

**ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE**  
**FAKULTA AGROBIOLOGIE, POTRAVINOVÝCH A PŘÍRODNÍCH ZDROJŮ**

**KATEDRA OBECNÉ ZOOTECHNIKY A ETOLOGIE**



**Základní výzkum druhové kompozice řádu Anura  
ve dvou ostrovních oblastech Indonésie a vliv lidské činnosti  
na biodiverzitu v této oblasti**

**Diplomová práce**

**Vedoucí práce: Ing. Renata Masopustová, Ph.D.**

**Autor práce: Bc. Klára Johánková**

**Obor studia: Zájmové chovy zvířat**

**© 2017 ČZU v Praze**

**PROHLÁŠENÍ:**

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci "Základní výzkum druhové kompozice řádu Anura ve dvou ostrovních oblastech Indonésie a vliv lidské činnosti na biodiverzitu v této oblasti" vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce.

V Praze dne: 10. 04. 2017

---

Johánková Klára

### **PODĚKOVÁNÍ:**

Ráda bych poděkovala především vedoucí své diplomové práce Ing. Renatě Masopustové, Ph.D. za užitečné rady a odborné vedení při realizaci této práce. Dále děkuji Ing. Lucii Vágnerové ze ZOO Praha, která mi poskytla mnoho užitečných materiálů. Děkuji také Ing. Daliboru Sýkorovskému, mému konzultantovi, který mi poskytl cenné rady a podělil se o své zkušenosti s výzkumem. Velké poděkování také patří mému příteli Ing. Martinu Dvořákovi, který se mnou celou tuto cestu absolvoval, účastnil se výzkumu a byl mi nesmírnou oporou. Nesmím opomenout poděkovat své úžasné rodině za velkou psychickou podporu během zpracování této práce. A v neposlední řadě také děkuji přátelům, kteří stáli po celou dobu při mně.

# **Základní výzkum druhové kompozice řádu Anura ve dvou ostrovních oblastech Indonésie a vliv lidské činnosti na biodiverzitu v této oblasti**

## **SOUHRN**

Obojživelníci jsou v současnosti mezi obratlovci nejvíce ohroženi. Alarmující ohroženost obojživelníků je považována za přímý důsledek extrémní zranitelnosti spojenou se specifickými požadavky na mikroklimatické podmínky prostředí. Narušení těchto podmínek způsobuje nevratné změny v druhové skladbě obojživelníků a takto poškozená oblast mívá nižší rozmanitost a hojnost původních druhů. Nejvíce ohroženými druhy obojživelníků jsou ty s úzkými preferencemi, vázaní na specifické oblasti, kde může jakýkoli zásah vést k rychlému poklesu nebo úplnému vymizení druhu. Mezi hlavní problémy, jež způsobily dramatický úbytek druhové bohatosti obojživelníků na světě, se řadí ztráta lokality spolu s nadměrným využíváním půdy, její fragmentace, pronikání invazních druhů, nemoci, pesticidy a změna klimatu. Za největší hrozbu pro obojživelníky je považována ztráta stanoviště, která ohrožuje mnoho druhů zvířat na celém světě.

Jihovýchodní Asie zažívá v současné době jedno z největších globálních odlesňování. Na ztrátě lesů se podílí mnoho faktorů, např. růst počtu obyvatel, těžba dřeva a posun pěstitelských postupů, stavba silnic, politika, lesní požáry a také globální faktory životního prostředí. Nejméně polovina úbytku lesů je spojována s lidskou činností. Odlesňování vlivem zemědělské nebo živočišné výroby způsobuje degradaci a ztrátu půdy, změny mikroklimatu a ztrátu biologické rozmanitosti. V důsledku této devastace přírodního prostředí došlo k velkému snížení ploch nutných pro zachování a rozvoj biologické rozmanitosti. Tento proces se týká zejména přítomnosti a početnosti zde žijících druhů obojživelníků. U tropických druhů bylo prokázáno, že i nízké až střední úrovně antropogenního narušení mají měřitelné a pronikavé dopady na jejich přežití. Příkladem je konverze deštného lesa na monokulturní plantáže palmy olejné, která ničí všechny ekologické niky, narušuje komplexní potravní řetězce a přirozené migrační koridory zvířat. V oblastech s palmou olejnou se vyskytuje výrazně méně živočišných druhů, než v lesích a často i méně než u jiných dřevnatých plodin.

Hlavní náplní praktické části diplomové práce je terénní výzkum provedený ve dvou ostrovních oblastech Indonésie. Výzkum je primárně zaměřen na druhové zastoupení žab v různých biotopech. Vybranými cílovými oblastmi byly ostrovy Simeulue a Bangkaru, které jsou součástí pásu ostrovů na západním pobřeží Sumatry. Tyto oblasti výzkumu byly vybrány pro zastoupení různých druhů biomů. Biotop prvního ostrova byl do velké míry ovlivněn lidskou činností a jeho značnou část zaujímá agrární půda. Druhý ostrov je celý pokrytý primárním deštným lesem bez předchozího vlivu člověka. Výzkum hospodářsky využívané oblasti na ostrově Simeulue v srpnu 2016 potvrdil výskyt těchto druhů žab: *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider, 1799), *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891), *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841) a *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870). Dále byl prokázán výskyt dvou druhů žab - *Microhyla fissipes* Boulenger, 1884 a *Rhacophorus margaritifer* (Schlegel, 1837), jejichž výskyt na Simeulue dosud nebyl popsán. Na ostrově Bangkaru vlastní výzkum v listopadu 2016 potvrdil přítomnost druhu *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009) a byl objeven, dosud na Bangkaru nepopsaný druh - *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841).

Větší druhová diverzita žab byla zjištěna na hospodářsky využívaných plochách osídleného ostrova Simeulue. Diverzita žab v primárním deštném lesem na Bangkaru, které nikdy osídleno nebylo, byla nižší. Zjištěné výsledky mohou být v rozporu s odbornou literaturou, která uvádí, že větší diverzita druhů je obecně v méně narušených lokalitách. To dokazuje, že početnost druhů může být ovlivněna nejen narušeností prostředí, ale i dalšími faktory. V tomto případě se pravděpodobně jedná o různou velikost a izolovanost ostrovů. Tyto závěry podporuje teorie ostrovní biogeografie, která uvádí, že velké ostrovy mají více druhů než ostrovy malé.

Předmětem této práce byl pouze základní výzkum, jeho závěry je třeba podpořit podrobnějším studiem v dané oblasti.

**KLÍČOVÁ SLOVA:** diverzita, Anura, biotop, degradace prostředí, ohrožení, Bangkaru, Simeulue

# **BASIC RESEARCH IN THE SPECIES COMPOSITION OF THE ORDER ANURA OF TWO INDONESIAN ISLAND AREAS AND THE INFLUENCE OF HUMAN ACTIVITIES ON BIODIVERSITY IN THIS AREA**

## **SUMMARY**

Amphibians are the most threatened of all vertebrates. Alarming declines of amphibian species is considered to be a direct consequence of extreme vulnerability associated with specific requirements of the micro – environmental conditions. Disruption of these conditions causes irreversible changes in species composition of amphibians, affected area tends to have lower diversity and abundance of native species. The most threatened amphibian species are those with narrow habitat preferences, living in specific areas where any intervention can lead to rapid decrease or complete disappearance of species. Habitat loss, intensive land use, fragmentation, invasive species, diseases, pesticides and climate change are the main causes of dramatic decline in amphibian species richness worldwide. Habitat loss, endangering many species worldwide, is considered the biggest threat to amphibians.

Southeast Asia is currently experiencing one of the largest global deforestations. Many factors are involved in forest losses, e.g. Population growth, logging, changes in cultivation practices, infrastructure growth, politics, forest fires and global environmental factors. At least half of the forest loss is associated with human activity. Deforestation due to agriculture or livestock expansion causes degradation and loss of soil, microclimate changes and loss of biodiversity. An extent reduction in space required for preservation and development of biodiversity is the result of devastation of the environment. This process particularly affects the presence and abundance of native amphibian species. It has been proven that even low to moderate levels of anthropogenic disturbance have a measurable and profound impact on tropical species. Examples are conversion of rainforests to oil palm monoculture plantations, destroying the entire ecological niche, disrupting complex food chains and natural migration corridors of animals. Compare to forests or other woody crops plantations, significantly fewer species are found in areas with oil palm.

