředí pralesa Winklery z pravidla zachycují větší proporcii mravenčích společenstev. Extrakci také ovlivňuje počáteční stav sebrané hrabanky (Guénard & Lucky, 2011). Nevýhodou využití Winkleru je i to, že větší a pohyblivější druhy mravenců mohou uprchnout dříve, než se hrabanka dostane k vaku pro extrakci. Naopak menší druhy s nízkou ekologickou tolerancí mohou zemřít předtím, než propadnou skrze oka vaku do sběrné nádoby. Z těchto důvodů se z vzorku sebrané hrabanky neextrahují všechny přítomné druhy (Besuchet et al., 1987). Metodu lze nicméně zlepšit promícháváním půdy v průběhu zavěšení (obvykle několik dní) a/nebo následným průzkumem půdy na bílém plátně po extrakci, kdy lze ještě větší druhy sebrat manuálně (Guénard & Lucky, 2011, Klimeš osobní pozorování).

Návnada

Pro sběr mravenců je možné využití také návnady (angl. baits) a následného ručního sběru. Jako návnada se často využívá tuňák s rostlinným olejem nebo medem, který láká mravence hledající potravu v okolí (Janda & Konečná, 2011). Na návnadě se také spíše najdou větší druhy mravenců jejichž dělnice se vydávají do větší vzdálenosti od hnízda. Menší druhy lze najít hlavně v případě, že se jejich hnízdo nachází v několika metrech od návnady (Véle, Holuša, & Frouz, 2009). Mravenci obvykle objeví návnadu poměrně rychle a navíc lze

mravence operující na návnadě dobře sledovat a nalézt i jejich hnízdo v krátkém časovém intervalu (Floren, 2005). Limitace návnady je omezení na početně a behaviorálně dominantní druhy, kdy druh s větší agresivitou rychle odominuje nově nalezený zdroj potravy (návnadu) a tím se sníží množství chycených druhů. Velké množství druhů pak také návnady nemusí vůbec preferovat a navštěvovat i v nepřítomnosti dominant. Pro odhalení druhů, které ale převažují ve společenstvu je to obvykle nejnadanější metoda, a lze ji standardizovat i mezi patry a typy lesa (Agosti, Majer, Alonso, et al., 2000; Parr, Abbott, & Lach, 2009).

Plynování

Plynování (fumigace) korun se využívá ke zjištění druhové diversity v těžko dostupných korunách stromů. V principu se přístroj zajišťující plynování vyzvedne na laně až do výšky koruny stromu. Přístroj následně pokropí korunu biologicky rozložitelným insekticidem a z něj vytvořený oblak usmrtí veškerý hmyz v něm. Usmrcený hmyz pak padá do nad zemí předem připravených sběrných nádob nebo plachet, ze kterých se následně vysbírání (Adis, Harada, da Fonseca, Paarmann, & Rafael, 1998).

Při porovnání plynování korun stromů s využíváním návnady, získáme pouze malé omezené množství druhů na návnadách, zatímco plynování získá kompletnější obrázek o rozmanitosti a abundanci na vegetaci (Floren, 2005). Za použití metody plynování můžeme spolehlivěji dosáhnout představy o abundanci mravenců v korunách a struktuře jejich společenstev i z důvodu, že plynování zasáhne celkově větší prostor než návnady. I tak se ale nezíská kompletní přehled o všech hnízdech a individuích nacházejících se v korunách, jelikož hodně druhů žije skrytě i uvnitř větví a kmenů stromů a epifytů (Floren, 2005). Plynování je navíc velmi drahá metoda, náročná na následný rozbor velmi velkých vzorků, a tak se v praxi používá pouze na několika stromech a komplexnější studie na celková společenstva lesa jsou velmi omezené. Její velikou nevýhodou dále je, že nedokáže říci více o ekologii druhů hmyzu, zejména zda druhy na stromě opravdu stabilně hnízdí nebo se živí, nebo jde jen o druh procházející vegetací, či dokonce o kontaminaci z okolní vegetace (Klimes et al., 2015).

Kácení

Jedná se o metodu, kdy se na vybrané ploše pokácí všechny stromy přesahující zvolený parametr, kterým bývá DBH neboli průměr kmene v prsní výšce (“diameter at breast height“), tj. 1,3 m od paty kmene a posbírání se všechen hmyz nalezený na stromech (Whitfeld et al., 2012).

Kácení se může využívat i ke sběru vzorků mravenců z dané lokality, kdy se pokácené stromy prohledají skupinou lidí a nalezení mravenci ručně vysbírají. Výhodou oproti plynování je, že se touto metodou dají získat daleko přesnější informace o celkové abundanci a diversitě stromových mravenců a detailní záznam o jejich hnízdění a individuální druhové aktivitě v době kácení (Klimes, 2017; Klimes et al., 2012). Nevýhodou je velká pracnost zpracování mnoha vzorků a statistická standardizace, jelikož zde se výzkum zaměřuje z technických i biologických důvodů na celé plochy lesa, nikoliv na jednotlivé stromy. Replikace ploch je tak nízká. Nicméně podobné limitace mají i jiné metody k přístupu do korun pralesa (jeřáb, balón), kde navíc nelze získat natolik detailní data o hmyzích společenstvech (Klimes, 2017; Klimes et al., 2012; Lowman, Showalter, & Franklin, 2012). Metoda ale může být vnímána kontroverzně ve smyslu ochrany přírody, jelikož je destruktivní povahy.

2 Případová studie

Cílem této práce je porovnat vliv několika různých gradientů v tropickém nížinném lese na ostrově Nová Guinea na zdejší společenstvech mravenců. Jedná se o tři hlavní gradienty, které jsem přiblížil výše v literárním úvodu: sukcesní, stratifikační a časový (tj. denní cyklus). Porovnával jsem tři sukcesní stádia, tři stratifikační vrstvy tropického lesu a dva různé časy sběru (den/noc).

Prvním gradientem je gradient sukcesních stádií a cílem práce je srovnat druhovou diversitu a abundanci mravenčích společenstev žijících v primárním nenarušeném lese, narušeném primárním lese s fragmenty sekundárního lesa a sekundárním lese (cca 10 let starém) s důrazem na druhy, které v jednotlivých stádiích dominují (metoda návnad). Mým předpokladem je, že mravenčí diversita bude nejvíce odlišná mezi primárním a sekundárním lesem, zatímco diversita v narušeném primárním lese bude podobná spíše primárnímu lesu. Mojm předpokladem je, že se vlivem sukcesního stádia bude diversita postupně zvyšovat a složení dominantních druhů mravenců se bude lišit (Floren & Linsenmair, 2005; Klimes et al., 2012).

Druhým gradientem je gradient stratifikační a mým cílem je zjistit jaká je vertikálně-prostorová distribuce mravenčích druhů v lese, tedy jak se liší druhovým složením společenstva mravenců žijících v korunách stromů, v nízkém podrostu a na úrovni země. Očekává se, že velká část druhů bude okupovat pouze jednu stratifikační vrstvu; případně, kde se druhy budou nacházet ve více vrstvách, se bude jednat převážně o propojení korun a nižšího

podrostu. Předpokládám, že na úrovni země, bude proto největší druhová odlišnost od zbylých dvou vrstev (Brühl et al., 1998; Wilkie, Mertl, & Traniello, 2010). Jelikož se metody sběru mravenců liší mezi straty (tj. nelze studovat společenstva např. v habance stejnou metodou vzorkování jako v korunách) nezaměřuji se v této části na hodnocení rozdílů v diverzitě druhů mezi patry. Nicméně, i zde díky standardizaci metod a sběru mohou porovnávat i rozdíly v rámci každého patra mezi primárním a sekundárním lesem (faktor sukcese).

Třetím gradientem je gradient času a cílem práce je porovnat výsledky mravenčích společenstev, chycených ve dne a v noci. Očekávám, že druhy, které dominovaly ve dne, mohou být v noci do jisté míry nahrazeny druhy novými. Celkově se však druhové složení nebude pravděpodobně příliš měnit (Yusah et al., 2018).

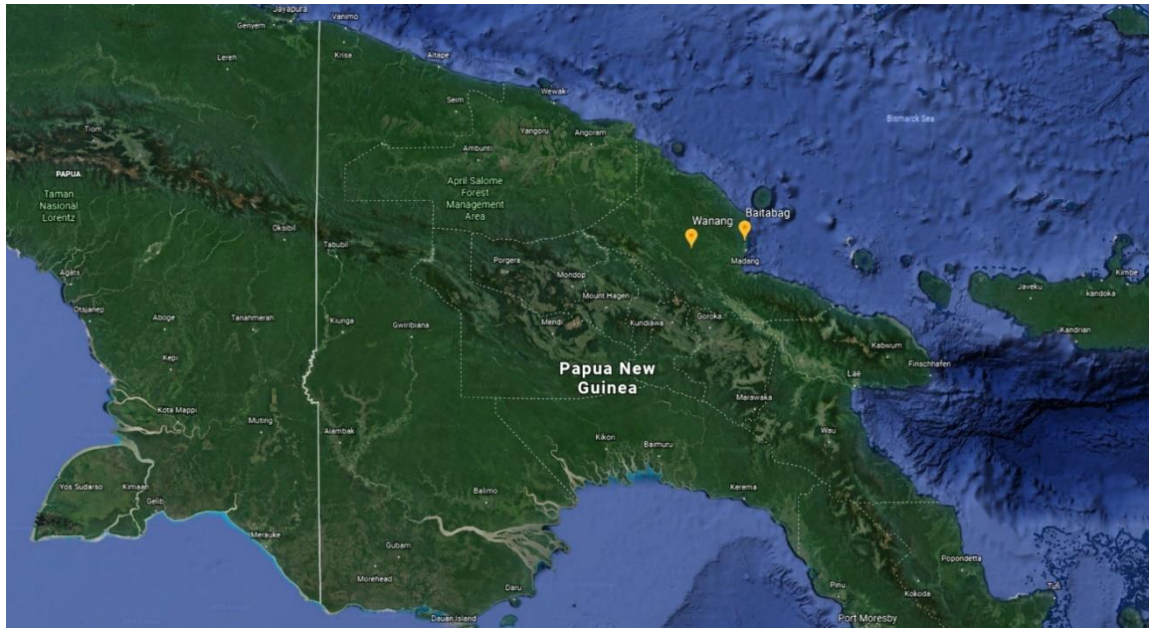
3 Materiál a metody

3.1 Místo a design experimentu

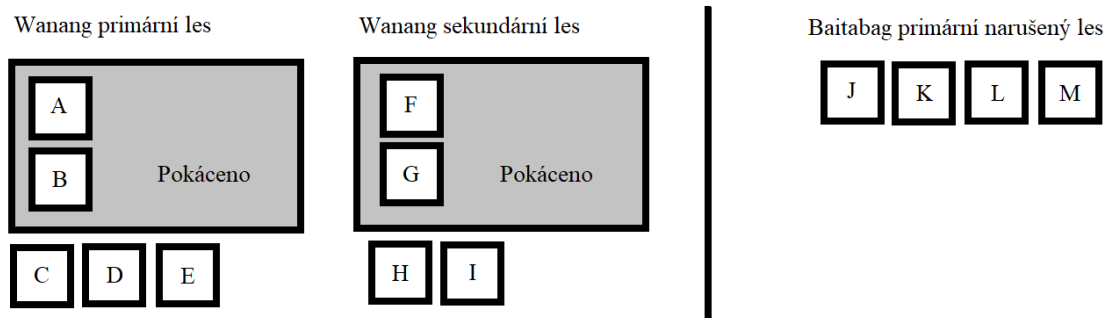
Celý výzkum probíhal v tropickém nížinném lese v provincii Madang na Papui Nové Guinei, která se nachází v oblasti rovníkového pásu s vlhkým a teplým klimatem s průměrnou roční teplotou 26,7 °C a úhrnem srážek okolo 3000 mm. Oblast je ovlivněna monzunovými dešti a rozlišuje se zde období dešťů trvajících od prosince do března a období sucha trvajících od května do října, nicméně sezonalita v nížinném lese je poměrně mírná (McAlpine, Keig, & Falls, 1983).

Provincie Madang se nachází na východním pobřeží ostrovu. Průměrný roční úhrn srážek v regionu je 3600 mm, průměrná roční teplota 26,5 °C.

Experiment byl prováděn ve dvou oblastech, v blízkosti vesnic Wanang a Baitabag (Obrázek 1). První oblast, je okolí vesnice Wanang, kde se nacházely kontinuální plochy jak primárního, tak sekundárního lesa. Druhou oblastí je okolí vesnice Baitabag, kde se nachází narušený primární les (fragment primárního lesa o velikosti cca 300 ha, s fragmenty sekundárního lesa a plantáží v jeho okolí). Výzkum byl prováděn celkem na 13 plochách (A-M), každá o velikosti 25x25 m, kdy se plochy A-E nacházely v primárním lese, F-I v sekundárním lese a J-M v narušeném primárním lese (Obrázek 2), v rámci každé lokality byly rozmístěné cca 20-100 m od sebe.



Obrázek 1: Místo terénního sběru poblíž vesnice Wanang v nadmořské výšce 100-200 m a Baitabag v nadmořské výšce 50 m a ve vzdálenosti 3 km od moře v provincii Madang (PNG) (Google Earth, 2018). Bližší informace o rozložení jednotlivých ploch v textu a Obrázku 2.



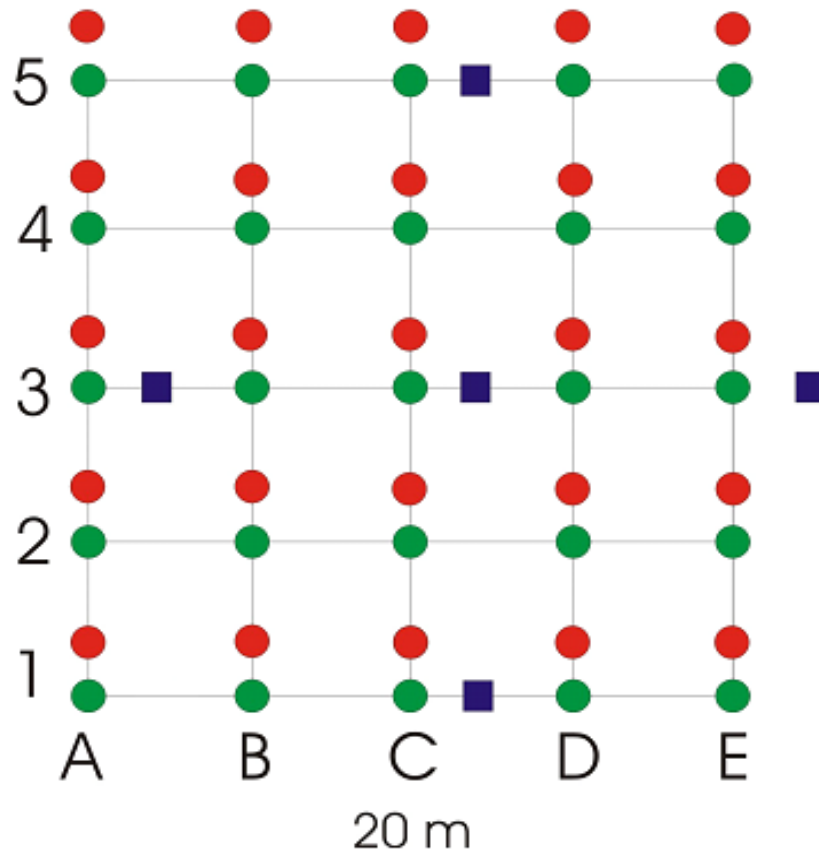
Obrázek 2: Schéma výzkumných ploch se zobrazením jejich pozice v jednotlivých sukcesních stádiích.

Sběr vzorků byl proveden za pomoci tří metod: a) tuňákovo-cukerné návnady, b) winkleru a c) vykácením stromů s tloušťkou kmene nad 5 cm v celé ploše a následným sběrem všech druhů mravenců na vegetaci (tj. vzorky hnízd i patrolujících dělnic „foragers“ na stromech). Všechny metody ale nebyly použity na všech plochách, s výjimkou návnad. Pouze sukcesní gradient byl proto studován ve všech plochách, zatímco srovnání společenstev mezi patry bylo provedeno ve dvou plochách sekundárního a primárního lesa. Srovnání změn v rámci dne a noci pak bylo provedeno v jedné ploše v každém ze dvou typů lesa. Detailní rozpis použití všech metod v různých plochách je v Tabulce I. Terénní výzkum byl proveden školitelem specialistou P. Klimešem a jeho spolupracovníky z New Guinea Binatang Research Center (v roce 2007 a 2016).

Tabulka I: Použité metody sběru mravenců na jednotlivých plochách a jejich umístění v sukcesním stádiu. *P* – primární les, *NP* – narušený primární les, *S* – sekundární les.

Plocha	Typ lesa	Tuňáková návnada	Winklery	Pokácené stromy	Noční sběr
A	P	✓	✓	✓	✓
B	P	✓	✓	✓	---
C	P	✓	---	---	---
D	P	✓	---	---	---
E	P	✓	---	---	---
F	S	✓	✓	✓	✓
G	S	✓	✓	✓	---
H	S	✓	---	---	---
I	S	✓	---	---	---
J	NP	✓	---	---	---
K	NP	✓	---	---	---
L	NP	✓	---	---	---
M	NP	✓	---	---	---

Sběr pomocí tuňákové návnady: Na všech studovaných plochách bylo rozmístěno celkem 50 návnad s tuňákem s příměsí cukru (tj. nadrcené kousky tuňáka v oleji + kocentrováný sirup v poměru 6:1). 25 návnad bylo položeno na zemi ve čtvercové síti s 5 metry mezi návnadami a 25 návnad umístěných na nejbližší dostupné vegetaci v podrostu nebo kmenech stromu (Obrázek 3). Návnady na zemi byly vytvořeny z banánového listu o rozměru 10x10 cm s 10 g tuňáka a návnady v podrostu byly vytvořeny z gázy o rozměru 7x7 cm se stejným množstvím tuňáku (Obrázek 4). Sčítání mravenců bylo pak v obou strategech prováděno v ploše cca 10x10 cm. Návnady na vegetaci (kmenech stromů, listech) byly umístěny ve výšce 1-2 m nad zemí a ve vzdálenosti 2 m od návnad na zemi. Všechny návnady byly kontrolovány po třech hodinách a ze všech byly posbíráni jedinci (cca 1-20/druh) všech nalezených druhů mravenců do lahvíček s lihem pro pozdější identifikaci v laboratoři.

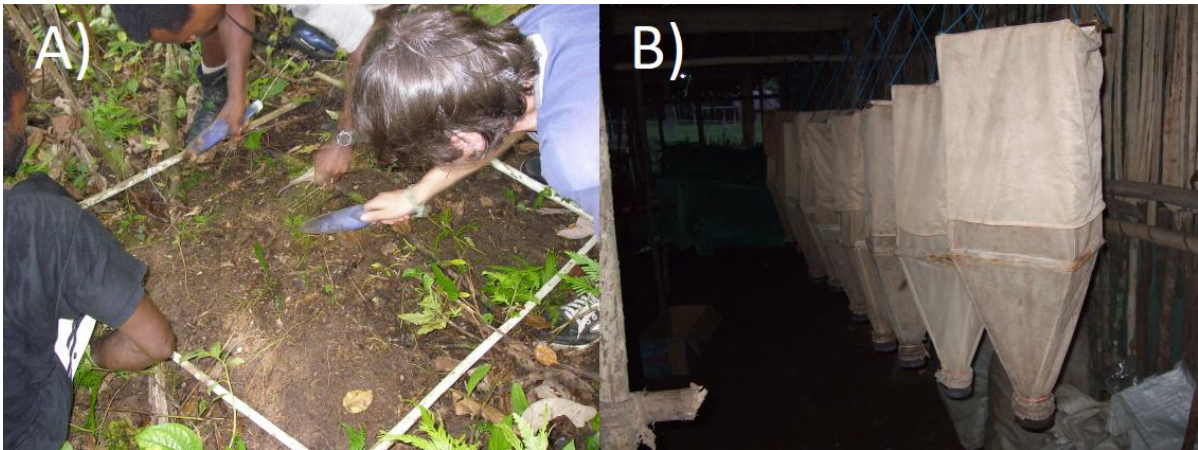


Obrázek 3: *Prostorové rozmístění návnad na ploše (20 x 20 m). Zeleně tuňákové návnady na vegetaci, červeně tuňákové návnady na zemi, modře winklery zpracované v této práci (adaptováno dle diagramu Milana Jandy).*



Obrázek 4: Tuňáková návnada v době sběru A) návnada na vegetaci B) návnada na zemi (foto Petr Klimeš). *Crematogaster polita* na návnadě na listu a *Anoplolepis gracilipes* (invazivní „žlutý šílený mravenec“) na návnadě na zemi.

Sběr pomocí winkleru: Sběr pomocí winklerů proběhl ve 4 plochách (A, B, F, G) a v každé plošce byl sběr proveden devětkrát, ale v této práci se soustředím na 5 vzorků rovnoměrně rozmístěných v každé plošce stejně daleko od sebe (Obrázek 3). Pro sběr byl použit čtvercový rám o velikosti 1 m², který byl položen na zem. Nejprve byly větvičky rozlámány a prohledány zvláště pro kolonie mravenců, a větve o větším průměru než 1 cm následně odtraněny z prosevu. Z vnitřního prostoru rámu byla sebrána veškerá hrabanka, zahrnující suché listy a malé větvičky z horní vrstvy země. Veškerý shromážděný materiál byl následně proset ve speciálním vaku se sítím. Prosetá hrabanka byla následně umístěna do winkleru, který byl po dobu 4-5 dní zavěšen na suchém místě (Obrázek 5). Kvůli tomu, že hrabanka z winklerů nebyla po uplynulé době ještě úplně vysušená a nebyla promíchávána, a některé druhy mravenců tak mohly být metodou neefektivně sbírány (Guénard & Lucky, 2011), byl proveden ještě ruční sběr z hrabanky na bílém plátně.



Obrázek 5: Sběr hrabanky pro extrakci za pomoci winkleru: A) čištění a sesbírání hrabanky v 1 m² ploše, B) následné zavěšení proseté hrabanky ve Winklerových extraktorech. (foto Petr Klimeš).

Sběr z pokácených stromů: Ve 4 plochách (A, B, F, G) byly označeny a následně pokáceny všechny stromy s DBH ≥ 5 cm. V primárním lese bylo v plochách celkem pokáceno 103 stromů, v sekundárním lese pak 131 stromů. U každého stromu byly změřeny DBH (cm), výška kmene (m), šířka a výška koruny (m). Každý pokácený strom byl důkladně prohledán skupinou 3 asistentů, kdy byl 1 z nich vybrán pro sběr mravenců po celé délce kmene a další 2 byli pověřeni hledáním hnízd. Byly prozkoumány všechny větve, připojené liány a epifyty. Liány a epifyty byly započítány jako komponenty jejich hostitelského stromu. Pro detailní popis sběru viz Klimes, Fibich, Idigel, & Rimandai (2015).

Noční sběry: Ve 2 plochách (A, F) se za použití tuňákových návnad prováděly také noční sběry (cca mezi 21-24 hod). Rozmístění návnad proběhlo na stejných místech jako při sběru za dne a kontrola návnad proběhla opět po třech hodinách, kdy se z pastí sesbíraly veškeré nalezené druhy. Minimální doba mezi provedením denního a nočního sběru v plochách byla 48 hodin.

3.2 Zpracování vzorků

Veškeré vzorky mravenců byly po sběru uloženy v označených lahvičkách s ethanolem (nedenaturovaný 98%) a následně převezeny do ČR k finální identifikaci. Všechny převezené vzorky mravenců byly následně mnou, Petrem Klimešem, Jakubem Kvasničkou, a Ondřejem Mottlem spočítány na jedince a roztříděny do druhu (případně morfodruhu). K určení byl použit upravený klíč Shattuck & Barnett (2001) k určování australských mravenců, klíč Bolton & Fisher (2015), fotografie v online databázi (antweb.org) a morfologické znaky.

3.3 Analýza dat

Veškeré statistické analýzy byly testovány na hladině průkaznosti $\alpha = 0,05$ za pomoci programu STATISTICA 12 (StatSoft). Grafy byly vytvořeny v tomto programu nebo v MS Excel 2016.

3.3.1 Vliv sukcese

Pro určení a porovnání druhové diversity mezi jednotlivými sukcesními stádii lesu byly použity sběry z návnad s tuňákem, které byly použity na všech zkoumaných plochách (data za návnady rozmístěné na zemi i na vegetaci byla uvažována dohromady). V primárním lese se nacházelo 5 ploch (A-E), v narušeném primárním lese 4 plochy (J-M) a v sekundárním lese 4 plochy (F-I). Na každé ploše byl spočítán počet všech nalezených druhů. V programu STATISTICA 12 byly za pomoci jednocestné analýzy variance (ANOVA) analyzovány rozdíly v průměrném počtu nalezených druhů mezi sukcesními stádii, kdy byl za závislou proměnnou vybrán počet druhů na plochu a za kategoriální proměnnou sukcesní stádium. Rozdíly v počtu druhů mezi jednotlivými stádii byly otestovány pomocí neparametrického testu Tukey HSD. Vzhledem k podobné šíři odchylek od průměru a poměrně podobných hodnot rozmanitosti nebylo potřeba data logaritmovat.

Další zkoumanou proměnnou byl počet jedinců na návnadě, kdy byla porovnávána abundance mravenců mezi sukcesními stádii lesu. Pro otestování byl zvolen stejný způsob jako v případě počtu druh na plochu, ale data zde byla zlogaritmována vzhledem k veliké variabilitě mezi návnadami ($\log+1$ transformace).

Poslední zkoumanou proměnnou vztahující se k vlivu sukcese byl průměrný počet druhů na jednu návnadu spočítaný pro každou plochu, kdy byl pro otestování využit stejný postup jako v předchozích dvou případech.

Pro zjištění změny v druhové struktuře nejpočetnějších druhů (dominantních) bylo v každém sukcesním stádiu ze všech zkoumaných ploch vybráno 5 nejčastěji nalezených druhů (u jedné plochy byly některé druhy stejně hojné proto jich bylo vybráno 6). U těchto druhů byl spočítán průměrný počet okupovaných návnad na plochu a směrodatná odchylka z testovaných hodnot.

3.3.2 Vliv stratifikace

Vliv stratifikace na diversitu mravenců byl studován na plochách A, B, F a G, nacházejících se v primárním a sekundárním lese, kde byly použity tři různé metody sběru a bylo zkoumáno, jak se mezi jednotlivými stratifikačními stupni mění společenstva mravenců

s přihlížením na fázi sukcese lesa. Prvním stupněm lesa byly koruny stromů, pro které byly použity vzorky získané z pokácených stromů. Druhým stupněm byl podrost, nízká vegetace nacházející se v několika metrech nad zemí, kde byly použity vzorky z návnad. Třetím a čtvrtým stupněm byla země, kde byly použity vzorky sesbírané pomocí návnad a vzorky z hrabanky sesbírané pomocí winklerů.

Protože různá stratifikační patra byla sbírána odlišnými metodami, není vhodné statisticky testovat rozdíl v druhové bohatosti mezi nimi. Lze ovšem testovat rozdíly v druhové bohatosti mezi sukcesními stádii v každém stratifikačním patře samostatně. Pro každé stratifikační patro byl spočítán počet všech nalezených druhů na plochu. V programu STATISTICA byly za pomoci t-testu analyzovány rozdíly v počtu nalezených druhů mezi sukcesními stádii.

Rozdíly v druhovém složení mezi stupni lesa lze pro malý počet studovaných ploch (2) a rozdílný způsob sběru porovnat pouze graficky pomocí grafu procentuálního zastoupení druhů v daném stratifikačním patře a sukcesním stádiu. Procentuální okupance každého druhu mravence v každém stratifikačním stupni byla spočítána jako procento okupovaných návnad/stromů/winklerů v každé ploše. Pro výpočet procentuálního zastoupení jednotlivých druhů byla použita datová matice přítomen-nepřítomen pro každou plochu, kdy se ve sloupci nacházely nalezené druhy a v řádcích jednotlivé návnady/stromy/winklery. Procentuální zastoupení pro daná stratifikační patra se poté zprůměrovalo pro každé sukcesní stádium přes obě plochy lesa a spočítala se směrodatná odchylka. V případě, že druhů bylo více než 10 v daném stratifikačním patře se do grafu zaneslo jen 10 nejhojnějších druhů a poslední sloupec ukazuje průměr mezi všemi ostatními druhy. Ačkoliv jsou tato srovnání pouze grafická, unikátní je zcela shodné provedené vzorkování v každém stupni lesa a ploše (srovnatelnost výsledků pro každou metodu a typ lesa v 20x20 m ploše).

3.3.3 Vliv denní doby

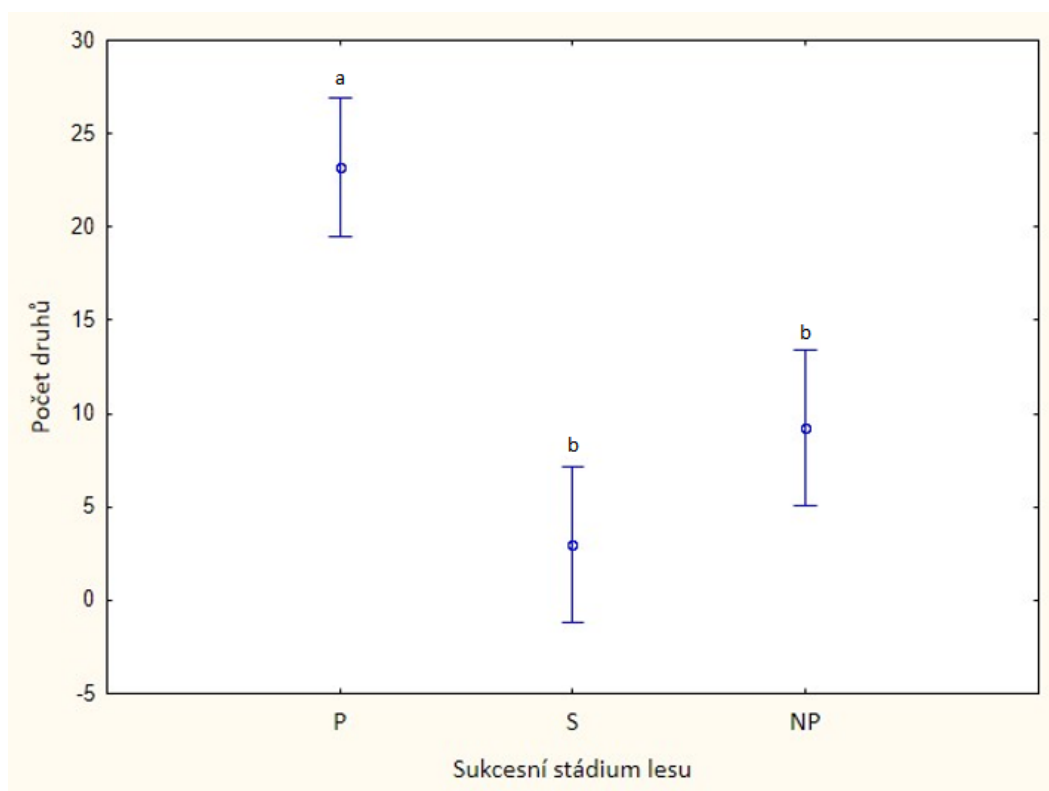
Pro porovnání, jak se mravenčí společenstva mění ve dne a v noci, bylo na plochách A a F za pomoci tuňákových návnad zkoumáno druhové složení mravenců ve dne a v noci. Data byla získána za pomoci datové matice přítomen-nepřítomen. Pro malý počet studovaných ploch (plochy bez replikace v rámci každého sukcesního stádia, Tabulka I) byl vliv posouzen pouze grafickým porovnáním výsledků podobně jako v sekci výše.

4 Výsledky

Celkem bylo nalezeno 134 druhů mravenců, ze 48 rodů, ve 13ti studovaných plochách.