The main aim of the practical part of this thesis is a field research carried out in two different island areas in Indonesia. The research was primarily focused on frog species composition in different habitats. Selected target areas were the islands of Simeulue and Bangkaru that are a part

of a chain of islands on the west coast of Sumatra. These research areas were chosen for various types of biomes represented on them. Biotope of the first of the islands was largely affected by human activity hence a significant part of it is used for agriculture. The second island was never affected by human activity and is entirely covered with primary rainforest. On the base of research performed in farm area of the island of Simeulue, following frog species were confirmed to occur: *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider, 1799), *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891), *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841) and *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870). Presence of two frog species not described on Simeulue yet was proven - *Microhyla fissipes* Boulenger, 1884 and *Rhacophorus margaritifer* (Schlegel, 1837). Presence of *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009) was confirmed on the island of Bangkaru. Furthermore one, on Bangkaru previously undescribed species, *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841) was discovered.

Richer frog species diversity was found in economically utilized areas on inhabited island of Simeulue. Frog diversity in the primary forest on Bangkaru, which has never been colonized, was lower. The results may collide with literature, indicating that a greater diversity of species is occurring in less disturbed areas. This proves that the abundance of species can be influenced not only by environment disturbance but also by other factors. In this case, different sizes and levels of isolation of the islands are probably involved. These findings are supported by the theory of island biogeography, which states that large islands have more species than small ones and islands close to the mainland have more species than isolated ones.

The objective of this work was only a basic research; its findings should be supported by more detailed studies carried out in the area.

**KEYWORDS:** diversity, Anura, biotope, environmental degradation, threat, Bangkaru, Simeulue

# OBSAH

<b>1</b>	<b>ÚVOD</b> .....	<b>I</b>
<b>2</b>	<b>VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE</b> .....	<b>III</b>
2.1	CÍLE PRÁCE.....	III
2.2	VĚDECKÁ HYPOTÉZA .....	III
<b>3</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED</b> .....	<b>IV</b>
3.1	EVOLUČNÍ HISTORIE OBOJŽIVELNÍKŮ .....	IV
3.1.1	Vývoj tetrapodů a vznik moderních obojživelníků – Lissamphibia .....	iv
3.1.2	Původ moderních obojživelníků .....	vi
3.2	DEFINICE BIODIVERZITY .....	VIII
3.3	SOUČASNÉ GEOGRAFICKÉ ROZŠÍŘENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ.....	VIII
3.4	OBOJŽIVELNÍCI INDOMALAJSKÉ OBLASTI .....	X
3.4.1	Geografie Indomalajské oblasti .....	x
3.4.2	Druhová bohatost obojživelníků Indomalajské oblasti.....	x
3.4.3	Druhová bohatost a endemismus v rámci jednotlivých zemí Indomalajské oblasti .....	xii
3.4.4	Druhy žab vyskytující se v Indomalajské oblasti .....	xiii
3.5	PŘÍČINY OHROŽENÍ ŽAB .....	XVI
3.5.1	Negativní antropogenní činnost ovlivňující ubývání obojživelníků.....	xviii
3.6	MOŽNOSTI OCHRANY ŽAB .....	XX
3.7	BIOM .....	XX
3.7.1	Charakteristika biomu tropického deštného lesa .....	xxi
3.7.2	Funkce tropického deštného lesa .....	xxiv
3.8	SPECIFICKÉ BIOMY INDONÉSIE.....	XXVII
3.8.1	Indomalajský tropický deštný les .....	xxvii



3.9	VÝVOJ ODLESŇOVÁNÍ PRIMÁRNÍCH LESŮ V JIHOVÝCHODNÍ ASII .....	XXX
3.10	OLEJNICE GUINEJSKÁ ELAEIS GUINEENSIS - PALMA OLEJNÁ .....	XXXIII
3.10.1	Dopady pěstování palmy olejné na biodiverzitu .....	xxxv
3.10.2	Vliv palmy olejné na biologickou rozmanitost žab.....	xxxvi
<b>4</b>	<b>MATERIÁL A METODIKA .....</b>	<b>XXXVII</b>
4.1	MATERIÁL .....	XXXVII
4.1.1	Studovaná oblast .....	xxxviii
4.2	METODIKA .....	XL
4.2.1	Popis klimatu Indonésie.....	xl
4.2.2	Typy vegetace studované oblasti .....	xl
4.2.3	Metody sběru žab.....	xl
4.2.4	Vyhledávání a sběr jednotlivých druhů žab.....	xli
4.2.5	Výzkumné metody.....	xlii
<b>5</b>	<b>VÝSLEDKY .....</b>	<b>XLIII</b>
5.1	STATUS OHROŽENÍ PODLE IUCN .....	XLIII
5.2	IDENTIFIKACE VZORKŮ .....	XLIV
5.2.1	Ostrov Simeulue .....	xliv
5.2.2	Ostrov Bangkaru .....	lix
<b>6</b>	<b>DISKUZE .....</b>	<b>LXIII</b>
6.1	DISKUZE K LITERÁRNÍ REŠERŠI.....	LXIII
6.1.1	Příčiny ohrožení a možnosti ochrany obojživelníků.....	lxiii
6.1.2	Degradace tropických deštných lesů.....	lxiv
6.1.3	Odlesňování v jihovýchodní Asii .....	lxiv
6.1.4	Problematika palmového oleje.....	lxv

6.1.5	Odlesňování následkem rozmachu pěstování palmy olejné .....	lxvi
6.1.6	Vliv palmy olejné na biodiverzitu v Indonésii.....	lxviii
6.2	DISKUZE K VÝSLEDKŮM Z VÝZKUMU .....	LXX
6.2.1	Druhy žab ostrova Simeulue.....	lxx
6.2.2	Druhy žab ostrova Bangkaru .....	lxxi
6.2.3	Diskuze k závěrečným výsledkům srovnání obou ostrovů.....	lxxi
<b>7</b>	<b>ZÁVĚR .....</b>	<b>LXXIII</b>
<b>8</b>	<b>SEZNAM LITERATURY .....</b>	<b>LXXV</b>
<b>9</b>	<b>SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A POJMŮ .....</b>	<b>XCIII</b>
<b>10</b>	<b>PŘÍLOHY .....</b>	<b>CHYBA! ZÁLOŽKA NENÍ DEFINOVÁNA.</b>

# 1 ÚVOD

Obojživelníci Amphibia obývají zemi již od svrchního devonu, tedy několik stovek milionů let. Jejich současná situace naznačuje, že je nečekaná šťastná budoucnost. Celosvětově dochází k úbytku obojživelníků jak v počtu jedinců, tak i druhů. Nyní jsou tedy jednou z nejohroženějších skupin živočichů vůbec. V současné době je více než 1/3 všech druhů obojživelníků ohrožena. Přestože dochází každoročně k objevu a popisu až několika desítek nových druhů obojživelníků, zůstává jejich současná situace kritická (Stuart et al., 2008). Populace obojživelníků po celém světě mnohdy vymírají ještě dříve, než jsou dostatečně prozkoumány (Konopik, et al., 2015).

Celosvětový úbytek obojživelníků není přirozeným jevem ani dílem náhody, ale má hned celou řadu konkrétních příčin. Jednotliví ohrožující činitelé se navíc vzájemně doplňují a umocňují, takže výsledný dopad na dané populace bývá velmi výrazný. Odolnost jednotlivých druhů obojživelníků vůči těmto faktorům je různá, přesto se podařilo určit dominantní charakteristiky ohrožených a ubývajících druhů zmiňovaných obratlovců.

Obojživelníci jsou mimořádně citliví na ztráty přirozeného prostředí (Sodhi et al., 2010). Ztráta přirozeného prostředí spolu s nadměrným využíváním půdy a její fragmentací, zavlečení cizích živočišných a rostlinných druhů, nemoci, pesticidy a změny klimatu způsobily celosvětový úbytek obojživelníků (Stuart et al., 2004). Nejohroženější jsou obojživelníci jihovýchodní Asie (Bickford et al., 2010; Rowley et al., 2010).

Jihovýchodní Asie patří mezi světově nejbohatší ekosystémy (Myers et al., 2000) s unikátní biogeografickou historií. Několik faktorů, včetně ztráty primárních lesů a přeměny lesa na plantáže palmy olejné či na agrární půdu, vážně narušují tyto ekosystémy a ohrožují jejich biologickou rozmanitost (Sodhi et al., 2010).