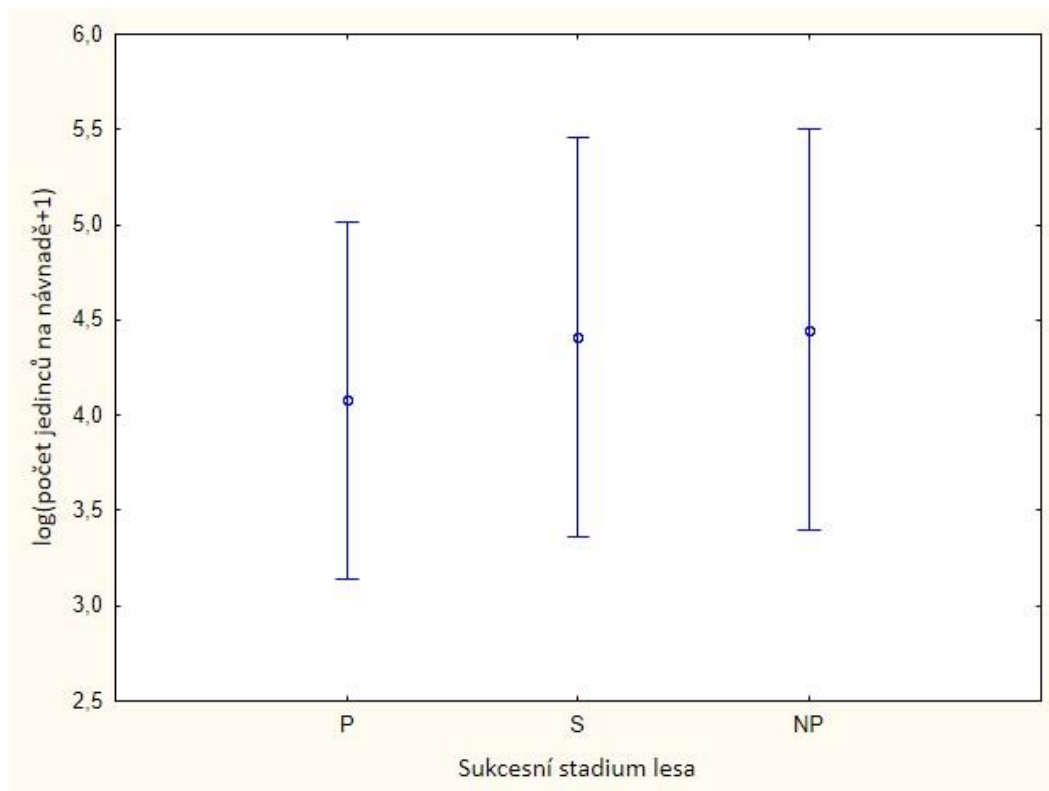
4.1 Vliv sukcese

V primárním lese byl průměrný počet druhů 23,2 na plochu, v sekundárním lese 3,0 na plochu a v narušeném primárním lese 9,25 na plochu. Počet nalezených druhů se v sukcesních stádiích prokazatelně lišil ($F_{2, 10} = 34,45$, $p < 0,01$). Nejvyšší počet druhů (30) byl nalezen v primárním lese (plocha C) a nejmenší (1) v sekundárním lese (plocha F). Detailní rozpis viz Příloha-tabulka 2. Jako průkazný se ale v Tukey HSD testu ukázal pouze rozdíl mezi primárním a sekundárním lesem, a primárním a narušeným primárním lesem (viz Obrázek 6, Tabulka-Příloha I).



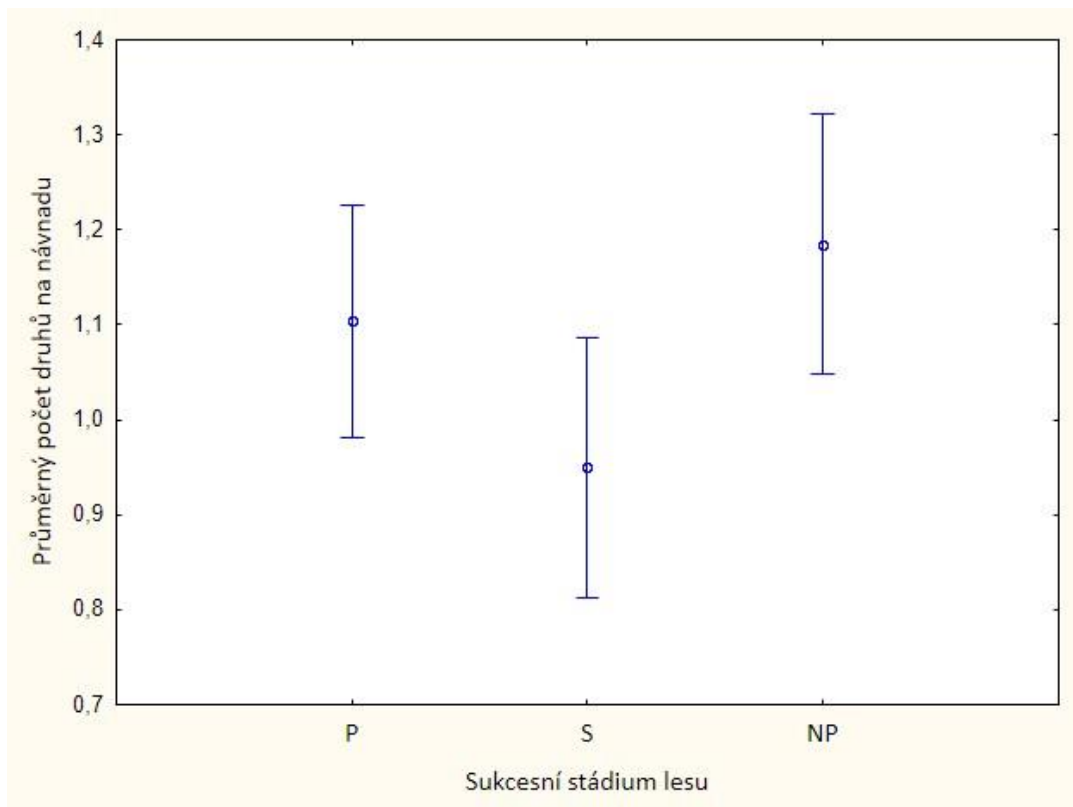
Obrázek 6: Graf průměrného počtu druhů na každé z ploch v rámci sukcesního stádia tropického nížinného lesa (P = primární les, S = sekundární les, NP = narušený primární les, Konfidenční interval = 0,95). Byl nalezen signifikantní rozdíl mezi stádii lesa ($F_{2, 10} = 34,45$, $p < 0,01$) Rozdíly mezi jednotlivými sukcesními stádii jsou zobrazeny pomocí písmen a byly testovány pomocí Tuckey HSD (přesné hodnoty v Tabulka-Příloha I).

Průměrný počet jedinců na návnadě byl nejvyšší v ploše sekundárního lesa (plocha G: 270,2) a nejméně v primárním lese (plocha D: 15,54). Testovaný průměrný počet jedinců nebyl signifikantně odlišný mezi stádii ($F_{2, 10} = 0,22$, $p = 0,81$; Obrázek 7).



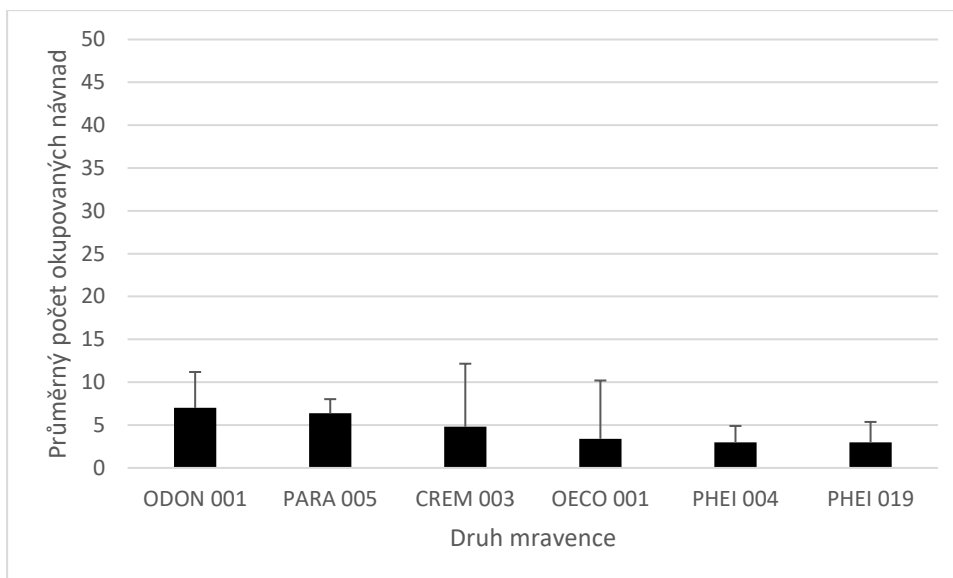
Obrázek 7: Graf průměrného počtu jedinců na návnadě v jednotlivých sukcesních stádiích tropického nížinného lesa. Data byla upravená za pomoci $\log(x+1)$. Rozdíl mezi stádii nebyl signifikantní $F_{2,10}=0,22$ $p = 0,81$. Konfidenční interval 0,95. P = primární les, S = sekundární les, NP = narušený primární les.

Průměrně nejvíce druhů na návnadě bylo pozorováno ve dvou plochách v primárním a sekundárním lese (plocha C a I: 1,3), zatímco průměrně nejméně druhů na návnadě bylo na ploše v primárním lese (plocha B: 0,84), detailní informace v Tabulce-Příloha 2. Testovaný průměrný počet druhů na návnadě se průkazně nicméně nelišil mezi stádii ($F_{2,10} = 3,78$, $p = 0,06$; Obrázek 8).

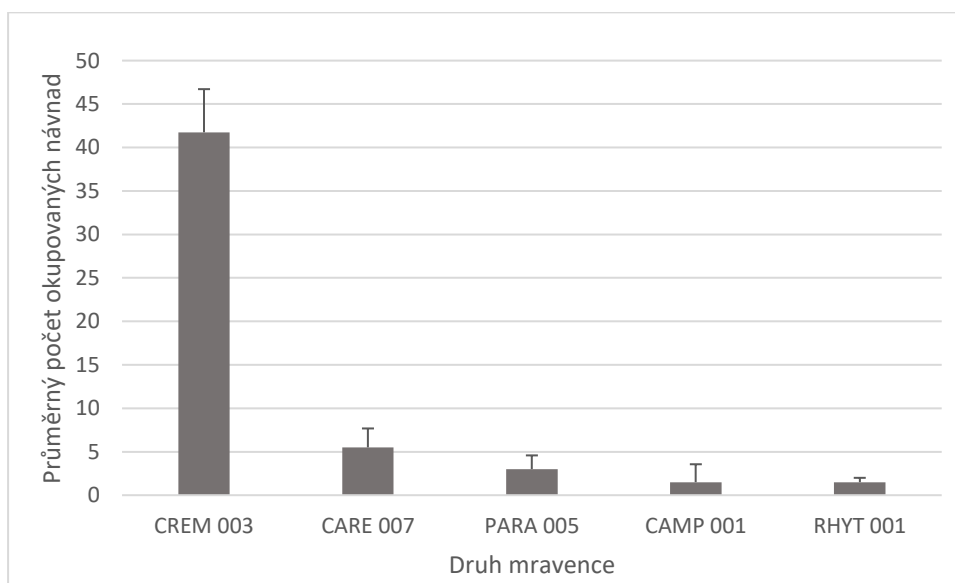


Obrázek 8: Graf průměrného počtu druhů na návnadě v každé z ploch v rámci jednotlivých sukcesních stádiích tropického nížinného lesa. Rozdíl mezi stádii nebyl signifikantní. $F_{2, 10} = 3,78$, $p = 0,06$. Konfidenční interval 0,95. *P* = primární les, *S* = sekundární les, *NP* = narušený primární les.

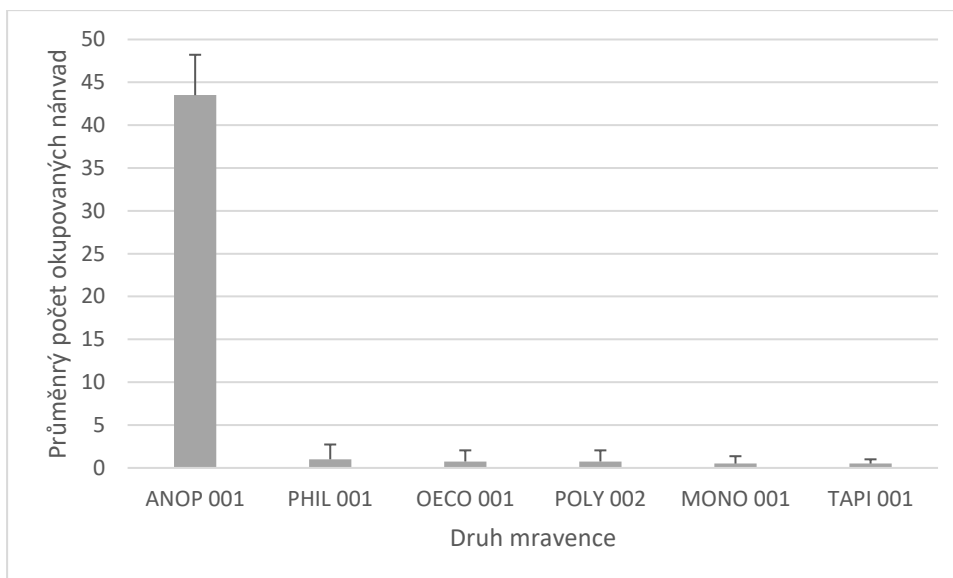
Pro zjištění změny ve struktuře společenstev mravenců na návnadách bylo vybráno 5(6) dominantních druhů mravenců v každém sukcesním stádiu (Tabulka-Příloha II, III a IV). V primárním lese oproti sekundárnímu a narušenému primárnímu lesu nebyla nalezena jasná dominantní a nejběžnější druhy byly do počtu okupovaných návnad poměrně vyrovnané. I přes to, že průměrně nejvíce návnad na plochu obsadil druh *Odontomachus simillimus* (ODON 001), *Crematogaster polita* (CREM 003) byl nalezen na největším počtu návnad (plocha A = 19 návnad). Tento druh byl i nejdominantnějším druhem narušeného primárního lesa, kde byl v průměru nalezen až 8krát častěji než druhý druh *Carebara melanocephala* (CARE 007). Obdobně tomu bylo v sekundárním lese, kde téměř bez konkurence převládl jeden druh, ale zcela jiný než v ostatních stádiích. Šlo o invazní druh mravence *Anoplolepis gracilipes* (ANOP 001). Průměrné zastoupení jednotlivých druhů se zobrazenou směrodatnou odchylkou jsou zobrazeny v Obrázku 9, 10 a 11.



Obrázek 9: Průměrné zastoupení nejběžnějších druhů tropického primárního lesa na jedné ploše z 50 návnad (počet celkem okupovaných návnad se zobrazí směřodátnou odchylkou, počet ploch = 5). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.



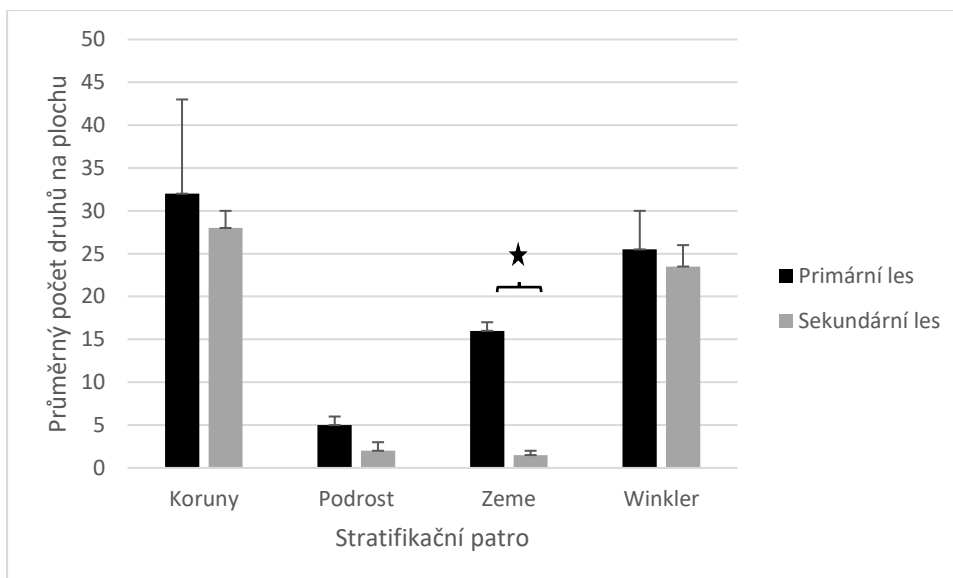
Obrázek 10: Průměrné zastoupení nejběžnějších druhů v tropickém narušeném primárním lese na jedné ploše z 50 návnad (počet celkem okupovaných návnad se zobrazí směřodátnou odchylkou, počet ploch = 4). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.



Obrázek 11: Průměrné zastoupení nejběžnějších druhů tropického primárního lesa na jedné ploše z 50 návrad (počet celkem okupovaných návrad se zobrazenou směrodatnou odchylkou, počet ploch = 4). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

4.2 Vliv Stratifikace

Na druhy nejbohatším stratifikačním stupněm byly koruny primárního lesa (průměr 32 ± 15.6), zatímco nejméně druhů se vyskytovalo na zemi na tuňákových návradách v sekundárním lese (průměr 1.5 ± 0.7). Statisticky rozdílné mezi typy lesa byly pouze počty druhů nalezených na zemi, kde rozmanitost byla signifikantně nižší v sekundárním než primárním lese (viz Tabulka II, Tabulka-Příloha VI a Obrázek 12). Nejvyšších hodnot druhové bohatosti bylo ve všech stupních lesa dosaženo vždy nicméně v primárním lese.



Obrázek 12: Průměrný počet druhů na plochu z jednotlivých metod sběrů v primárním a sekundárním tropickém lese se směrodatnou odchylkou (počet ploch v každém lese = 2). Protože různá stratifikační patra byla sbírána pomocí různých metod testoval jsem rozdíly pouze v rámci každého patra mezi lesy. Signifikantní rozdíly jsou zobrazeny pomocí hvězdičky. Detailní výsledky všech t-testů jsou v Tabulce II.

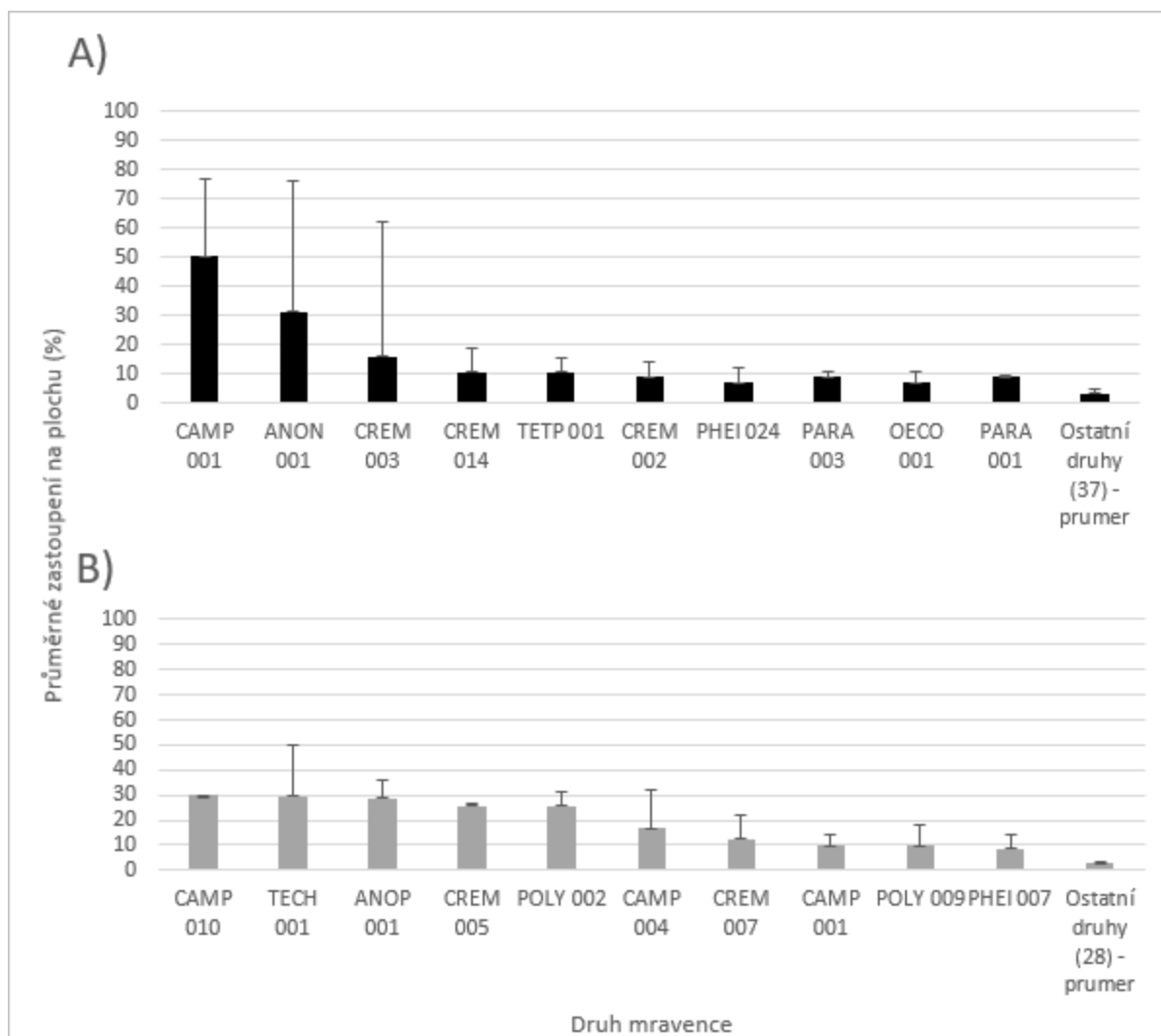
Tabulka II: Výsledky t-testů pro jednotlivá patra mezi primárním a sekundárním lesem.

Stratum	t-value	DF	p
Koruny	0,36	2	0,75
Podrost	2,12	2	0,16
Zeme	12,97	2	<0,01
Winkler	0,39	2	0,74

Druhové diversity pak odpovídá i rozložení druhů, s mnohem větší dominancí několika druhů v sekundárním lese a rovněž na návadách obecně, oproti ostatním metodám sběru. Rovněž se liší zastoupení (kompozice) jednotlivých druhů mezi primárním a sekundárním lesem v jednotlivých patrech. Jednotlivé nalezené druhy jsou zobrazeny s jejich procentuálním zastoupením v jednotlivých stratifikačních stupních primárního a sekundárního lesa na Obrázcích 13-16.

Ze sběru z korun pokácených stromů například v primárním lese dominoval *Colobopsis vitrea* (CAMP 001), který byl nalezen na 50% pokácených stromů. Tento druh byl to také jediný z nejčastěji nalezených druhů, který se ve větší míře nacházel i v sekundárním lese, kde celkově nedominoval žádný druh a zastoupení nejběžnějších druhů bylo přibližně vyrovnané. K nim patřil i invazní *A. gracilipes*, který spolu s *Camponotus cf. macrocephalus* (CAMP 10)

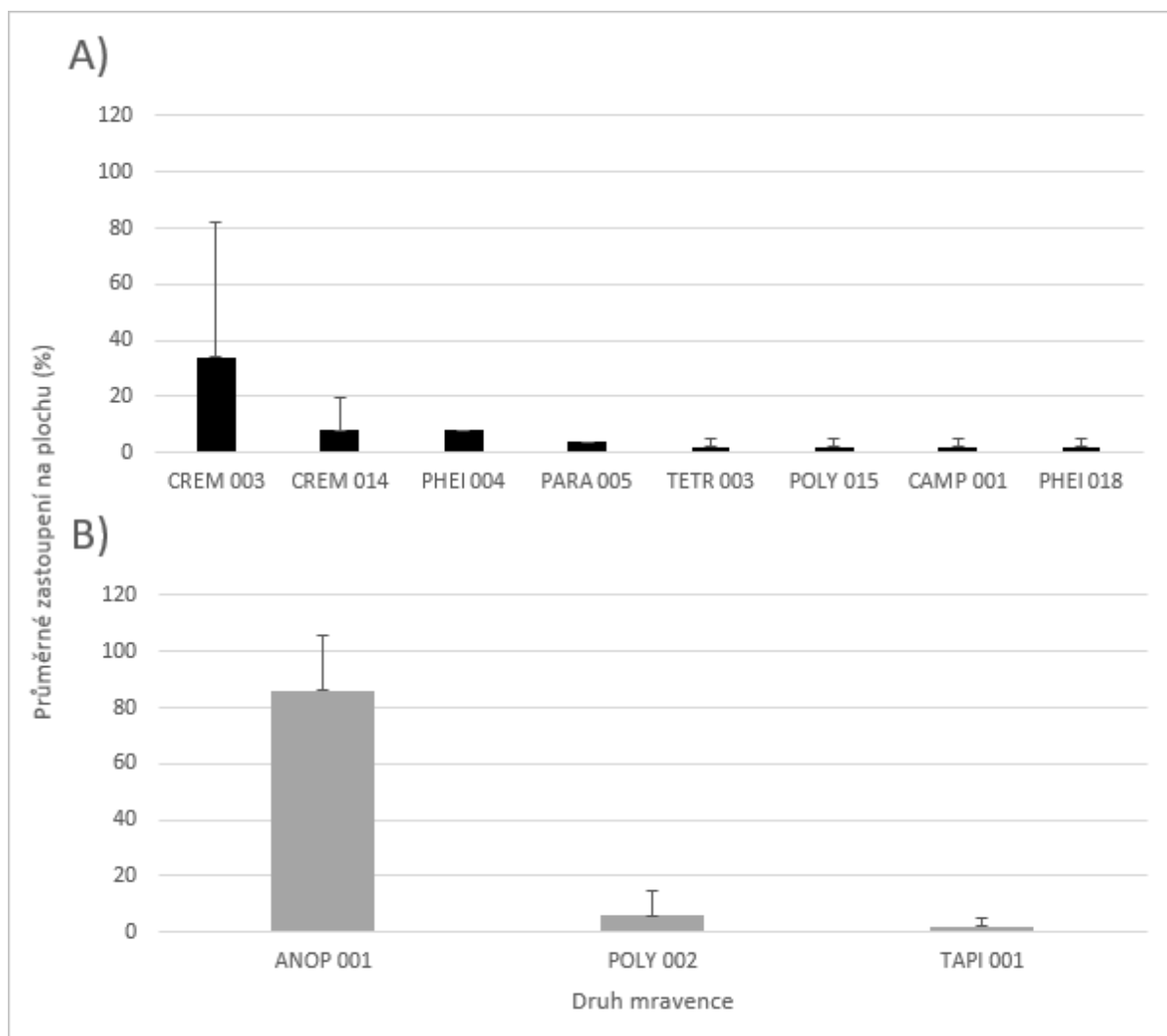
a *Technomyrmex cf. brunneus* (TECH 001) patřil k nejzastoupenějším druhům v sekundárním lese (cca 30% stromů) viz Obrázek 13.



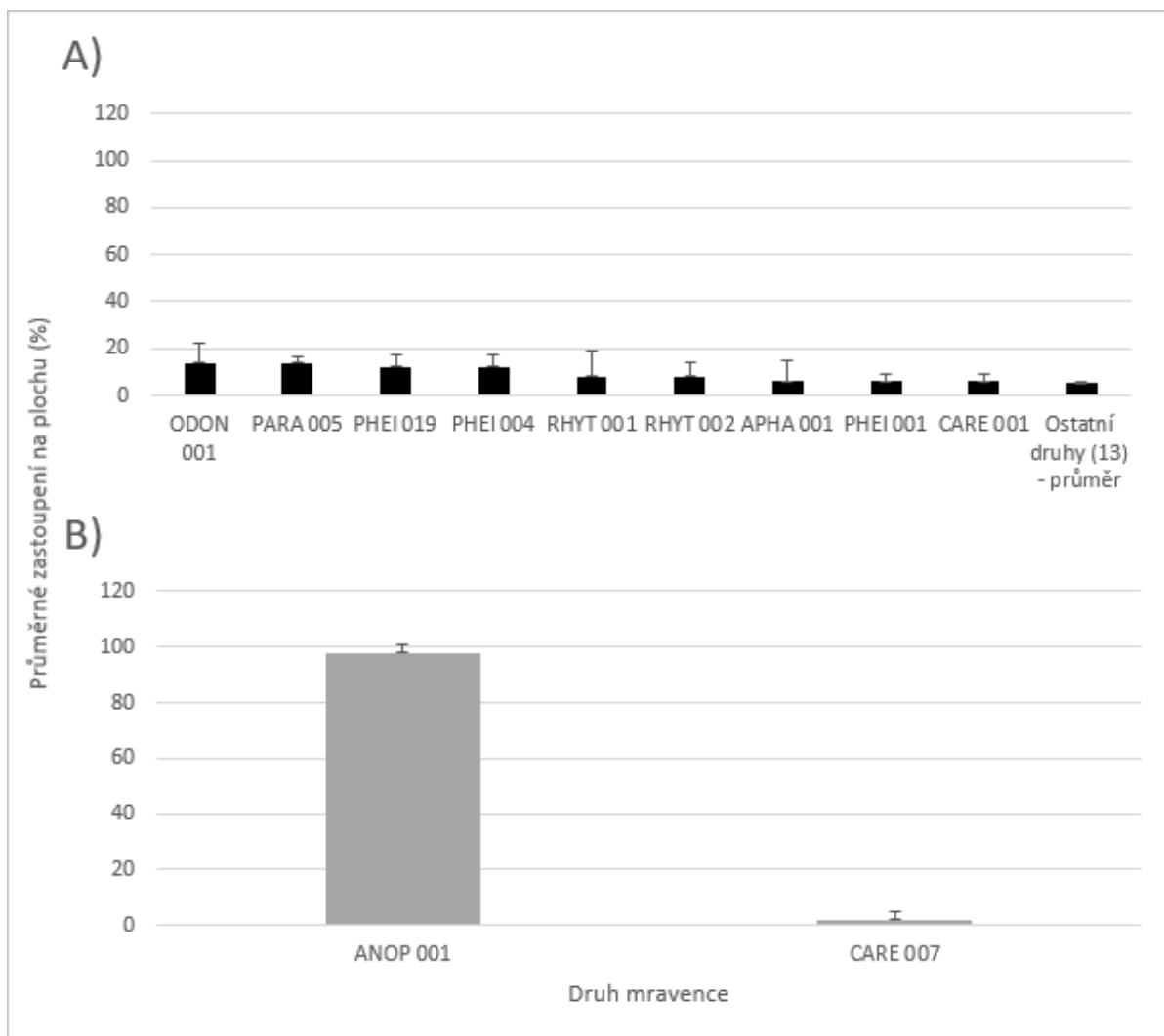
Obrázek 13: Průměrné procentuální zastoupení jednotlivých druhů na plochu ze sběru z korun pokácených stromů v tropickém A) primárním lese B) sekundárním lese se zobrazenou směrodatnou odchylkou (počet ploch = 2 na les). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

Na návnadách pak byly pozorovány rovněž velké rozdíly v druhovém složení mezi oběma typy lesa, a na zemi i v počtu sesbíraných druhů. Celkově bylo nalezeno méně druhů, než v případě průzkumu korun a hrabanky. V primárním lese v podrostu dominoval *C. polita*, zatímco téměř všechny návnady v sekundárním lese, jak v podrostu, tak na zemi, okupoval již několikrát zmíněný *A. gracilipes* (Obrázky 14 a 15). Zatímco na zemi zabral téměř veškeré návnady, v podrostu odominoval pouze přes 80% návnad, což by mohlo být způsobeno jejich menší šancí návnadu nalézt. Na zemi v primárním lese pak byl sesbíráván větší počet druhů (22), ale žádný z nich ne dominoval více návnad. V průměru nejčastěji nalezené druhy

Odontomachus simillimus (ODON 001), *Nylanderia aff. vaga* (PARA 005), *Pheidole* sp. 19 (PHEI 019) a *Pheidole hospes* (PHEI 004) nedosáhly ani 20% okupovaných návnad (Obrázek 15).