Jihovýchodní Asie produkuje více než 80 % světového palmového oleje (FAO, 2015). V souvislosti s tím byly obrovské plochy lesa během několika posledních desetiletí (Koh a Ghazoul, 2010) přeměněny na plantáže olejných palm (Koh a Wilcove, 2008). Procentuální podíl půdního pokryvu s palmou olejnou stále stoupá (Miettinen et al., 2011) a to většinou na úkor původních lesů (Konopik et al., 2015).

Dosud se stále diskutuje o tom, kolik z celkové rozlohy těchto lesů bylo zničeno právě negativními antropogenními vlivy. Jednotlivá odhadovaná data se liší. Je však zjevné a dokázané, že celosvětová rozloha tropických deštných lesů stále ubývá, a to i navzdory stále se zvyšujícím aktivitám v oblasti ochrany životního prostředí a lidského uvědomění (Chakravarty et al., 2012). Deštné lesy mají na planetě nezastupitelnou roli a je otázkou, co by následovalo, pokud by zcela vymizely. Devastace deštných lesů je v současnosti jedním z nejnaléhavějších globálních problémů, a proto i často probíraným tématem (Boucher et al., 2011).

## **2 VĚDECKÁ HYPOTÉZA A CÍLE PRÁCE**

### **2.1 CÍLE PRÁCE**

Cílem diplomové práce je základní popis druhové kompozice řádu Anura na ostrovech Bangkaru a Simeulue, nacházející se v Indickém oceánu.

Dále si diplomová práce klade za cíl komplexně přiblížit problematiku spojenou s ničením tropických deštných lesů na Sumatře, v souvislosti s pěstováním palmy olejné.

Výsledkem diplomové práce bude zhodnocení stávající druhové situace obojživelníků z řádu Anura na zkoumaných ostrovech a zjištění, jaký vliv má lidská činnost spojená s ničením životního prostředí na celkovou biologickou rozmanitost Indonésie, včetně určení hlavních negativních faktorů, které tzv. Anurofaunu ohrožují.

### **2.2 VĚDECKÁ HYPOTÉZA**

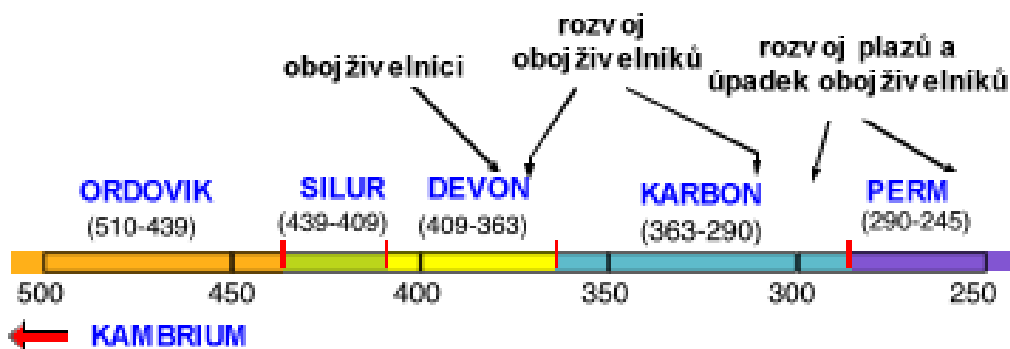
Vzhledem k tomu, že se zde jedná o základní sběr dat, který je nezbytný pro následující výzkum, nebyla v práci stanovena hypotéza.

### 3 LITERÁRNÍ PŘEHLED

#### 3.1 EVOLUČNÍ HISTORIE OBOJŽIVELNÍKŮ

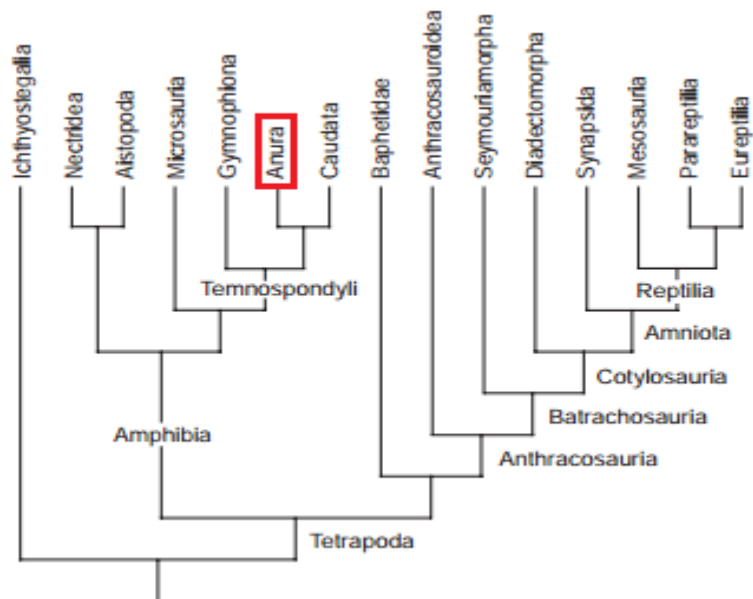
##### 3.1.1 VÝVOJ *TETRAPODŮ* A VZNIK MODERNÍCH OBOJŽIVELNÍKŮ – *LISSAMPHIBIA*

Žijící obojživelníci jsou potomci prvních pozemních obratlovců, jejichž předci byli kostnaté ryby (Osteichthyes) z třídy nozdratých či svaloploutvých (Sarcopterygii). Nejznámějším zástupcem je stále žijící latimérie podivná *Latimeria chalumnae*, která je podtřídou lalokoploutvých ryb (Coelacanthiformes). Lalokoploutvé ryby se objevily v devonu, před více než 400 miliony let (Vitt a Caldwell, 2009) (Obr. č. 1).



**Obr. č. 1: období prvohor a šest period znázorňující vývoj obojživelníků** (Zdroj: <http://www.gvp.cz/~kuceraj/zemepis/vrasneni.html>).

Všichni obojživelníci jsou členy *tetrapodních* obratlovců (Stuart et al., 2008). Čtyřnoži (Obr. č. 2), (*Tetrapoda*; tetra = čtyři, poda = noha) je velká skupina obratlovců, která vznikla v tomto období, kde byly nalezeny nejstarší fosílie svaloploutvých ryb v podobě rodů *Acanthostega*, *Ichthyostega*, *Elginerpeton* a *Ventastega*. Všechny rody byly vodní a měly čtyři končetiny. Obojživelníci úspěšně zaujímaly většinu pozemního prostředí úzce svázaného s vodními stanovišti pro reprodukci (Vitt a Caldwell, 2009).



**Obr. č. 2: Schéma evoluce v rámci *Tetrapoda*.** Každý název představuje formální jméno skupiny (Zdroj: Vitt a Caldwell, 2009).

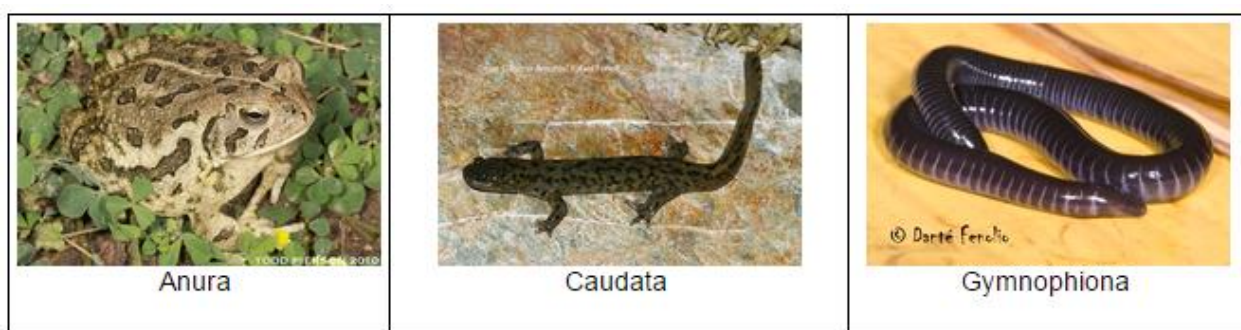
Později se v karbonu vyvinuly tři hlavní vývojové větve *Tetrapodů*: *Temnospondyli*, *Seymouriamorpha* a *Lepospondyli* (Příloha č. 1; Obr. č. 31). Vysoce rozmanitá skupina *Temnospondyli* pravděpodobně vedla k vývoji kmenu *Lissamphibia* (Schoch, 2009). Skupina *Lissamphibia* je označována jako taxon moderních obojživelníků, avšak i mezi nimi lze nalézt mnohé starobylé formy a fosilní zástupce (Vitt a Caldwell, 2009).