Obrázek 14: Průměrné procentuální zastoupení jednotlivých druhů na plochu z návnad s tuňákem v podrostu tropického A) primárního lesa B) sekundárního lesa se zobrazenou směrodatnou odchylkou (počet ploch = 2 na les). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

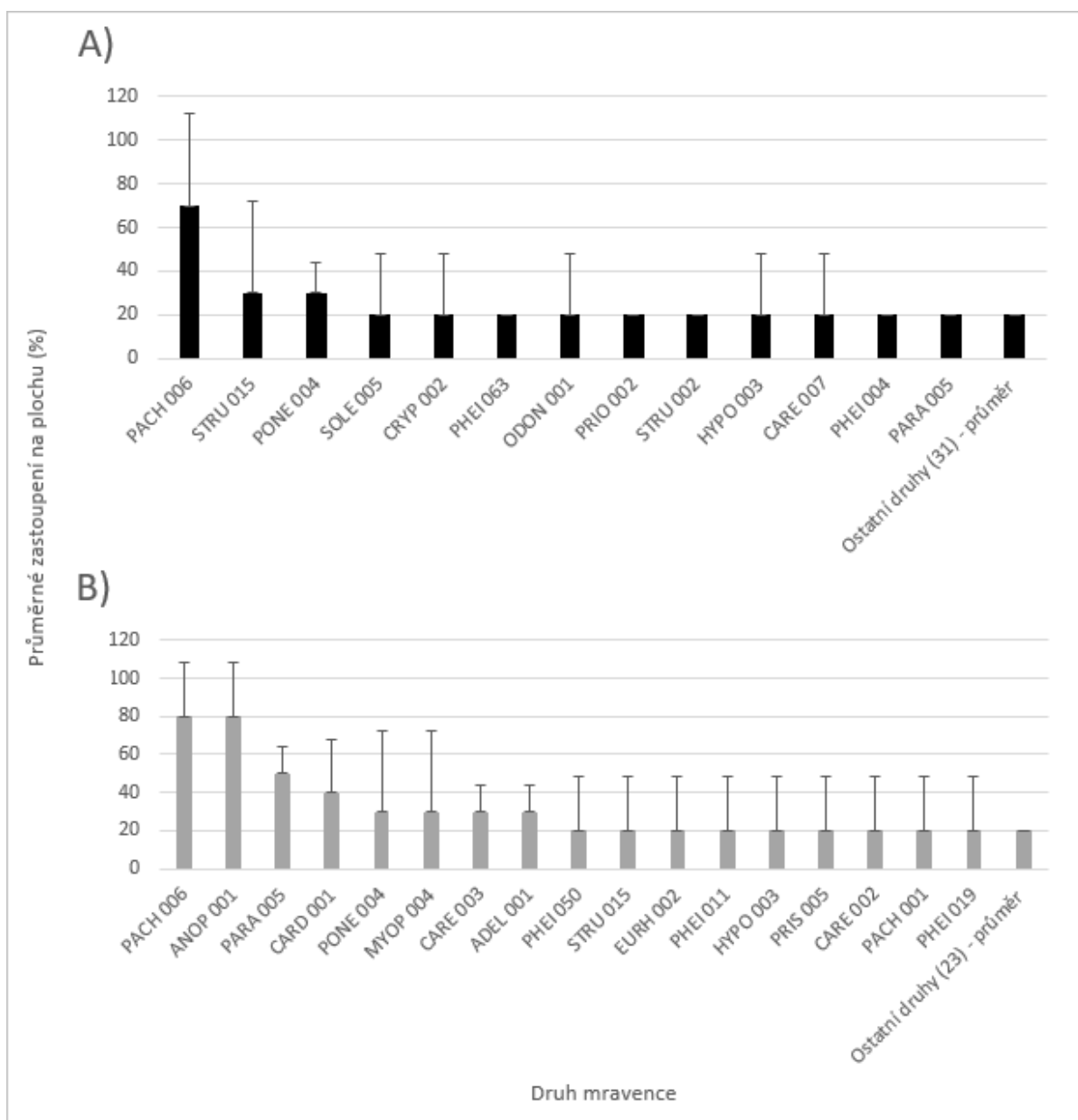


Obrázek 15: Průměrné procentuální zastoupení jednotlivých druhů na plochu z návnad s tuňákem na zemi v tropickém A) primárním lese B) sekundárním lese se zobrazenou směrodatnou odchylkou (počet ploch = 2 na les). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

Výsledky z poslední metody sběru pomocí winklerů se podobaly rozmanitostí a abundanční strukturou spíše sběru z pokácených stromů a nabídly kompletnější druhovou kompozici mravenců obývajících hrabanku, oproti návnadám ze země, které zachycovaly spíše nejvíce aktivní druhy. Při pohledu na koruny a winklery jde vidět, že v korunách a v hrabance byly ale nalezeny zcela odlišné druhy mravenců, což je v souladu s mou hypotézou.

Překvapivé je, že ve winklerech v sekundárním lese včetně invazního *A. gracilipes* byl stejně často nalezen i druh *Brachyponera croceicornis* (PACH 006), který kromě sekundárního lesa dominoval i v primárním lese. Celkově byly v obou lesích nalezeny i druhy *Ponera* sp. 4 (PONE 004) *Nylanderia* aff. *vaga* (PARA 005) *Hypoconeropsis sabrone* (HYPO

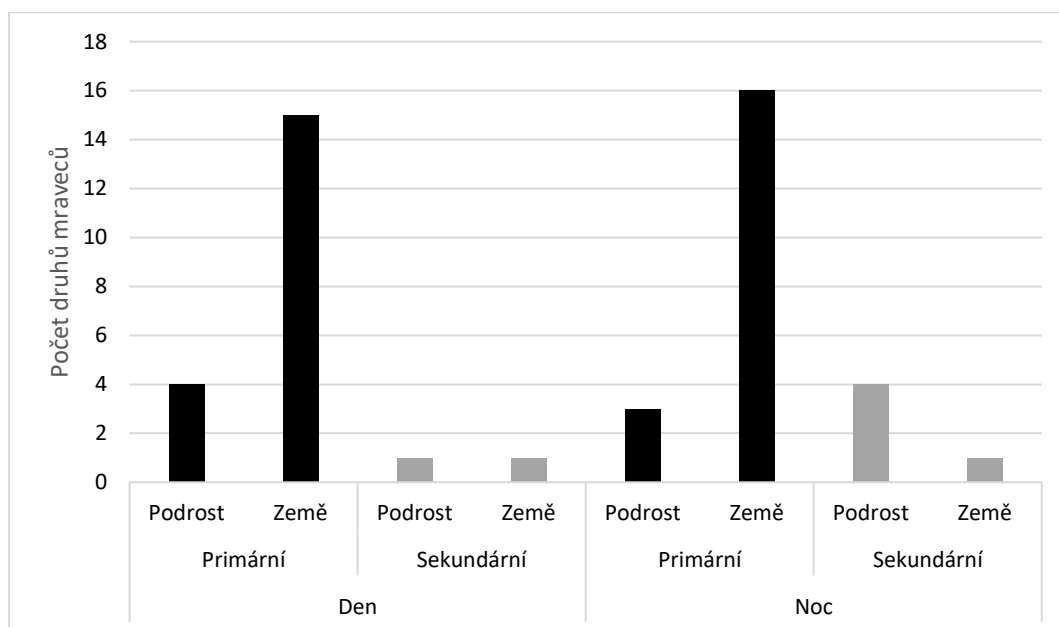
003) a rody *Strumigenys*, *Pheidole*, *Carebara* (STRU, PHEI, CARE). Rozdíly v kompozici jsou tak mezi typy lesa menší v hrabance než v případě návnad a korunného patra. Návnady v porovnání mezi kompletnějšími metodami sběru (winkler, kácení) pak v obou patrech ukázaly mnohem větší dominanci jednoho druhu, v nejextrémnějším případě s *A. gracilipes* „zdanlivě“ jediným mravencem tvořícím společenstvo na zemi v sekundárním lese (Obrázek 15, a 21). Tento druh nebyl naopak vůbec přítomen v primárním lese (Tabulka-Příloha VII).



Obrázek 16: Průměrné procentuální zastoupení jednotlivých druhů na plochu ve sběrech z winklerů v tropickém A) primárním lese B) sekundárním lese se zobrazenou směrodatnou odchylkou (počet ploch = 2 na les). Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

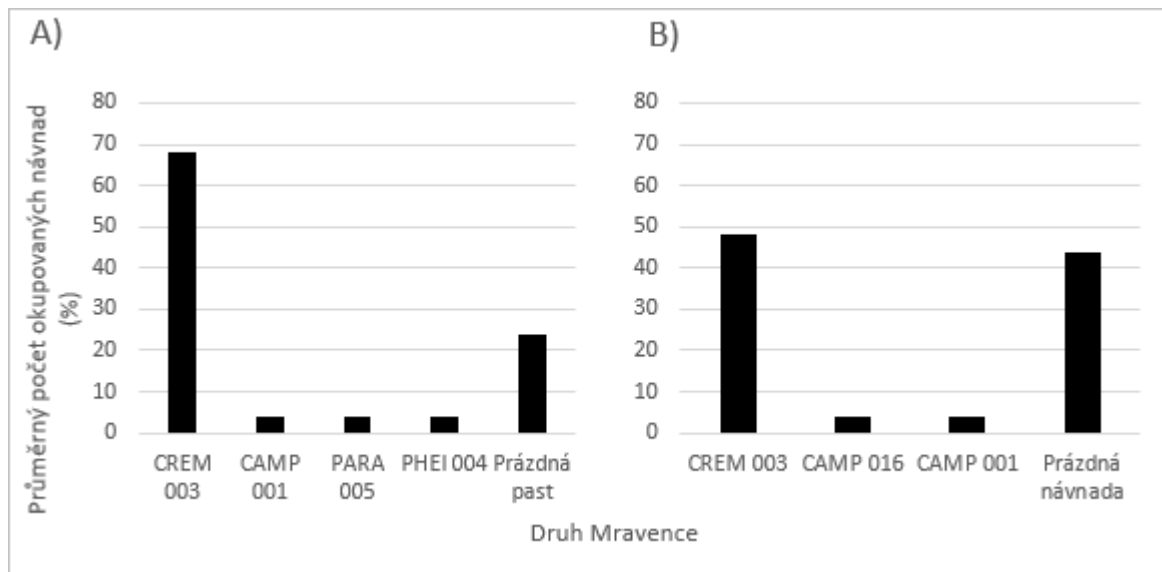
4.3 Vliv denní doby

Při srovnání sběru ve dne a v noci se počet druhů téměř nelišil. Největší rozdíl byl v sekundárním lese na návnadách umístěných na podrostu (4 druhy pozorované na návnadách v noci versus pouze 1 druh ve dne, viz Obrázek 17).

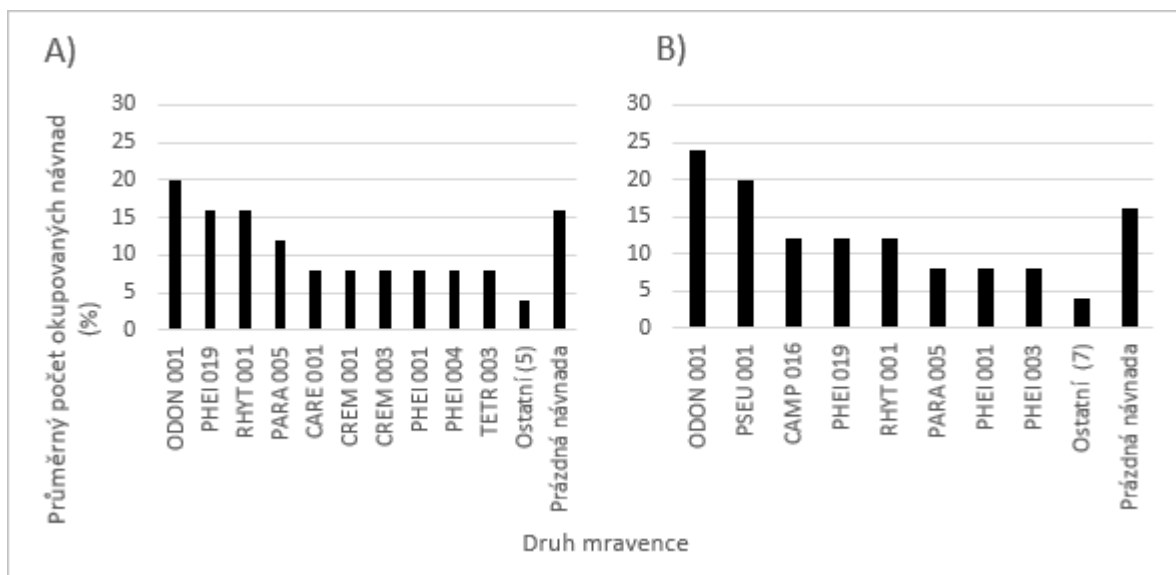


Obrázek 17: Celkový počet druhů v dne a v noci ve dvou stratifikačních a sukcesních stupních.

V primárním lese v podrostu *C. polita* (CREM 003) dominoval ve dne i v noci, ačkoliv v noci neobsadil tolik návnad jako ve dne a celkový počet prázdných návnad v noci se zvýšil (viz Obrázek 18). Celkově se v primárním lese kompozice druhů příliš neměnila. Dominantní druhy na zemi v primárním lese dominovaly převážně i v noci s malou obměnou v několika druzích *Carebara* sp. 1 (CARE 001), *Crematogaster paradoxa* (CREM 001), *Crematogaster polita* (CREM 003) a *Pheidole hospes* (PHEI 004) (viz Obrázek 19).



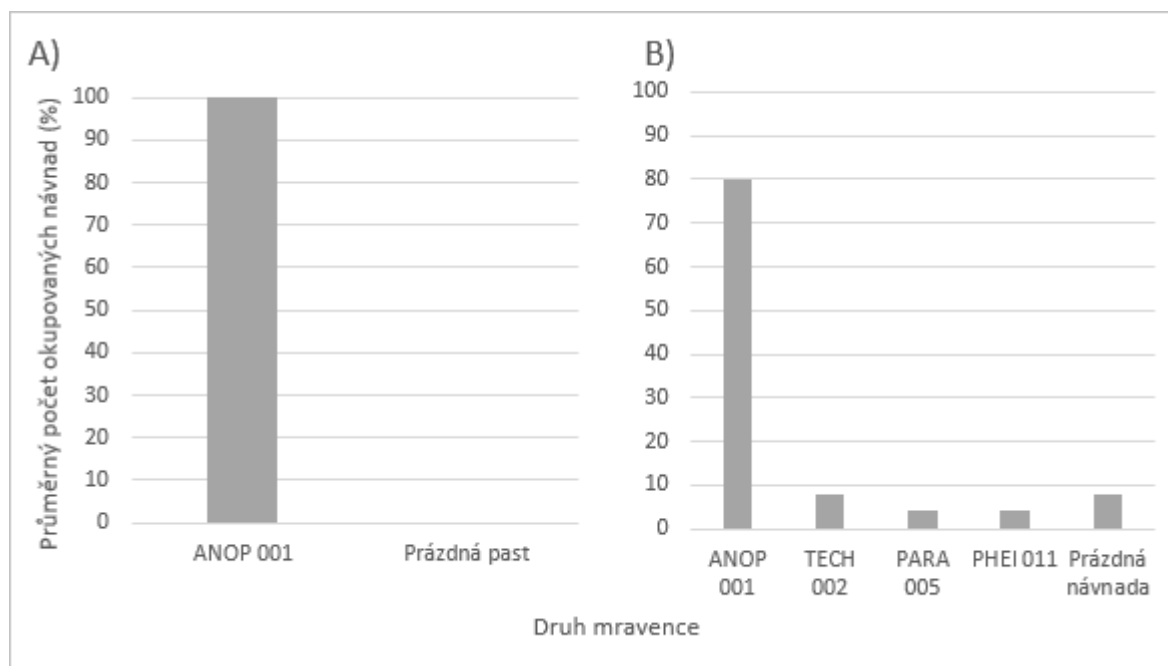
Obrázek 18: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů z návnad s tuňákem v podrostu tropického primárního lesu A) ve dne B) v noci. Hodnoty jsou zobrazeny jako průměrný počet okupovaných návnad na ploše. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.



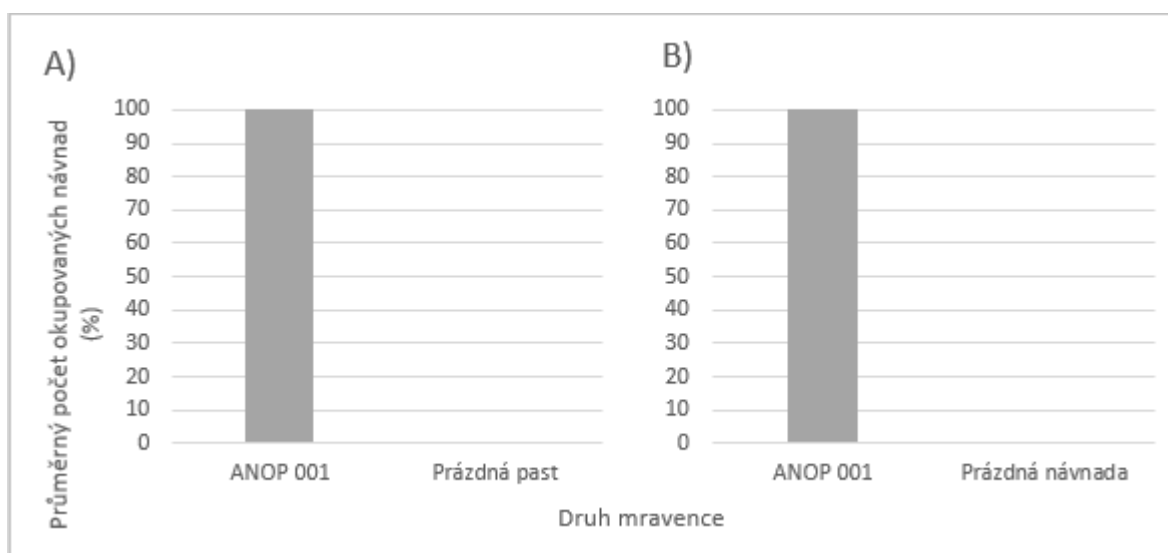
Obrázek 19: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů z návnad s tuňákem na zemi v tropickém primárním lese A) ve dne B) v noci. Hodnoty jsou zobrazeny jako průměrný počet okupovaných návnad na ploše. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

V sekundárním lese opět dominoval invazní *A. gracilipes*, který ve dne obsadil kompletně všechny návnady. Skoro všechny návnady byly odominovány tímto druhem a skoro žádné nezůstaly bez přítomnosti jakýchkoliv mravenců (prázdné návnady) (viz Obrázky 20 a 21). Jedinou výjimkou tvoří noční sběr na podrostu, kde byly nalezeny ještě další tři druhy:

Technomyrmex albipes (TECH 002), *Nylanderia aff. vaga* (PARA 005) a *Pheidole sp. 11 aff. fatigata* (PHEI 011).



Obrázek 20: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů z návnad s tuňákem v podrostu tropického sekundárního lesu A) ve dne B) v noci. Hodnoty jsou zobrazeny jako průměrný počet okupovaných návnad na ploše. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.



Obrázek 21: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů z návnad s tuňákem na zemi v tropickém sekundárním lese v A) ve dne B) v noci. Hodnoty jsou zobrazeny jako průměrný počet okupovaných návnad na ploše. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha VII.

5 Diskuze

Toto je první práce, která detailně rozebírá kompletní mravenčí společenstvo v primárním i sekundárním lese včetně všech stratifikačních pater. Zároveň jde i o první práci, která zkoumala změny rozmanitosti druhů a dominantního druhového zastoupení mravenců v průběhu sukcese nížinného pralesa na Nové Guineji. Jedná se o unikátní přehled o druhové diversitě, kompozici a jejich změnách v ploše tropického lesa. Výsledky jsou reprezentovatelné, přestože byly na rozdílná stratifikační patra použity odlišné metody sběru, a to díky shodné standardizaci replikace metod a celkové velikosti lesa na všech plochách (tj. 20 x 20 m). Nízký počet replikací pro některá stratifikační patra znemožňuje nicméně přímé statistické testování mezi nimi, ale velké rozdíly v druhové kompozici mezi typy lesa i jeho vertikálními patry jsou jasně znatelné i grafickým porovnáním.

5.1 Vliv sukcese

Dle předpokladu se diversita mezi stádii sukcese skutečně měnila a primární les se ukázal jako bohatší na počet druhů mravenců. Stejný výsledek prokázali ve studiích Klimes et al. (2012) a Floren & Linsenmair (2005) pro mravence v korunách stromů na Nové Guineji a Borneu. V těchto dvou studiích, ale byly použity pro sběr mravenců odlišné metody na arboreálních mravencích, které zajišťovaly kompletnější sběr (kácení a fumigace, respektivně). Fumigace byla využita i v práci Floren & Linsenmair (2001), kde v mladém sekundárním lese byla taktéž nalezena nízká diversita mravenců, ale s přibývajícím stářím zde přibývaly i druhy a 40 let starý les se začal přibližovat primárnímu lesu. V této práci jsem ale využil sběr za pomoci selektivnějších návnad na zemi a nízké vegetaci, které, spíše než celkový přehled diversity, poukázaly na aktivitu a dominanci různých druhů. Mezi stupni sukcese jsme nenalezli signifikantní rozdíl počtu druhů na jednu návnadu ani v abundanci jedinců. To může znamenat, že jak v primárních lesích různého stádia narušení/stáří, tak v sekundárním mladém lese je již saturovaný počet jedinců a větší množství jich v daném ekosystému není možné z důvodu limitace biotopu. Výsledky jsou také pravděpodobně ovlivněny invazním druhem mravence *Anoplolepis gracilipes*, který v sekundárním lese obsadil téměř veškeré návnady jako první a pravděpodobně tak zabránil jejich navštívení ostatním druhům mravenců. Tento druh se nachází i na různých ostrovech a atolech v Pacifiku, kde ničí diversitu ostatních druhů mravenců a může způsobit i tzv. tání celého ekosystému (Lester & Tavite, 2004). V této práci jsem překvapivě ukázal, že ačkoliv by se z výsledků z návnad zdálo, že je tomu tak i v novoguinejském lese, výsledky z korun stromů (tato práce a Klimes et al., 2012, 2015) ukazují, že s *A. gracilipes* dokáže přežívat velké

množství dalších druhů. Překvapivá byla také podobná rozmanitost a abundanční struktura druhů mezi primárním a sekundárním lesem v hrabance, kde se očekával nejvíce negativní efekt tohoto invazivního druhu, vzhledem k tomu, že hnízdí také v hrabance (Klimes et al., 2015).

Ve své práci Neves et al. (2010) dosáhli výsledku na arboreálních mravencích, kdy se mezi stupni sukcese diversita neměnila, ale měnila se kompozice nalezených druhů podél sukcesního gradientu. V mé práci jsem dosáhl v druhovém složení stejného výsledku, kdy se mezi stupni sukcese lišila kompozice i dominance určitých mravenčích druhů. Sekundární a narušený primární les se vyznačují přítomností jasné druhové dominanty. Ačkoliv v sekundárním lese dominoval *Anoplolepis gracilipes* (ANOP 001), v narušeném primárním pak *Crematogaster polita* (CREM 003). Oba druhy pravděpodobně tvoří superkolonie silně ovlivňující celé mravenčí společenstvo v dané ploše. Zatímco narušený primární les se druhovým složením nejčastějších druhů podobal primárnímu lesu, tak do počtu nalezených druhů se podobal spíše sekundárnímu lesu. Ve studii Patrick, Fowler, Dunn, & Sanders (2012) kde zkoumali narušení primárního lesa způsobené pádem velkých stromů (obdoba narušeného primárního lesa) našli také, že se druhové složení neliší oproti nenarušenému lesu. Primární les ale v mé práci ukázal mnohem větší vyrovnanost ve výskytu nejčastějších druhů s mnohem většími směrodatnými odchylkami. Menší dominance *C. polita* v primárním lese oproti lokalitě Baitabag je nicméně také překvapivá, jelikož studovaný primární les v lokalitě Wanang rovněž hostil superkolonii tohoto druhu, a z hlediska počtu mravenčích průzkumníků (foragers), tento druh ve zkoumaných plochách také silně početně dominoval, jak odhalilo pozdější kácení (Klimes et al., 2015). Nicméně stejný obraz se neopakoval na návnadách exponovaných před kácením. Možným vysvětlením může být, že superkolonie v Baitabagu je prostorově homogennější a dosahuje ještě větších rozměrů, a je tak více limitována potravou bílkovinné povahy (větší lákání druhu k návnadám), než ve vnitrozemské lokalitě Wanang.

5.2 Vliv Stratifikace

Z důvodu použití různých metod mezi straty nelze přímo testovat rozdíly v druhové bohatosti jednotlivých vrstev mezi sebou. Můžeme ale porovnat druhové složení jednotlivých stratifikačních pater a také jak se liší mezi primárním a sekundárním lesem. Nejpatrnější výsledek je přítomnost druhu *Anoplolepis gracilipes* na návnadách v podrostu i na zemi v sekundárním lese, ten odominoval všechny návnady a znemožnil tak ostatním druhům přijít na návnadu. To silně ovlivnilo jak druhovou bohatost (Obrázek 12) tak i druhové složení (Obrázek 15). V primárním lese, kde bylo na návnadách více druhů mravenců

s rovnoměrnějším zastoupením, winkler zachytil více jak dvojnásobný počet druhů oproti návnadám s velmi odlišným druhovým složením (např. *Odontomachus simillimus* je ale přítomen jak ve winkleru, tak na návnadě na zemi). Podobný výsledek ve své práci zachytily i Wilkie et al. (2010), kde z winklerů zaznamenali více než dvojnásobný počet druhů oproti návnadám, ale s velmi odlišným druhovým složením. Velké rozdíly v druhovém složení jsme našli i mezi podrostem a korunami stromů jak v primárním, tak sekundárním lese, kde ale přesto několik dominantních druhů může okupovat obě patra (*C. polita*, *A. gracilipes*). Brühl et al. (1998) potvrdil že, druhová bohatost se mezi podrostem a korunami příliš neměnila, což mohlo být způsobeno rozdílným použitím metod v různých stratifikačních patrech. Změny v druhovém složení lze v jeho práci obtížně porovnat z důvodu použití pouze podčeledí, ale je zde patrný jasný úbytek počtu druhů podčeledí Ponerinae směrem od země do korun stromů. Stejný výsledek můžeme sledovat v mých datech, tedy úbytek rodů *Brachyponera* (PACH 006), *Ponera* (PONE 004) a *Odontomachus* (ODON 001). Čeleď Ponerinae často hnízdí v mrtvém dřevě a v hrabance, a živí se spíše jako predátoři a detritivoři, a tudíž lze jejich úbytek od země směrem vzhůru očekávat (Parr et al., 2009; Wilkie et al., 2010). Naopak větší přítomnost početně běžných druhů rodu *Crematogaster* a *Colobopsis*, a čeledí Formicinae a Myrmicinae na vegetaci je v souladu s dominancí těchto taxonů v arboreálních společenstvech, kde se živí i medovicí (Weiser, Dunn, Lucky, Trautwein, & Gue, 2013).

Zaměříme-li se tedy teď na srovnání pater korun a země v primárním a sekundárním lese, nehledě na návnady, které diskutuji již výše, dostaneme se k poměrně zajímavému výsledku, kdy se celková sesbíraná diversita mravenců od sebe mezi lesy příliš nelišila. Wilkie et al. (2009), ale ve své práci ukázali, že primární les je na počet na zemi nalezených druhů mravenců bohatší než les sekundární. Dle jejich předpokladu se i druhové složení prokazatelně lišilo mezi oběma lesy, což se potvrdilo i v mé práci. Podobná diversita z winklerů mezi primárním a sekundárním lesem by mohla být způsobena malou replikací a při přidání dalších výzkumných ploch by se mohl výsledek měnit. Podobně tomu bylo i v případě korun, kdy byl v obou lesích nalezen podobný počet druhů, což ve srovnání neodpovídá studiím Floren & Linsenmair (2005) a Klimes et al. (2012), kde vyšly koruny v primárním lese na počet druhů bohatší než v lese sekundárním. Rozdíl ve výsledcích by i v tomto případě mohl být způsoben malou replikací ploch. S větší replikací by začaly přibývat nalezené druhy v primárním lese, zatímco v sekundárním lese by se mohly více opakovat z důvodu mnohem větší beta diversity („species turnover“) (Floren, Freking, Biehl, & Linsenmair, 2008; Klimes et al., 2012), kterou lze očekávat i ve společenstvu hrabanky. Na druhou stranu v korunách stromů může být zde

pozorovaný menší rozdíl v celkové diversitě mezi primárním lesem a sekundárním lesem dán také zahrnutými společenstvy v mé práci: na úrovni 20x20 m ploch je v korunách totiž sice rozmanitost mravenců téměř dvakrát menší v sekundárním lese než primárním lese pro druhy hnízdící na stromech (Klimes, 2017), ale v této práci jsem zahrnul i druhy na stromech nehnízdící (tj. „foragers“).

5.3 Vliv denní doby

Mezi dnem a nocí byla pozorována o něco menší aktivita v podrostu v noci, ale nikoliv významný rozdíl v diversitě nebo druhovém složení. V sekundárním lese dominoval opět invazní *A. gracilipes*. A v lese primárním opět *C. polita*. Při nočním sběrech v podrostu ovšem nedominoval první z těchto dvou druhů úplně na všech návnadách, a druhý z druhů okupoval méně návnad také v noci. To by mohlo napovídat o jejich snížené schopnosti dominovat menší stromky v noci, a dovolit tak ostatním druhům přijít na návnady, nebo o jejich celkově menší aktivitě na vegetaci v noci. Jestli jsou tyto rozdíly dané opravdu apriori nižší aktivitou druhu v noci (chováním), nebo o něco nižší teplotou v noci než ve dne, vyžaduje další výzkum. Nicméně se nezdá, že by hlavní dominanty mravenčích společenstev na Nové Guineji významně snižovali v noci svou aktivitu, minimálně na zemi a v podrostu. Je ale možné, že k většímu snížení aktivity dochází výše v koruném patře lesa (Novotny et al., 1999). Yusah et al. (2018) také potvrdili, že se dominanty v korunách mezi dnem a nocí mění.

6 Závěr

V mé práci jsem ukázal, jak se společenstva mravenců liší v různých sukcesních fázích lesa a stratifikačních patrech. V primárním lese jsem našel větší počet druhů než v ostatních fázích sukcese, ale žádný druh zde nebyl schopen dominovat návnady nad ostatními ve větší míře. Na rozdíl od sekundárního lesa a narušeného primárního lesa, kde silně dominoval *A. gracilipes* a *C. polita*. Při průzkumu korun a hrabanky, které byly podrobeny detailnějšímu sběru, jsem ale výrazně rozdílný počet druhů mezi primárním a sekundárním lesem nenašel.

Daleko zajímavější je porovnání druhové kompozice, kdy v korunách byly nalezeny v obou lesích odlišné druhy, zatímco na zemi v hrabance byl nalezen větší počet stejných druhů (rodů) mravenců. Dle očekávání se ukázalo, že v různých stratifikačních patrech se nalézají odlišné mravenčí společenství (tz. v hrabance žije odlišné společenstvo mravenců od toho, které žije v korunách stromů).

Porovnání složení a aktivity mravenců ve dne a v noci ukázalo, že spíše, než druhové složení, se mění aktivita mravenců a jejich schopnost najít návnadu (především na hůře dostupné vegetaci).

Kvůli malé replikaci nebylo možné výsledky ze stratifikace a z porovnání denní doby přímo statisticky testovat, a bylo by zajímavé, jak by se výsledky změnily při navýšení počtu ploch v budoucím výzkumu. Nicméně, tato práce představuje jedinečný přehled o druhové diversitě, kompozici mravenčích společností a jejich změn v tropickém lese, unikátní díky shodnému provedení vzorkování ve všech stupních stratifikace lesa a sukcesních stádiích.