*Lissamphibia* je jediná skupina anamniotických *Tetrapodů*, tedy obojživelníků bez zárodečných obalů, která žije dodnes. Česky se této skupině někdy neoficiálně říká moderní obojživelníci. Ze současných živočichů mezi *Lissamphibia* patří žáby, ocasatí obojživelníci (velemloci, mloci a čolci) a červoři. Všichni moderní obojživelníci mají larvální stádium a poté se změni v dospělé. Většina druhů žije ve vodě i na souši, ale někteří žijí jen ve vodě a jiní jen na souši (Vitt a Caldwell, 2009).

### 3.1.2 PŮVOD MODERNÍCH OBOJŽIVELNÍKŮ

"Obojživelník" pochází z řeckého "amphi-"(dvojí) a "bios"(život). Název je odvozen od životní historie obojživelníků, kteří prochází proměnou od vodního larválního stadia až po pozemního dospělce. Mnoho druhů žab a mloků jsou závislé na vodním prostředí ve fázi pulců či larev, aby nakonec metamorfovali do plně pozemské podoby dospělce (AmhibiaWeb, 2016).

Žijící obojživelníci jsou reprezentovány třemi podtypy: červoři *Gymnophiona*, mloci *Caudata* a žáby *Anura* (Mattison, 1992), odlišují se výraznou rozdílností v typu a tvaru těla (AmhibiaWeb, 2016) (Obr. č. 3).



**Obr. č. 3: Tři podtypy obojživelníků:** červoři *Gymnophiona*, mloci *Caudata* a žáby *Anura* (Zdroj: AmhibianWeb, 2012).

Žáby jsou robustní obratlovci bez ocasu s dobře vyvinutými zadními končetinami, které jsou téměř dvojnásobné délky než délka těla. Jejich morfologie odráží dvounohý pohyb probíhající ve skocích. Ne všechny druhy žab jsou schopny skoků, některé jsou zcela vodní a pro pohyb využívají synchronní kopy nohou (Stuart et al., 2008; Vitt a Caldwell, 2009). Žáby patří mezi celosvětově rozšířenou skupinu obojživelníků. Mimo jiné, jsou morfologicky, fyziologicky a ekologicky velmi různorodou skupinou (Vitt a Caldwell, 2009).

Za nejstaršího zástupce této skupiny je považován asi 250 mil. let starý nález žáby *Triadobatrachus massinoti* z Madagaskaru (Piveteau, 1936) (Příloha č. 2; Obr. č. 32). Na nálezu lze pozorovat znaky vykazující podobnost se stavbou těla recentních druhů žab, jako jsou srůstý kostí na lebce, protáhlé kyčelní kosti nebo redukce žeber. Tato fosilní žába měla několik volných ocasních obratlů, kosti předloktí a bérce nebyly srostlé a zadní končetiny byly krátké, neuzpůsobené ke skákání (Rage a Roček, 1989).



Žáby se vyvinuly o takřka dvacet miliónů let dříve než dinosauři. *Palaeobatrachus* (Příloha č. 3; Obr. č. 33) je asi nejznámější pravěkou žábou. Tato žába existovala pouze jako jediný biologický rod, a i přesto žila 125 mil. let. Vznikla před 130 mil. let (raná křída), tedy zhruba uprostřed věku dinosaurů a vyhynula před 5 mil. let (svrchní miocén). V době miocénu patřila mezi nejstarší živoucí fosílie. Měřila 8 - 10 cm a žila ve vodě. Byla nalezena na území České republiky, Německa, Francie, Rumunska, USA a Kanady. Žáby jsou obecně nejúspěšnější skupinou obojživelníků a patří mezi nejúspěšnější skupiny živočichů vůbec (Vitt a Caldwell, 2009).

Na konci permu nastaly výrazné změny klimatu, kdy došlo ke značnému ochlazení, které doprovázelo celkové vysoušení povrchu země. Tyto změny měly na svědomí zánik téměř 75 % doposud existujících čeledí obojživelníků a dalších živočichů (Roček, 2002). Zhoršení klimatických podmínek vyvolalo u obojživelníků, jakožto studenokrevných, tj. ektotermních živočichů, změny spojené se zkracováním doby aktivity, vývojem larev a přeměnou, tj. metamorfózou. Pokles teplot zapříčinil přezimování larválních stádií a tím značně oddálil dobu metamorfózy v dospělosti. Někteří obojživelníci si proto zvolili evoluční strategii, kdy urychlili vývoj pohlavních žláz, tj. gonád a pohlavní dospělosti bylo dosaženo již ve stádiu larvy. Tento jev se nazývá neotenie, kterou lze pozorovat dodnes např. u skupin úhoříkovití Amphiumidae, velemlokovití Cryptobranchidae, macarovití Proteidae či surýnovití Sirenidae. Druhou variantou byla tzv. pedomorfóza, kdy je schopnost reprodukce posunuta do juvenilních stádií těsně po metamorfóze. A právě tyto mechanismy zřejmě daly za vznik recentním skupinám obojživelníků (Vitt a Caldwell, 2009).

### **3.2 DEFINICE BIODIVERZITY**

Dle úmluvy o biologické rozmanitosti je biodiverzita definována takto: „Variabilita živých organismů včetně suchozemských, mořských a jiných vodních ekosystémů a ekologických komplexů, jejichž jsou součástí, patří sem rozmanitost v rámci druhu, mezi druhy a rozmanitost ekosystémů“ (Bell, 1992). Také Gaston (1996) představuje několik variant termínu biologická rozmanitost: „Biodiverzita je často definována jako rozmanitost všech forem života, od genů druhu až po široké měřítko ekosystémů...“.

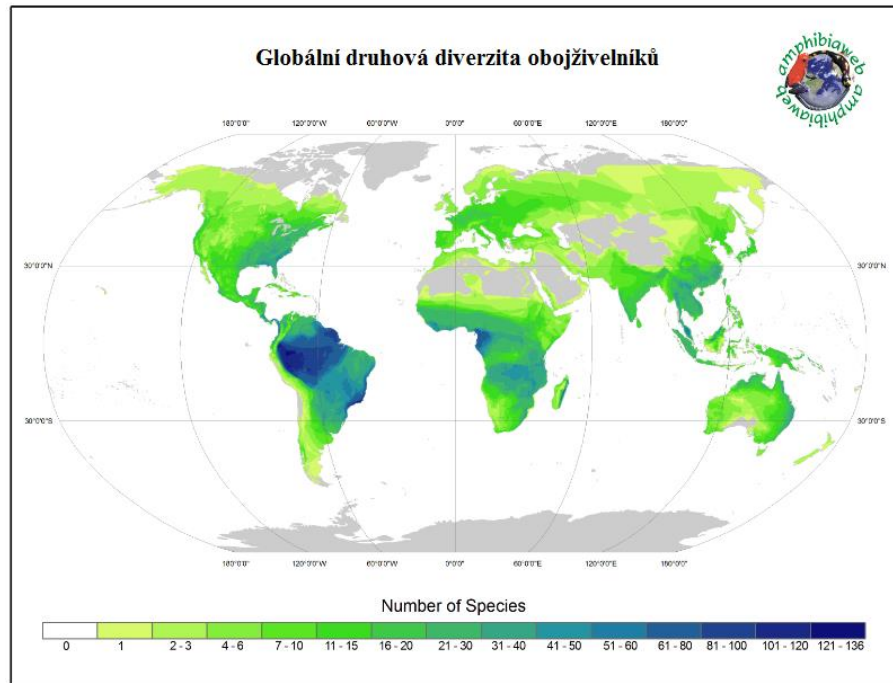
Na zemi ubývá v posledních letech mnoho živočišných i rostlinných druhů (UNEP, 2007). Biodiverzita tzv. hotspotů, tedy míst s vysokou mírou druhové diverzity, je prioritou v ochraně přírody (Noss et al., 2015).

Diniz-Filho a Bini (2011) uvádí, že uznání sjednoceného tzv. integrovaného přístupu, který bere v úvahu nepřetržitost evoluce, může být důležitým krokem ke zmírnění úbytku biologické rozmanitosti.