7 Literatura

- Adis, J., Harada, A. Y., da Fonseca, C. R., Paarmann, W., & Rafael, J. R. (1998). Arthropods obtained from the Amazonian tree species “cupiuba” (*Goupia glabra*) by repeated canopy fogging with natural pyrethrum. *Acta Amazonica*, 28(3), 273–283. <https://doi.org/10.1590/1809-43921998283283>
- Agosti, D., Majer, D. J., Alonso, E. L., & Schultz, R. T. (2000). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. SMITHSONIAN INSTITUTION PRESS. <https://doi.org/10.1148/radiol.2332031110>
- Agosti, D., Majer, J., & Alonso, L. (2000). Sampling Ground-dwelling Ants: Case Studies from the World's Rain Forests. *Bulletin SCHOOL OF ENVIRONMENTAL BIOLOGY BULLETIN*, 18(18), 1–83.
- Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L., Rosario, M., & Serrano, M. (1995). Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management*. [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03576-V](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(95)03576-V)
- Baker, P. J., & Wilson, J. S. (2000). A quantitative technique for the identification of canopy stratification in tropical and temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 127(1–3), 77–86. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00118-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00118-8)
- Basset, Y. (1990). The arboreal fauna of the rainforest tree *Argyrodendron actinophyllum* as sampled with restricted canopy fogging composition of the fauna. *Entomologist*, 109(3), 173–183.
- Besuchet, C., Burckhardt, D. H., & Löbl, I. (1987). The “Winkler / Moczarski” Elector as

- an Efficient Extractor for Fungus and Litter Coleoptera. *The Coleopterists Bulletin*, 41(4), 392–394. <https://doi.org/10.2307/4008527>
- Bihn, J. H., Gebauer, G., & Brandl, R. (2010). Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. *Ecology*, 91(3), 782–792. <https://doi.org/10.1890/08-1276.1>
- Blüthgen, N., & Fiedler, K. (2011). Competition for composition : lessons from nectar-feeding. *Ecological Archives*, 2011.
- Blüthgen, N., & Stork, N. E. (2007). Ant mosaics in a tropical rainforest in Australia and elsewhere: A critical review. *Austral Ecology*, 32(1), 93–104. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01744.x>
- Bolton, B., Alpert, G., Ward, P. S., & Naskrecki, P. (2006). *Bolton's catalogue of ants of the world, 1758-2005 [CD-ROM]*. Harvard University Press.
- Bolton, B., & Fisher, B. L. (2015). New Guinea Ant Key Key to the 10 subfamilies and 91 genera of ants of New Guinea, 2001, 1–7.
- Brühl, C. a., Gunsalam, G., & Linsenmair, K. E. (1998). Stratification of ants (Hymenoptera, Formicidae) in a primary rain forest in Sabah, Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 14(3), 285–297. <https://doi.org/10.1017/S0266467498000224>
- Dawson, J. (1988). *Forest Vines to Snow Tussock: the Story of New Zealand's Plants*. Wellington: Victoria University Press.
- Dejean, A., Corbara, B., Orivel, J., & Leponce, M. (2007). Rainforest Canopy Ants : The Implications of Territoriality and Predatory Behavior. *Functional Ecosystems and Communities*, 1(2), 105–120.
- Delabie, J. H. C., Fisher, B. L., Majer, J. D., & Wright, I. W. (2000). Sampling Effort and Choice of Methods. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (pp. 145–154). <https://doi.org/10.1148/radiol.2332031110>
- Dunn, R. R. (2004). Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18(2), 302–309. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00151.x>
- Edwards, D. P., Frederickson, M. E., Shepard, G. H., & Yu, D. W. (2009). A Plant Needs Ants

- like a Dog Needs Fleas: *Myrmelachista schumanni* Ants Gall Many Tree Species to Create Housing. *The American Naturalist*, 174(5), 734–740. <https://doi.org/10.1086/606022>
- Fittkau, E. J., & Klinge, H. (1973). On Biomass and Trophic Structure of the Central Amazonian Rain Forest Ecosystem. *Biotropica*, 5(1), 2–14. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Floren, A. (2005). How reliable are data on arboreal ant (Hymenoptera: Formicidae) communities collected by insecticidal fogging. *Myrmecologische Nachrichten*, 7(September), 91–94. Retrieved from http://www.myrmecologicalnews.org/cms/images/pdf/volume7/mn7_91-94_non-printable.pdf
- Floren, A., Freking, A., Biehl, M., & Linsenmair, K. E. (2008). Anthropogenic disturbance changes the structure of arboreal tropical ant communities. *Ecography*, 24(5), 547–554. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00489.x>
- Floren, A., & Linsenmair, K. E. (2001). The influence of anthropogenic disturbances on the structure of arboreal arthropod communities. *Plant Ecology*, 153(1–2), 153–167. <https://doi.org/10.1023/A:1017510312462>
- Floren, A., & Linsenmair, K. E. (2005). The importance of primary tropical rain forest for species diversity: An investigation using arboreal ants as an example. *Ecosystems*, 8(5), 559–567. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0272-8>
- Folgarait, P. (1998). Ant biodiversity to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity And Conservation*, 7, 1121–1244. <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- Greenslade, P. J. M. (1973). Sampling ants with pitfall traps: Digging in effects. *Insectes Sociaux*, 20(4), 343–353.
- Guénard, B., & Lucky, A. (2011). Shuffling Leaf Litter Samples Produces More Accurate and Precise Snapshots of Terrestrial Arthropod Community Composition. *Environmental Entomology*, 40(6), 1523–1529. <https://doi.org/10.1603/EN11104>
- Heil, M., & McKey, D. (2003). Protective Ant-Plant Interactions as Model Systems in Ecological and Evolutionary Research. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 425–553. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132410>

- Heil, M., Rattke, J., & Boland, W. (2005). Postsecretory hydrolisis of nectar sucrose and specialization in ant / plant mutualism. *Science*, 308(April), 560–563. <https://doi.org/DOI: 10.1126/science.1107536>
- Hölldobler, B., & Wilson, E. O. (1990). *The Ants*. Harvard University Press.
- Hölldobler, B., & Wilson, E. O. (1994). *Journey to the ants*. Harvard University Press.
- Houadria, M., Blüthgen, N., Salas-Lopez, A., Schmitt, M. I., Arndt, J., Schneider, E., ... Menzel, F. (2016). The relation between circadian asynchrony, functional redundancy, and trophic performance in tropical ant communities. *Ecology*, 97(1), 225–235. <https://doi.org/10.1890/14-2466.1>
- Chazdon, R. L. (2014). *Second Growth*. Chicago: The University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226118109.001.0001>
- Janda, M., & Konečná, M. (2011). Canopy assemblages of ants in a New Guinea rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 27(1), 83–91. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000623>
- Janzen, D. H. (1973). Sweep Samples of Tropical Foliage Insects: Effects of Seasons , Vegetation Types , Elevation , Time of Day , and Insularity. *Ecology*, 54(3), 687–708.
- Joose-van Damme, E. N. . G. (1965). Pitfall-trapping as a method for studying surface dwelling collembola. *Zeitschrift Für Morphologie Und Ökologie Der Tiere*, 55(5), 587–596. <https://doi.org/10.1007/BF00407477>
- Klimes, P. (2017). Diversity and specificity of ant-plant interactions in canopy communities: Insights from primary and secondary tropical forests in New Guinea. In *Ant-Plant Interactions: Impacts of Humans on Terrestrial Ecosystems* (pp. 26–51). <https://doi.org/10.1017/9781316671825.003>
- Klimes, P., Fibich, P., Idigel, C., & Rimandai, M. (2015). Disentangling the diversity of arboreal ant communities in tropical forest trees. *PLoS ONE*, 10(2), 1–24. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117853>
- Klimes, P., Idigel, C., Rimandai, M., Fayle, T. M., Janda, M., Weiblen, G. D., & Novotny, V. (2012). Why are there more arboreal ant species in primary than in secondary tropical forests? *Journal of Animal Ecology*, 81(5), 1103–1112. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.02002.x>

- Kricher, J. C. (2011). *Tropical Ecology*. New Jersey: Princeton University Press.
- Lasmar, C. J., Queiroz, A. C. M., Rabello, A. M., Feitosa, R. M., Canedo-Júnior, E. O., Schmidt, F. A., & Ribas, C. R. (2017). Testing the effect of pitfall-trap installation on ant sampling. *Insectes Sociaux*, *64*(3), 445–451. <https://doi.org/10.1007/s00040-017-0558-7>
- Leal, I. R., Filgueiras, B. K. C., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., & Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, *21*(7), 1687–1701. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9>
- Lester, P. J., & Tavite, A. (2004). Long-Legged Ants, *Anoplolepis gracilipes* (Hymenoptera: Formicidae), Have Invaded Tokelau, Changing Composition and Dynamics of Ant and Invertebrate Communities. *Pacific Science*, *58*(3), 391–401. <https://doi.org/10.1353/psc.2004.0031>
- Lowman, M. D., Showalter, T., & Franklin, J. (2012). *Method In Canopy Research*. University of California Press.
- McAlpine, J., Keig, G., & Falls, R. (1983). *Climate of Papua New Guinea*. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization in association with Australian National University Press.
- Mezger, D., & Pfeiffer, M. (2011). Partitioning the impact of abiotic factors and spatial patterns on species richness and community structure of ground ant assemblages in four Bornean rainforests. *Ecography*, *34*(1), 39–48. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06538.x>
- Neves, F. S., Braga, R. F., Do Espírito Santo, M. M., Delabie, J. H. C., Fernandes, G. W., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Diversity of arboreal ants in a Brazilian tropical dry forest: Effects of seasonality and successional stage. *Sociobiology*, *56*(1), 177–194. <https://doi.org/www.csuchico.edu/biol/Sociobiology/sociobiologyindex.html>
- Novotny, V., Basset, Y., Auga, J., Boen, W., Dal, C., Drozd, P., & Molem, K. (1999). Predation risk for herbivorous insects on tropical vegetation: A search for enemy-free space and time. *Australian Journal of Ecology*, *24*, 477–483. <https://doi.org/10.1046/j.1440-169x.1999.00987.x>
- Novotny, V., Drozd, P., Miller, S. E., Kulfan, M., Janda, M., Basset, Y., & Weiblen, G. D.

- (2006). Why are there so many species of herbivorous insects in tropical rainforests? *Science*, 313(5790), 1115–1118. <https://doi.org/10.1126/science.1129237>
- Oliveira, M. A., Della Lucia, T. M. C., Morato, E. F., Amaro, M. A., & Marinho, C. G. S. (2011). Vegetation structure and richness: Effects on ant fauna of the Amazon - Acre, Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 57(3), 471–486. <https://doi.org/www.csuchico.edu/biol/Sociobiology/sociobiologyindex.html>
- Parker, G. (1995). Structure and Microclimate of Forest Canopies. In *Forest Canopies* (pp. 73–105). <https://doi.org/10.1016/B978-012457553-0/50021-6>
- Parr, C. L., Abbott, K. L., & Lach, L. (2009). *Ant ecology*. Oxford: Oxford University Press. <https://doi.org/10.2307/20788178>
- Parr, C. T., & Chown, S. L. (2001). Inventory and bioindicator sampling: Testing pitfall and winkler methods with ants in a South African savanna. *Journal of Insect Conservation*, 5(1), 27–36. <https://doi.org/10.1023/A:1011311418962>
- Patrick, M., Fowler, D., Dunn, R. R., & Sanders, N. J. (2012). Effects of Treefall Gap Disturbances on Ant Assemblages in a Tropical Montane Cloud Forest. *Biotropica*, 44(4), 472–478. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00855.x>
- Reiners, W., & Bouwman, A. (1994). Tropical rain forest conversion to pasture: changes in vegetation and soil properties. *Ecological Applications*, 4(2), 363–377. Retrieved from <http://www.esajournals.org/doi/abs/10.2307/1941940>
- Shattuck, S., & Barnett, N. (2001). Key to Australian Genera of the Subfamily Myrmicinae. *CSIRO Entomology*, 1–13. Retrieved from <http://www.ozants.com>
- Schmidt, M. H., Clough, Y., Schulz, W., Westphalen, A., & Tschardtke, T. (2006). Capture Efficiency and Preservation Attributes of Different Fluids in Pitfall Traps. *Journal of Arachnology*, 34(1), 159–162. <https://doi.org/10.1636/T04-95.1>
- Swartzendruber, J. F., Beehler, B. M., & Alcorn, J. B. (1993). *Papua New Guinea Conservation Needs Assessment*. Washington, D.C.: Biodiversity Support Program.
- Véle, A., Holuša, J., & Frouz, J. (2009). Sampling for ants in different-aged spruce forests: A comparison of methods. *European Journal of Soil Biology*, 45(4), 301–305. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.03.002>

- Weiser, M. D., Dunn, R. R., Lucky, A., Trautwein, M. D., & Gue, B. S. (2013). Tracing the Rise of Ants - Out of the Ground. *PLoS ONE*, 8(12), 6–13. <https://doi.org/10.1371/Citation>
- Whitfeld, T. J. S., Lasky, J. R., Damas, K., Sosanika, G., Molem, K., & Montgomery, R. A. (2014). Species richness, forest structure, and functional diversity during succession in the New Guinea Lowlands. *Biotropica*, 46(5), 538–548. <https://doi.org/10.1111/btp.12136>
- Whitfeld, T. J. S., Novotny, V., Miller, S. E., Hrcek, J., Klimes, P., & Weiblen, G. D. (2012). Predicting tropical insect herbivore abundance from host plant traits and phylogeny. *Ecology*, 93(8), 211–222. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/23229918>
- Wilkie, K. T. R., Mertl, A. L., & Traniello, J. F. A. (2009). Diversity of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in primary and secondary forests in amazonian ecuador. *Myrmecological News*, 12(September), 139–147.
- Wilkie, K. T. R., Mertl, A. L., & Traniello, J. F. A. (2010). Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian ecuador. *PLoS ONE*, 5(10). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013146>
- Yusah, K. M., Foster, W. A., Reynolds, G., & Fayle, T. M. (2018). Ant mosaics in Bornean primary rain forest high canopy depend on spatial scale, time of day, and sampling method. *PeerJ*, 6, e4231. <https://doi.org/10.7717/peerj.4231>

8 Přílohy

Tabulka-Příloha I: Rozdíly v početnosti druhů mezi sukcesními gradienty získané pomocí neparametrického testu Tukey HSD.

	P	S	NP
P		<0,01	<0,01
S	<0,01		0,09
NP	<0,01	0,09	

Tabulka-Příloha II: Druhá bohatost, průměrný počet jedinců na návnadu a průměrný počet druhů na zaznamenané na jednotlivých plochách v sukcesních stádiích tropického lesa. P = primární les, S = sekundární les, NP = narušený primární les

Plocha	Sukcesní stádium	Počet druhů	Průměrný počet jedinců na návnadu v ploše lesa	Průměrný počet druhů na návnadu v ploše lesa
A	P	17	225,9	1,08
B	P	20	73,62	0,84
C	P	30	124,32	1,3
D	P	25	15,54	1,22
E	P	24	22,24	1,08
F	S	1	157,74	1,2
G	S	4	270,2	1,16
H	S	2	42,4	1,08
I	S	5	25,18	1,3
J	NP	13	69,44	1
K	NP	9	95,52	0,94
L	NP	5	91,84	0,92
M	NP	10	88,28	0,94

Tabulka-Příloha III: Nejčastěji se vyskytující druhy ve zkoumaných plochách A, B, C, D, E tropického primárního lesa. Čísla udávají počet pastí, na kterých byl daný druh nalezen. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha 7.

Druh mravence	Plocha A	Plocha B	Plocha C	Plocha D	Plocha E	Celkový součet obsazených návnad	Průměr návnad na plochu	Směr. odch.
ODON 001	5	2	12	12	4	35	7	4,19
PARA 005	4	5	7	8	8	32	6,4	1,62
CREM 003	19	0	5	0	0	24	4,8	7,36
OECO 001	0	0	0	0	17	17	3,4	6,8
PHEI 004	3	6	1	4	1	15	3	1,90
PHEI 019	4	2	7	2	0	15	3	2,36

Tabulka-Příloha IV: Nejčastěji se vyskytující druhy ve zkoumaných plochách F, G, H, I tropického sekundárního lesa. Čísla udávají počet návnad, na kterých byl daný druh nalezen. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha 7.

Druh mravence	Plocha F	Plocha G	Plocha H	Plocha I	Celkový součet obsazených návnad	Průměr návnad na plochu	Směr. odch.
ANOP 001	50	42	45	37	174	43,5	4,72
PHIL 001	0	0	0	4	4	1	1,73
OECO 001	0	0	0	3	3	0,75	1,3
POLY 002	0	3	0	0	3	0,75	1,3
MONO 001	0	0	0	2	2	0,5	0,87
TAPI 001	0	1	1	0	2	0,5	0,5

Tabulka-Příloha V: Nejčastěji se vyskytující druhy ve zkoumaných plochách J, K, L, M tropického narušeného primárního lesa. Čísla udávají počet návnad, na kterých byl daný druh nalezen. Druhy mravenců jsou popsány kódy, celá jména viz Tabulka-Příloha 7.

Druh mravence	Plocha J	Plocha K	Plocha L	Plocha M	Celkový součet obsazených návnad	Průměr návnad na plochu	Směr. odch.
CREM 003	35	39	47	46	167	41,75	4,97
CARE 007	5	9	3	5	22	5,5	2,18
PARA 005	5	4	2	1	12	3	1,58
CAMP 001	1	0	0	5	6	1,5	2,06
RHYT 001	2	1	1	2	6	1,5	0,5

Tabulka-Příloha VI: Počet druhů v jednotlivých strátech v tropickém primárním a sekundárním lese.

Typ lesa	Strátum	Počet druhů
Primární	Koruny	47
Primární	Podrost	8
Primární	Země	23
Primární	Winkler	44
Sekundární	Koruny	38
Sekundární	Podrost	3
Sekundární	Země	2
Sekundární	Winkler	40

Tabulka-Příloha VII: Procentuální zastoupení jednotlivých druhů z jednotlivých vertikálních stupňů lesa v daném sukcesním stádiu tropického lesa.