### **3.3 SOUČASNÉ GEOGRAFICKÉ ROZŠÍŘENÍ OBOJŽIVELNÍKŮ**

V současné době se na celém světě vyskytuje 6709 druhů žab (AmphibiaWeb, 2016). Uznávané druhy existujících obojživelníků a jejich zástupci jsou přítomné prakticky ve všech pozemních a sladkovodních oblastech (Stuart et al., 2008). Teplota je limitujícím faktorem rozšíření a biologické rozmanitosti obojživelníků. Žádní obojživelníci nebo plazi nemohou přežít v mrazivém prostředí Antarktidy (Vitt a Caldwell, 2009) a Grónska (AmphibiaWeb, 2016) a jen velmi málo se vyskytují na hranici Arktidy (Vitt a Caldwell, 2009) a nejvzdálenějších oceánských ostrovech (Stuart et al., 2008).

Obývají nejrůznější oblasti od deštných lesů až po pouště (AmphibiaWeb, 2016). Největší rozmanitost obojživelníků je soustředěna do tropů a vlhkých oblastí (Stuart et al., 2008; Vitt a Caldwell, 2009) (Obr. č. 7). Nadmořská výška, při níž byly žáby zaznamenány, sahá od hladiny moře (nebo dokonce i pod ní v některých případech), až do výšky 5 244 m. n. m. např. v peruánských Andách (Stuart et al., 2008).



**Obr. č. 4: Globální druhová diverzita obojživelníků.** Nejvíce druhů je soustředěno do jižní Ameriky, Afriky a jihovýchodní Asie (Zdroj: AmphibiaWeb, 2016).

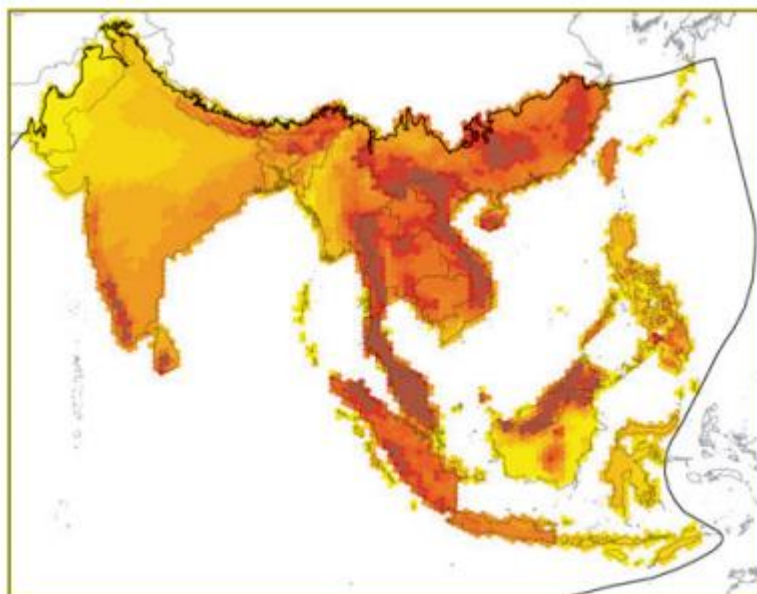
Žáby vykazují vysokou rozmanitost nejen v dějinách jejich života ale i v reprodukčních strategiích, díky kterým jsou schopny obývat téměř všechny ekoregiony. Přesto nejsou známy veškeré podrobnosti ohledně jejich života a výskytu. Stále spousta druhů čeká na své objevení, které může být na neočekávaných a překvapivých místech, např. nový druh leopardí žaby objevené v New Yorku v roce 2012 (AmphibiaWeb, 2016).

### 3.4 OBOJŽIVELNÍCI INDOMALAJSKÉ OBLASTI

#### 3.4.1 GEOGRAFIE INDOMALAJSKÉ OBLASTI

Indomalajská oblast, někdy nazývaná též jako Orientální oblast, zahrnuje jižní a jihovýchodní Asii, včetně indonéského a filipínského souostroví. Východní hranice mezi Indomalajskou oblastí a Austrálií je oddělena tzv. Wallaceovou linií, pomyslnou čarou, kterou pojmenoval Alfred Russel Wallace a která vede Lombokkým průlivem mezi ostrovy Borneo a Sulawesi, a dále mezi Bali a Lombokem v Indonésii (Stuart et al., 2008).

#### 3.4.2 DRUHOVÁ BOHATOST OBOJŽIVELNÍKŮ INDOMALAJSKÉ OBLASTI

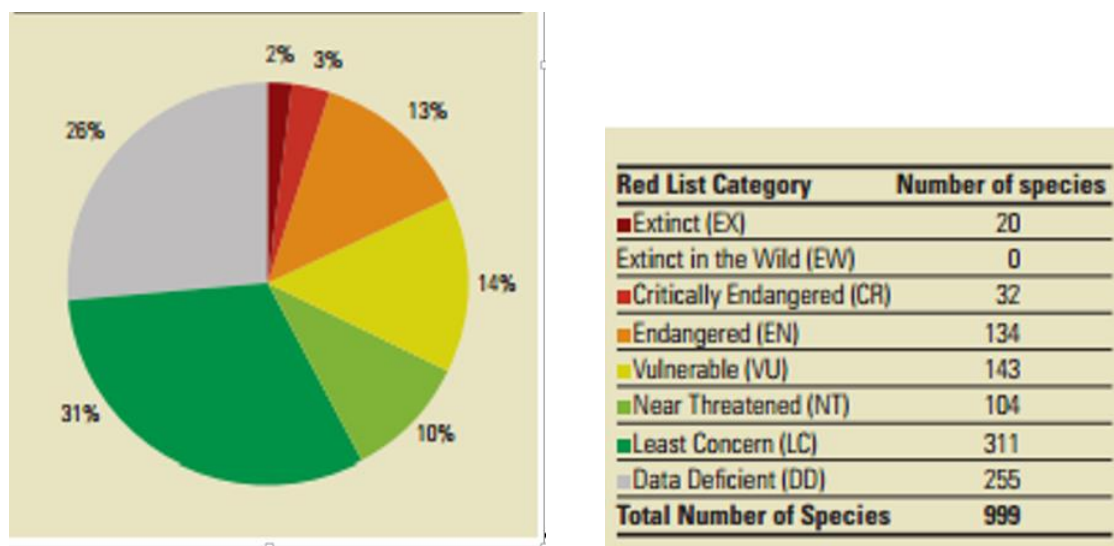


**Obr. č. 5: Druhová bohatost obojživelníků Indomalajské oblasti.** Tmavší barva znázorňuje oblasti s vysokou druhovou bohatostí. Maximální bohatost se rovná přítomnosti 84 druhů (Zdroj: Stuart et al., 2008).

Mapa celkové druhové bohatosti obojživelníků v Indomalajské oblasti (Obr. č. 5) ukazuje na velké variace v celém regionu více než v jakékoliv jiné biogeografické oblasti. Tato mapa může být poněkud zavádějící vlivem nedostatečného průzkumu v některých oblastech jako jsou Bhútán, Myanmar, Thajsko, Laos, Vietnam, Kambodža a většina Indonésie. Názorným příkladem zaznamenaných druhů vyplývajících z mapy je Malajsie v kontrastu s Borneem. Druhová bohatost obojživelníků v této oblasti se neustále mění. Stejně je to i u koncentrace ohrožených druhů, která

je nejvyšší v oblastech jako jsou Srí Lanka, jižní Čína, severní Borneo, Java a Filipíny, což odráží skutečnost, že tyto oblasti byly intenzivně zkoumány (Stuart et al., 2008).

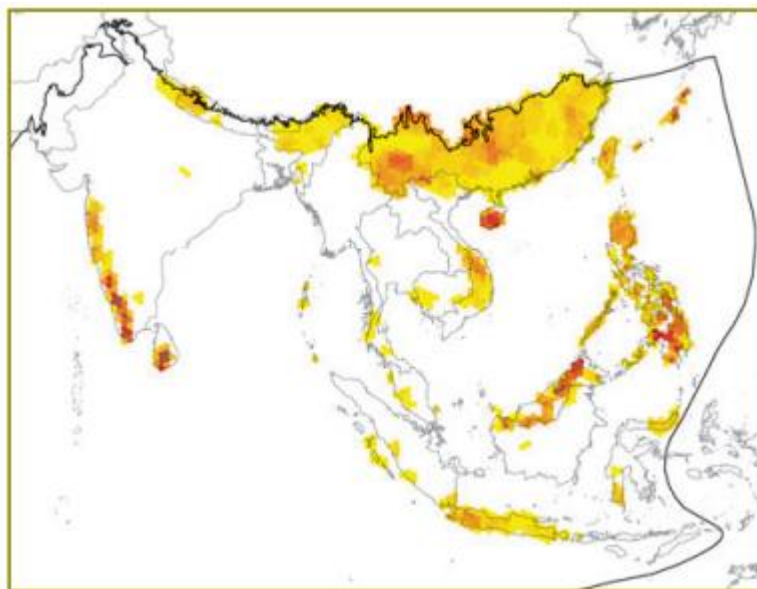
V Indomalajské oblasti se v současnosti nachází 999 nativních druhů obojživelníků, což představuje zhruba 17 % z celkového počtu 5 915 celosvětově žijících druhů obojživelníků. Z tohoto počtu je 800 (cca 80 %) endemitů pro tuto Indomalajskou oblast. Celkem 329 (33 %) druhů obojživelníků v Indomalajské oblasti jsou považovány za celosvětově ohrožené nebo zaniklé (Stuart et al., 2008) (Obr. č. 6 a 7).