Druh mravece	Latinské jméno	Sběr z pokácených stromů (%)		Tuňák: Podrost (%)		Tuňák: Země (%)		Winkler (%)	
		Primární	Sekundární	Primární	Sekundární	Primární	Sekundární	Primární	Sekundární
ACRO 001	<i>Acropyga ambigua</i> Emery, 1922	0	0	0	0	0	0	10	0
ADEL 001	<i>Adelomyrmex biroi</i> Emery, 1897	0	0	0	0	0	0	10	30
AENI 004	<i>Aenictus nganduensis</i> Wilson 1964	0	0	0	0	0	0	10	0
ANON 001	<i>Anonychomyrma cf. scrutator</i> (Smith F., 1859)	33,01	0	0	0	2	0	0	0
ANON 002	<i>Anonychomyrma minuta</i> (Donisthorpe, 1943)	1,94	0	0	0	0	0	0	0
ANOP 001	<i>Anoplolepis gracilipes</i> (Smith F., 1857)	0	27,48	0	86	0	98	0	80
APHA 001	<i>Aphaenogaster</i> sp. aff. <i>dromedaria</i> (Emery, 1900)	0	0	0	0	6	0	0	0
CAMP 001	<i>Colobopsis vitrea</i> (Smith F., 1860)	49,51	9,16	2	0	0	0	10	0
CAMP 003	<i>Camponotus wanangus</i> Klimes & McArthur, 2014	1,94	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 004	<i>Colobopsis aruensis</i> Karavaiev, 1933	0,97	19,85	0	0	0	0	0	0

CAMP 005	<i>Colobopsis</i> sp. 5 aff. <i>conithorax</i> Emery, 1914	4,85	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 006	<i>Colobopsis</i> <i>conithorax</i> Emery, 1914	5,83	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 007	<i>Camponotus</i> (<i>Myrmamblys</i>) sp. 7 aff. <i>trajanus</i> Forel, 1912	3,88	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 008	<i>Colobopsis</i> sp. 8 aff. <i>sanguinifrons</i> Viehmeyer, 1925	8,74	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 010	<i>Colobopsis</i> cf. <i>macrocephala</i> (Erichson, 1842)	0,97	29,77	0	0	0	0	0	0
CAMP 011	<i>Camponotus</i> (<i>Myrmamblys</i>) aff. <i>pictostriatus</i> Karavaiev, 1933	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CAMP 012	<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) cf. <i>chloroticus</i> Emery, 1897	0	3,82	0	0	0	0	0	0
CAMP 016	<i>Camponotus</i> (<i>Tanaemyrmex</i>) <i>dorycus confusus</i> Emery, 1887	0,97	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 019	<i>Camponotus</i> <i>triangulatus</i> Klimes & McArthur, 2014	1,94	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 020	<i>Camponotus</i> (<i>Myrmamblys</i>) sp. 20 aff. <i>janeti</i> Forel, 1895	1,94	0	0	0	0	0	0	0
CAMP 022	<i>Camponotus</i> <i>anezkae</i> Klimes & McArthur, 2014	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CARD 001	<i>Cardiocondyla</i> <i>obscurior</i> Wheeler, 1929	0	0	0	0	0	0	0	40
CARE 001	<i>Carebara minima</i> (Emery, 1900)	0	0	0	0	6	0	0	0
CARE 002	<i>Carebara atoma</i> Emery, 1900	0	0	0	0	0	0	0	20
CARE 003	<i>Carebara</i> sp. 3	0	0	0	0	4	0	0	30

CARE 006	<i>Carebara crassiuscula</i> (Emery, 1900)	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CARE 007	<i>Carebara melanocephala</i> Donisthorpe, 1948	0	0	0	0	4	2	20	20
CARE 009	<i>Carebara</i> sp. 9 aff. sp. 3	0	0	0	0	0	0	10	0
CERA 008	<i>Cerapachys</i> sp. 8	0	0	0	0	0	0	0	10
COLS 001	<i>Colobostruma foliacea</i> Emery 1897	0	0	0	0	0	0	0	10
CREM 001	<i>Crematogaster paradoxa</i> Emery, 1894	0	0	0	0	4	0	0	0
CREM 002	<i>Crematogaster elysii</i> Mann, 1919	5,83	0,76	0	0	0	0	0	0
CREM 003	<i>Crematogaster polita</i> Smith F., 1865	47,57	0	34	0	4	0	10	0
CREM 005	<i>Crematogaster flavitarsis</i> Emery, 1900	0	25,95	0	0	0	0	0	0
CREM 006	<i>Crematogaster</i> sp. 6	1,94	0,76	0	0	0	0	0	0
CREM 007	<i>Crematogaster</i> sp. 7 aff. <i>fritzi</i> Emery, 1901	3,88	10,69	0	0	0	0	0	0
CREM 010	<i>Crematogaster emeryi</i> Forel, 1907	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CREM 013	<i>Crematogaster tarsata</i> Smith, F. 1865	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CREM 014	<i>Crematogaster</i> cf. <i>irritabilis</i> Smith, F., 1860	5,83	0	8	0	4	0	10	0
CREM 016	<i>Crematogaster flavicornis</i> Emery, 1897	0	0,76	0	0	0	0	0	0
CRYP 002	<i>Cryptoptopone</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	20	10
DACE 001	<i>Dacetinops ignotus</i> Taylor, 1985	0	0	0	0	0	0	10	10
DIAC 001	<i>Diacamma rugosum</i> (Le Guillou, 1842)	2,91	0	0	0	0	0	0	0

DILO 001	<i>Dilobocondyla cataulacoidea</i> (Stitz, 1911)	0	0,76	0	0	0	0	0	0
DISC 001	<i>Discothyrea</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	10	0
ECHI 002	<i>Echinopla</i> sp. 2	0,97	0	0	0	0	0	0	0
EURH 002	<i>Eurhopalothrix brevicornis</i> Emery 1897	0	0	0	0	0	0	10	20
HYPO 002	<i>Hypoponera</i> cf. <i>confinis</i> Roger, 1860	0	0,76	0	0	0	0	10	10
HYPO 003	<i>Hypoponera sabrone</i> Donisthorpe, 1941	0	0	0	0	0	0	20	20
LORD 008	<i>Lordomyrma</i> sp. 8	0	0	0	0	0	0	10	0
MONO 001	<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)	0	7,63	0	0	0	0	0	0
MONO 002	<i>Monomorium intrudens</i> Smith F., 1894	0	3,05	0	0	4	0	10	0
MONO 003	<i>Monomorium</i> sp. 3	0,97	0,76	0	0	0	0	10	0
MONO 004	<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus 1758)	0,97	0	0	0	0	0	0	0
MONO 007	<i>Trichomyrmex destructor</i> (Jerdon, 1851)	0	0	0	0	0	0	0	10
MYOP 004	<i>Myopias tenuis</i> (Emery, 1900)	0	0	0	0	0	0	0	30
MYRM 003	<i>Myrmecina mandibularis</i> Viehmeyer, 1914	0	0	0	0	0	0	0	10
ODON 001	<i>Odontomachus simillimus</i> Smith F., 1858	0	0	0	0	14	0	20	0
OECO 001	<i>Oecophylla smaragdina</i> (Fabricius, 1775)	4,85	0	0	0	0	0	0	0
PACH 001	<i>Ectomomyrmex acutus</i> (Emery, 1900)		0	0	0	0	0	10	20
PACH 006	<i>Brachyponera croceicornis</i> (Emery, 1900)	0,97	0	0	0	2	0	70	80

PARA 001	<i>Paraparatrechina pallida</i> Donisthorpe, 1947	9,71	0	0	0	0	0	0	0
PARA 003	<i>Paraparatrechina minutula</i> (Forel, 1901)	7,77	2,29	0	0	0	0	0	0
PARA 005	<i>Nylanderia</i> aff. <i>vaga</i> (Forel, 1901)	0	0	4	0	14	0	20	50
PARA 006	<i>Paraparatrechina</i> sp. 6	0	0,76	0	0	0	0	0	0
PHEI 001	<i>Pheidole</i> sp. 1	0	0,76	0	0	6	0	0	0
PHEI 003	<i>Pheidole fuscula</i> Emery, 1900	0	0	0	0	0	0	10	10
PHEI 004	<i>Pheidole hospes</i> Smith, F. 1865	3,88	0	6	0	12	0	20	0
PHEI 007	<i>Pheidole</i> sp. 7 aff. <i>gambogia</i> Donisthorpe, 1948	0	7,63	0	0	0	0	0	0
PHEI 011	<i>Pheidole</i> sp. 11 aff. <i>fatigata</i> Bolton, 1995		0	0	0	0	0	0	20
PHEI 013	<i>Pheidole</i> sp. 13 aff. <i>tricolor</i> , Donisthorpe, 1949	0,97	0	0	0	0	0	0	0
PHEI 014	<i>Pheidole</i> sp. 14 aff. <i>gambogia</i> Donisthorpe, 1948	1,94	0	0	0	0	0	0	0
PHEI 016	<i>Pheidole</i> sp. 16	0	0	0	0	0	0	10	10
PHEI 018	<i>Pheidole</i> cf. <i>distincta</i> Donisthorpe, 1943	0	0	2	0	0	0	0	10
PHEI 019	<i>Pheidole</i> sp. 19 cf. <i>amplificata</i> Viehmeyer, 1914	0	0	0	0	12	0	10	20
PHEI 024	<i>Pheidole</i> sp. 24 aff. <i>amber</i> Donisthorpe, 1941	3,88	0	0	0	0	0	0	0
PHEI 025	<i>Pheidole</i> sp. 25 aff. <i>sexspinosa</i> <i>biroi</i> Emery, 1900	0	0	0	0	0	0	10	0
PHEI 028	<i>Pheidole</i> sp. 28	0	0	0	0	4	0	10	0

PHEI 030	<i>Pheidole sexspinosa biroi</i> Emery, 1900	0	0,76	0	0	0	0	0	0
PHEI 031	<i>Pheidole</i> sp. 31 aff. sp. 11	0	0	0	0	0	0	0	10
PHEI 050	<i>Pheidole sericella</i> Viehmeyer, 1914	0	0	0	0	0	0	0	20
PHEI 063	<i>Pheidole</i> sp. 63 <i>sexspinosa</i> sp. gr.		0	0	0	0	0	20	10
PHEI 064	<i>Pheidole</i> sp. 64 aff. sp. 34	0	0	0	0	0	0	10	0
PHEI 065	<i>Pheidole</i> sp. 65	0	0	0	0	0	0	0	10
PHIL 001	<i>Philidris</i> cf. <i>cordata</i> (Smith F., 1859)	0	1,53	0	0	0	0	0	0
PHIL 003	<i>Philidris</i> sp. 3 aff. 1	2,91	0	0	0	0	0	0	0
PODO 002	<i>Podomyrma</i> sp. 2 aff. <i>basalis</i> Smith F., 1859	3,88	0	0	0	0	0	0	0
POLY 001	<i>Polyrhachis (Myrmhopla) esuriens</i> Emery, 1897 (sexspinosa- group)	8,74	24,43	0	0	0	0	0	0
POLY 002	<i>Polyrhachis (Myrma) sericata</i> (Guérin- Méneville, 1838) (relucens-group)	0,97	0	0	6	0	0	0	0
POLY 004	<i>Polyrhachis (Cyrtomyrma) debilis</i> Emery, 1887	0	2,29	0	0	0	0	0	0
POLY 007	<i>Polyrhachis (Myrma) biroi bidentata</i> Stitz, 1912 (relucens- group)	0	9,16	0	0	0	0	0	0
POLY 008	<i>Polyrhachis (Myrmatopa) alpea</i> Smith F., 1863 (flavicornis- group)	6,80	0	0	0	0	0	0	0
POLY 009	<i>Polyrhachis (Myrmothrinax) sp. nov.</i> aff.	0	11,45	0	0	0	0	0	0

	<i>neptunus</i> Smith F., 1865 (<i>aequalis</i> -group)								
POLY 010	<i>Polyrhachis</i> (<i>Myrmatopa</i>) <i>luteogaster</i> Kohout, 2012 (<i>flavicornis</i> - group)	2,91	0	0	0	0	0	0	0
POLY 011	<i>Polyrhachis</i> (<i>Myrmothrinax</i>) <i>queenslandica</i> Emery, 1895 (<i>thrinax</i> -group)	2,91	0,76	0	0	0	0	0	0
POLY 015	<i>Polyrhachis</i> (<i>Myrmhopla</i>) <i>waigeuensis</i> Donisthorpe, 1943 (<i>sexspinosa</i> - group)	0,97	0	2	0	0	0	0	0
POLY 021	<i>Polyrhachis</i> (<i>Aulacomyrma</i>) <i>pallipes</i> Donisthorpe, 1948 (<i>dohrni</i> - group)	0,97	0	0	0	0	0	0	0
POLY 022	<i>Polyrhachis</i> (<i>Myrma</i>) <i>rufofemorata</i> Smith F., 1859 (<i>relucens</i> -group)	0	2,29	0	0	0	0	0	0
PONE 004	<i>Ponera</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	30	30
PONE 005	<i>Ponera</i> sp. 5 aff. sp. 4	0	0	0	0	0	0	10	0
PONE 007	<i>Ponera</i> sp. 7	0	0	0	0	0	0	10	0
PRI0 001	<i>Prionopelta</i> <i>nominata</i> (Smith, F. 1871)	0	0	0	0	0	0	0	10
PRI0 002	<i>Prionopelta</i> cf. <i>opaca</i> Emery 1897	0	0	0	0	0	0	20	10
PRIS 005	<i>Pristomyrmex</i> cf. <i>coggii</i> Emery 1897	0	0	0	0	0	0	0	20
PROB 001	<i>Probolomyrmex</i> <i>newguinensis</i> Shattuck, Gunawardene & Heterick, 2012	0	0	0	0	0	0	0	10

PSEU 001	<i>Pseudolasius</i> cf. <i>breviceps</i> Emery, 1887	0	0	0	0	2	0	0	0
RHYT 001	<i>Rhytidoponera</i> cf. <i>aenescens</i> Emery, 1900	0	0	0	0	8	0	0	0
RHYT 002	<i>Rhytidoponera</i> <i>strigosa</i> (Emery, 1887)	0	0	0	0	8	0	0	0
RHYT 003	<i>Rhytidoponera</i> sp. 3	0	0	0	0	4	0	0	0
SOLE 004	<i>Solenopsis</i> <i>papuana</i> Emery, 1900	2,91	0	0	0	0	0	0	0
SOLE 005	<i>Solenopsis</i> <i>maxillosa</i> Emery 1900	0	0	0	0	0	0	20	0
STRU 002	<i>Strumigenys</i> <i>szalayi</i> Emery, 1897	0,97	0	0	0	0	0	20	10
STRU 004	<i>Strumigenys</i> sp. 4	0	0	0	0	0	0	10	0
STRU 005	<i>Strumigenys</i> <i>snellingi</i> Bolton, 2000	0	0	0	0	0	0	10	0
STRU 010	<i>Strumigenys</i> sp. 10 aff. sp.1	0	0	0	0	0	0	10	10
STRU 014	<i>Strumigenys</i> sp. 14 aff. sp. 9	0	0	0	0	0	0	10	10
STRU 015	<i>Strumigenys</i> sp. 15 aff. sp. 3	0	0	0	0	0	0	30	20
STRU 016	<i>Strumigenys</i> sp. 16 aff. sp. 11	0	0	0	0	0	0	10	0
STRU 017	<i>Strumigenys</i> sp. 17	0	0	0	0	0	0	0	10
TAPI 001	<i>Tapinoma</i> <i>melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	0	1,53	0	2	0	0	10	0
TAPI 003	<i>Tapinoma</i> sp. 3 aff. <i>williamsi</i> (Wheeler 1935)	0,97	0	0	0	0	0	0	0
TECH 001	<i>Technomyrmex</i> cf. <i>brunneus</i> Forel, 1895	0	33,59	0	0	0	0	0	0
TECH 002	<i>Technomyrmex</i> <i>albipes</i> (Smith F., 1861)	0	0	0	0	0	0	0	0
TECH 003	<i>Technomyrmex</i> <i>difficilis</i> Forel 1892	0,97	0	0	0	0	0	0	0

TETP 001	<i>Tetraoponera laeviceps</i> (Smith F., 1859)	7,77	0	0	0	0	0	0	0
TETP 002	<i>Tetraoponera nitida</i> (Smith F., 1860)	0	3,82	0	0	0	0	0	0
TETR 002	<i>Tetramorium kydelphon</i> Bolton, 1979	0,97	0,76	0	0	0	0	0	0
TETR 003	<i>Tetramorium</i> cf. <i>validisculum</i> Emery, 1897	0	0	2	0	4	0	10	0
TETR 006	<i>Tetramorium</i> sp. 6 aff. <i>validisculum</i> Emery, 1897	1,94	0	0	0	0	0	0	0
TETR 012	<i>Tetramorium pulchellum</i> Emery, 1897	0	0	0	0	0	0	10	10
TETR 017	<i>Tetramorium</i> cf. <i>carinatum</i> (Smith F., 1859)	0	0	0	0	2	0	0	0
TETR 018	<i>Tetramorium fulviceps</i> Emery, 1897	0	0	0	0	0	0	0	10
TURN 001	<i>Turneria dahlia</i> Forel, 1901	0	2,29	0	0	0	0	0	0
VOLL 001	<i>Vollenhovia brachycera</i> Emery, 1897	1,94	0,76	0	0	0	0	0	0