**Obr. č. 6 a 7: Kategorie ohroženosti obojživelníků a počet druhů v Indomalajské oblasti.**

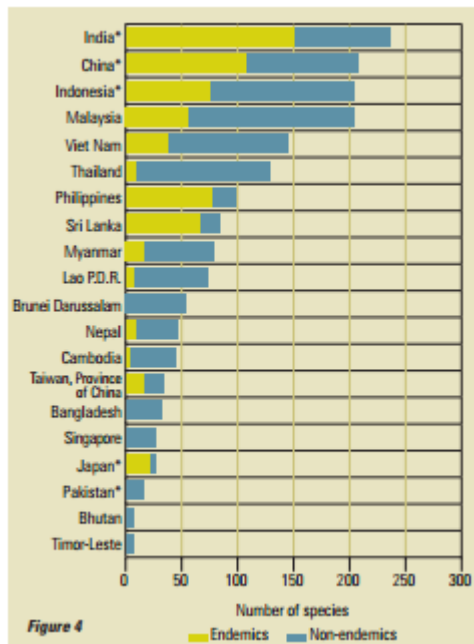
Indomalajská oblast představuje pouze 3 % druhů CR (kriticky ohrožených), ale 13 % druhů EN (ohrožených) a 14 % druhů VU (zranitelných). Dle obrázku obojživelníci Indomalajské oblasti se nacházejí převážně v kategoriích menšího ohrožení, tedy NT (téměř ohrožený) s 10 % druhy, LC (málo dotčený) s 31 % druhy. Celých 26 % druhů se nachází v kategorii DD (chybějící údaje), počet druhů v této kategorii převyšuje i celosvětový průměr, který tvoří 23 %. Toto vysoké procento není překvapující, vzhledem k tomu, že velká část Indomalajské oblasti je stále velmi málo prozkoumaná (Zdroj: Stuart et al., 2008).

### 3.4.3 DRUHOVÁ BOHATOST A ENDEMISMUS V RÁMCI JEDNOTLIVÝCH ZEMÍ INDOMALAJSKÉ OBLASTI



**Obr. č. 8: Vyznačená místa v Indomalajské oblasti s ohroženými obojživelníky.** Tmavší barva znázorňuje druhově bohatší oblasti (Zdroj: Stuart et al., 2008).

Obojživelníci se přirozeně vyskytují ve 20 zemích Indomalajské oblasti, výjimkou Malediv (Obr. č. 8). Indie má největší počet existujících druhů, celkem 236. Následována Čínou, Indonésií a Malajsií, které mají více než 200 druhů. Vietnam a Thajsko mají více než 100 existujících druhů. Mnohé země mají velmi nízké počty druhů, které téměř jistě odrážejí neadekvátní výzkumné úsilí, především Myanmar, Laos, Nepál, Kambodža a Bhútán. Indie má zdaleka největší počet endemických druhů, celkem 151. Čína, Filipíny, Indonésie, Srí Lanka a Malajsie mají více než 50 endemických druhů (Stuart et al., 2008).



**Obr. č. 9: Počet existujících a endemických druhů obojživelníků v zemích Indomalajské oblasti.** Symbol \* označuje země, které nejsou svou rozlohou z celé části součástí Indomalajské oblasti, tudíž jsou zde zahrnuty pouze druhy, jejichž rozsah spadá do této oblasti (Zdroj: Stuart et al., 2008).

Ačkoliv Indie má více endemických druhů než kterákoliv jiná země v Indomalajské oblasti, Japonsko, Srí Lanka a Filipíny mají nejvyšší procento endemických druhů ze všech zde vyskytujících se druhů, tj. kolem 80 % (Obr. č. 9). Více než 60 % endemických druhů se vyskytuje v Indii, více než 50 % v Číně, více než 40 % na Tchaj-wanu a více než 30 % v Indonésii. Lze očekávat, že procentuální endemismus v řadě zemí, jako je Indonésie, vzroste, protože fauna se stává stále více známou.

### 3.4.4 DRUHY ŽAB VYSKYTUJÍCÍ SE V INDOMALAJSKÉ OBLASTI

Žáby tvoří 92 % indomalajských obojživelníků. Celkem 44 neendemických rodů v Indomalajské oblasti zahrnuje 37 rodů žab. Z toho 13 rodů z čeledi skokanovitých Ranidae, osm z čeledi pablatnicovití Megophryidae, sedm z čeledi létavkovitých Rhacophoridae, pět z čeledi parosničkovitých Microhylidae, dva z čeledi rosničkovitých Hylidae, a jeden z čeledi kuňkovitých Bombinatoridae a taktéž ropuchovitých Bufonidae (Stuart et al., 2008).

Obecně platí, že největší čeledi v regionu mají nejvyšší počet ohrožených druhů. V Indomalajské oblasti to jsou: Rhacophoridae, Ranidae, Bufonidae, Megophryidae a Microhylidae (Stuart et al., 2008) (Obr. č. 10).

Family	EX	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Total number of species	Number threatened or Extinct	% Threatened or Extinct
<b>Anura</b>										
Bombinatoridae	0	0	1	3	0	0	0	4	4	100
Bufonidae	1	3	17	13	11	27	12	84	34	40
Hylidae	0	0	0	0	0	9	3	12	0	0
Megophryidae	0	1	6	20	10	34	19	90	27	30
Microhylidae	0	1	8	12	11	31	25	88	21	24
Nasikabatrachidae	0	0	1	0	0	0	0	1	1	100
Ranidae	1	8	43	55	43	141	84	375	107	29
Rhacophoridae	18	17	50	33	25	57	63	263	118	45
<b>TOTAL ANURA</b>	<b>20</b>	<b>30</b>	<b>126</b>	<b>136</b>	<b>100</b>	<b>298</b>	<b>206</b>	<b>917</b>	<b>312</b>	<b>34</b>

**Obr. č. 10: Počet druhů v rámci čeledi v kategoriích IUCN červeného seznamu zahrnující tyto stupně ohrožení: EX, vyhynulý (Extinct); EW, vyhynulý v přírodě (Extinct in the Wild); CR, kriticky ohrožený (Critically Endangered); EN, ohrožený druh (Endangered); VU, zranitelný (Vulnerable); NT, téměř ohrožený (Near Threatened); LC, málo dotčený (Least Concern); DD, chybí údaje (Data Deficient); počty ohrožených druhů jsou shrnuty ve třech sloupcích: Celkový počet druhů; Počet ohrožených nebo vyhynulých druhů a % ohrožených nebo vyhynulých druhů (Zdroj: Stuart et al., 2008).**

Čeď Rhacophoridae má mimořádně vysoké procento ohrožených druhů, které je (Obr. č. 10) až 45 %. V čeledi Bufonidae je ohroženo více než 40 % druhů, podobně jako v Neotropické a Afrotropické oblasti. Většina těchto ohrožených druhů jsou závislé na čistých horských bystřinách v lesích, kde se rozmnožují. I sebemenší znečištění vody např. vlivem těžby dřeva, může nepříznivě ovlivnit vývoj pulců. Druhy z čeledi Megophryidae jsou závislé na stejných stanovištích, také jsou podobně jako druhy z čeledi Bufonidae ovlivněny znečištěním a zanášením vod a rovněž čelí vysoké úrovni ohrožení, které je 30 % (Stuart et al., 2008). Indomalajské druhy čeledi Ranidae čelí rozsáhlým hrozbám v podobě ztrát přirozených stanovišť vlivem tvorby orné půdy k výrobě potravin. Druhy z čeledi Microhylidae mají nejnižší stupeň ohrožení, ale u více než 27 % druhů chybí údaje a jsou řazeny do kategorie DD – nedostatek údajů, která je vyšší než u jakékoliv jiné čeledi žab, tudíž stupeň ohrožení může být podhodnocen. Pro čeď Hylidae nepředstavuje ohrožení žádné velké hrozby v této oblasti. Naprostá většina (90 %) ohrožených obojživelníků v Indomalajské oblasti jsou buď ohrožené nebo zranitelné. Mimo jiné, 17 druhů z celkového počtu 32 kriticky ohrožených druhů je z čeledi Rhacophoridae (Stuart et al., 2008).



#### **3.4.4.1 Biotop a ekologie obojživelníků Indomalajské oblasti**

Většina Indomalajských obojživelníků, celkem 82 %, se vyskytuje v lesích, z toho 66 % v nížinných tropických lesích a 47 % v horských tropických lesích, přičemž některé druhy se mohou vyskytovat současně v obou typech lesů. Stejně jako v jiných geografických oblastech, jsou lesní druhy obojživelníků více ohroženy než v jiných biotopech. Druhy obývající horské lesy jsou více ohroženy než druhy v nížinných lesích. Nicméně míra ohrožení tropických druhů nížinných lesů v Indomalajské oblasti (33 %) je vyšší než v Afrotropické oblasti (23 %) a velmi podobná Neotropické oblasti (30 %). Z vodních biotopů je nejvyšší úroveň ohrožení v tekoucích sladkovodních tocích. Stejně tak jako v jiných geografických oblastech, lesní biotopy spolu s tekoucími sladkovodními toky jsou nejvíce ohrožené pro obojživelníky než jiné biotopy. Kombinace preferencí stanovišť je spojena s rychlým poklesem populace obojživelníků na celém světě (Stuart et al., 2004).

Téměř jedna čtvrtina obojživelníků (23 %), může přežít v sekundárních pozemních stanovištích, zvláště v Indomalajské oblasti. Obojživelníci vyskytující se v savanách, křovinách, suchých a polosuchých oblastech, mají nižší pravděpodobnost, že budou ohroženi, než v jiných biotopech (Stuart et al., 2008).

### 3.5 PŘÍČINY OHROŽENÍ ŽAB

Existuje několik faktorů, které vyvolávají pokles obojživelníků po celém světě (Obr. č. 14). Vědci uvádějí šest velkých hrozeb pro obojživelníky (Blaustein a Kiesecker, 2002; Collins a Crump, 2009).

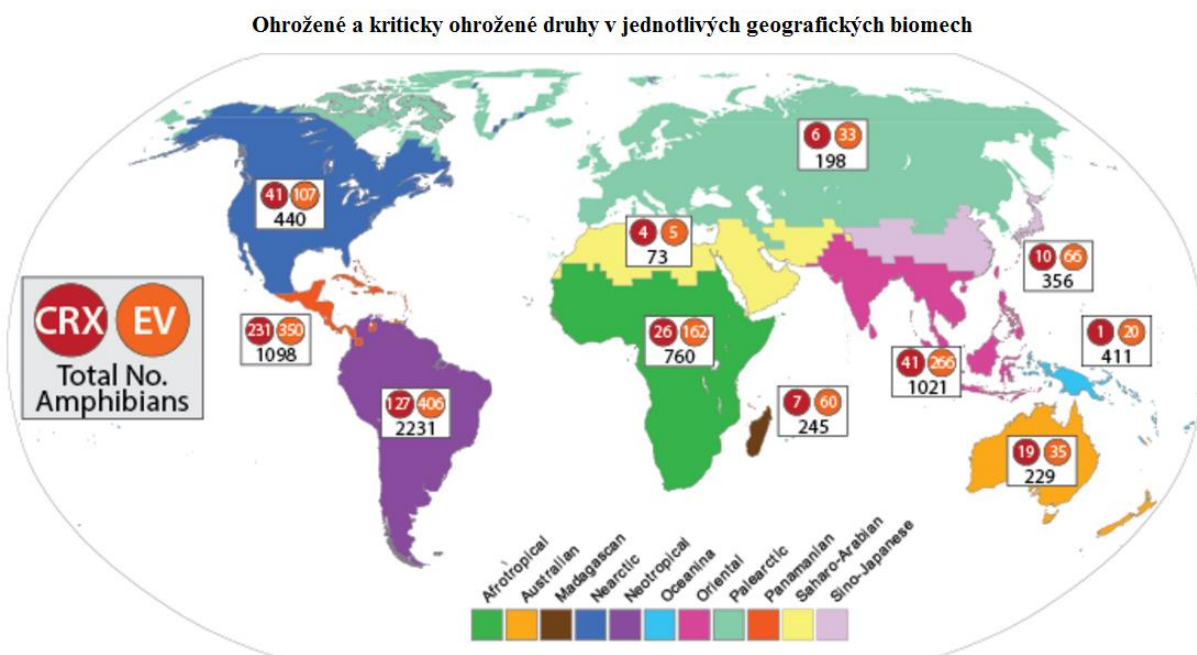
Prvním z nich je změna stanovišť, jejich ničení a fragmentace (Alford a Richards, 1999). V Indomalajské oblasti je ztráta lokalit hlavní hrozbou pro obojživelníky, ohrožuje až 90 % zde žijících obojživelníků (Stuart et al., 2008). Druhou hrozbou je využívání obojživelníků jako potraviny, domácí zvíře či k léčivým účinkům (AmphibiaWeb, 2016). Celkem 112 druhů obojživelníků Indomalajské oblasti je využíváno jako potravina, 31 druhů jako domácí zvíře a 27 druhů v lékařství (Stuart et al., 2008). Třetí hrozbou je úmyslné či neúmyslné vysazení nepůvodních druhů, které často bývají v kompetici s nativními obojživelníky. Čtvrtou hrozbou je chemická kontaminace půd, např. pesticidy, těžkými kovy atd., které mohou obojživelníky buď zabít, nebo je ovlivnit mnoha dalšími způsoby (Alford a Richards, 1999). Znečištění přirozených stanovišť obojživelníků ohrožuje téměř třetinu druhů v Indomalajské oblasti (Stuart et al., 2008). Pátou hrozbou pro obojživelníky je globální změna klimatu, žáby jsou citlivé i na malé změny teplot a vlhkosti. Poslední šestou hrozbou je houbové onemocnění chytridiomykóza způsobené houbou zvanou *Batrachochytrium dendrobatidis* (Blaustein a Kiesecker, 2002; Collins a Crump, 2009; AmphibiaWeb, 2016). Tento patogen je spojen s globální ztrátou stovek druhů obojživelníků a představuje velkolepé ztráty biologické rozmanitosti (AmphibiaWeb, 2016).

	Druhů celkem	%	Ohrožených	%
Úbytek vhodného prostředí	3 700	63	1 655	87
Znečištění prostředí cizorodými látkami	1 122	19	544	29
Požáry	615	10	290	15
Nemoci	451	8	362	19
Invazní nepůvodní druhy	456	8	207	11
Lov pro konzumaci lidmi a pro další využití	250	4	105	6
Jiná činnost člověka	243	4	151	8
Přírodní katastrofy	220	4	128	7
Náhodná úmrtnost	47	1	22	1
Jiné	19	0	5	0

**Obr. č. 11: Hlavní činitelé ohrožující obojživelníky v celosvětovém měřítku (Zdroj: Stuart et al., 2008).**

Za největší hrozbu pro obojživelníky je považována ztráta stanoviště, která ohrožuje obojživelníky po celém světě (Alford a Richards, 1999; Lahti, 2001; Cushman, 2006; Stuart et al., 2008) (Obr. č. 11).

Ze všech obratlovců jsou obojživelníci nejvíce ohrožení vyhynutím (Cushman, 2006) (Obr. č. 12). To je považováno za přímý důsledek extrémní zranitelnosti obojživelníků spojenou s jejich úzkými požadavky na životní prostředí, jako jsou vlhkost, teplota a další faktory (Duellman, 1986). Citlivost žabí populace může způsobit nevratné změny v jejich druhové skladbě. Narušená oblast mívá nižší rozmanitost a hojnost původních druhů (Connor a McCoy, 1979).



**Obr. č. 12: Počty kriticky ohrožených a ohrožených druhů znázorněny globálně v jednotlivých geografických regionech definovaných dle Wallaceho. Červeně jsou znázorněny kriticky ohrožené a vyhynulé druhy, oranžově jsou označeny počty ohrožených či zranitelných druhů obojživelníků (Zdroj: AmphibiaWeb, 2016).**

Nejvíce ohrožené jsou druhy s úzkými preferencemi, které vyžadují specifické oblasti, kde jakýkoliv zásah do jejich přirozeného prostředí může vést k rychlému poklesu nebo úplnému vymizení druhu (Stuart et al., 2004).

Critically Endangered (CR)																
Group	1996/98	2000	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Mammals	169	180	181	184	162	162	163	188	188	188	194	196	196	213	209	204
Birds	168	182	182	182	179	181	189	190	192	190	189	197	198	213	218	225
Reptiles	41	56	55	57	64	73	79	86	93	106	137	144	164	174	180	237
Amphibians	18	25	30	30	413	442	441	475	484	486	498	509	520	518	528	546

Endangered (EN)																
Group	1996/98	2000	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Mammals	315	340	339	337	352	348	349	448	449	450	447	446	447	477	481	464
Birds	235	321	326	331	345	351	356	361	362	372	382	389	397	419	416	448
Reptiles	59	74	79	78	79	101	139	134	150	200	284	296	329	356	361	421
Amphibians	31	38	37	37	729	738	737	755	754	758	764	767	783	789	810	852

Vulnerable (VU)																
Group	1996/98	2000	2002	2003	2004	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Mammals	612	610	617	609	587	583	582	505	505	493	497	497	500	509	507	526
Birds	704	680	684	681	688	674	672	671	669	678	682	727	713	741	741	787
Reptiles	153	161	159	158	161	167	204	203	226	288	351	367	386	397	403	421
Amphibians	75	83	90	90	628	631	630	675	657	654	655	657	647	650	656	670

**Obr. č. 13: početní změny živočišných druhů (savci, ptáci, plazi a obojživelníci) v ohrožených skupinách (CR, EN, UV) od roku 1996 do roku 2016. CR – kriticky ohrožený; EN – ohrožený; VU – zranitelný.**

Z obrázku č. 13 vyplývá, že nejvyšší počet ohrožených druhů je právě u obojživelníků, a to ve skupinách kriticky ohrožený a ohrožený (Zdroj: <http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>).

### 3.5.1 NEGATIVNÍ ANTROPOGENNÍ ČINNOST OVLIVŇUJÍCÍ UBÝVÁNÍ OBOJŽIVELNÍKŮ

Mezi nejzávažnější antropogenní činnosti, které ovlivňují ubývání obojživelníků v Indomalajské oblasti, se řadí ztráta přirozeného prostředí vlivem odstranění vegetace, a to zejména odlesňování, které postihuje 64 % druhů obojživelníků a rozšiřování zemědělských půd, které ohrožuje 61 % druhů obojživelníků. Následuje urbanizace a průmyslový rozvoj, které ohrožují 46 % druhů. Vytváření plantáží ohrožuje 18 % druhů. Ve většině případů, živočišná produkce představuje méně výraznou hrozbu pro obojživelníky (Stuart et al., 2008).

Bylo prokázáno, že vytváření pastvin a hydrologických změn má v globálním měřítku nepříznivý vliv na společenstvo obojživelníků, zejména v tropických vlhkých oblastech (Jansen a Healey, 2003; Pineda a Halffter, 2003). Přeměna přírodního prostředí tropů na pastviny či zemědělskou půdu může vytvořit bariéry, které brání přirozenému proudění populací obojživelníků (De Sá, 2005). Tyto překážky zabraňují přenosu genů mezi populacemi, kromě zvýšené míry

úmrtnosti a výskytu infekcí dochází ke snížení schopnosti znovu osidlovat tzv. re-kolonizace obojživelníků (Jansen a Healey, 2003; Cushman, 2006).

Některé výzkumy ukázaly, že obojživelníci mohou být dobrými modely hodnocení kvality životního prostředí, neboť představují fyziologické a ekologické vlastnosti, které je činí citlivé na změny, ke kterým dochází v důsledku destrukce, jako jsou například odlesňovací procesy (Jansen a Healey, 2003; Pineda a Halfpeter, 2003; Cushman, 2006).

Studie ukazují, že existuje pozitivní vztah mezi porostem a rozmanitostí tzv. diverzitou obojživelníků (Pineda a Halfpeter, 2003). Cushman (2006) také pozoroval, že ztráta porostu snižuje schopnost obojživelníků šířit se, tzv. vagilitu, a to zejména v juvenilních stádiích. Toto období je pro obojživelníky klíčové, protože se v něm juvenilní stádia přesouvají do nových vodních ploch za účelem reprodukce (Jansen a Healey, 2003; Cushman, 2006). Právě proto tyto nepříznivé podmínky, způsobené rozšířením pastvin, omezují pohyblivost obojživelníků, a ti se tak nemohou rozptýlit do míst s vysokou vlhkostí (Jansen a Healey, 2003). Mimo jiné, snižování početnosti populací některých druhů obojživelníků přímo souvisí s intenzitou spásání na pastvinách, proto se diverzita obojživelníků snižuje se zvyšováním intenzity spásání. (Jansen a Healey, 2003). Toto nastává díky tomu, že dobytek přímo ovlivňuje hutnost a erozi půdy, růst a druhové složení trav na pastvinách, kvalitu a množství vody, které je k dispozici pro obojživelníky v období rozmnožování (Jansen a Healey, 2003; Cushman, 2006).

Mezinárodní obchod s obojživelníky ovlivňuje stav ochrany druhů těchto zvířat (Gratwicke et al., 2010). Žabí stehýnka jsou považována za kulinářskou pochoutku ve většině regionů světa, včetně Evropy, USA, Asie a Austrálie (Jennings a Hayes, 1985). Existuje málo informací o objemu vývozu žabích stehýnek, údaje jsou k dispozici pouze pro určitá období (Barfield, 1986; Niekisch, 1986). Mezery ve znalostech obchodu s jedlými indonéskými žábami ztěžují vyhodnocení dopadu tohoto obchodu na volně žijící populace žab (Kusrini a Alford, 2006). Indonésie je jedním z největších světových vývozců žabích stehýnek k přímé spotřebě (jako potravina) (Niekisch, 1986). Většina žab je lovena v přirozeném prostředí na ostrově Jáva, převážně jde o skokana krabožravého *Fejervarya cancrivora* (75 %) a skokana velkozubého *Limnonectes macrodon* (19 %) (Kusrini a Alford, 2006).

Dostupné údaje ukazují rostoucí počet žabích stehýnek, vyvezených z Indonésie. V průběhu let vzrostl vývoz žabích stehýnek z přibližně 28 tun v roce 1969 na zhruba 5 600 tun v roce 1992. V roce 2002 klesl vývoz na přibližně 3 800 tun. Silný nárůst vývozu z Indonésie po roce 1985 odpovídal zákazu vývozu jedlých žab ve stejném roce z Indie a Pákistánu, dříve hlavních vývozců žabích stehýnek. I přesto je stále větší množství žab určeno pro místní spotřebu (Kusrini a Alford, 2006).

### **3.6 MOŽNOSTI OCHRANY ŽAB**

Dle Amphibian (2014) jsou klíčem k úspěšné ochraně tyto tři parametry: zachování přirozeného prostředí obojživelníků, podpora výzkumů a v neposlední řadě vzdělávání lidí o důležitosti obojživelníků.

Pouze prostřednictvím průzkumů a monitoringu lze identifikovat dopady některých hrozeb na obojživelníky. Díky tomuto poznání lze včas zareagovat a zabránit dalším poklesům obojživelníků (Amphibian, 2014).

### **3.7 BIOM**

Biomy jsou oblasti vegetace, které se vyznačují stejnou formou života (Woodward et al., 2004).

Biom je tradičně definován jako kombinace živých forem a klimatu. Biomy jsou široce využívány k vyjádření zdrojů biologické rozmanitosti tzv. biodiverzity v mezikontinentálním měřítku (Bunce et al., 2013).

Jeník (1973) definuje biom jako početnou paletu fyziognomicky výrazných společenstev rostlin a živočichů, které odrážejí ve svém složení místní klima a půdu a jsou tedy jakýmsi „vykrytalizovaným prostředím“.

### 3.7.1 CHARAKTERISTIKA BIOMU TROPICKÉHO DEŠTNÉHO LESA

Tropický deštný les je jeden z nejrozmanitějších ekosystémů na planetě (Bierregaard et al., 1992). Tyto lesy zaujímají pouhých 4,7 % zemského povrchu, a i přesto se dají považovat za centrum světové biologické rozmanitosti (Mrázková, 2012). Jsou domovem pro polovinu až dvě třetiny všech druhů rostlin a živočichů na zemi (Bierregaard et al., 1992). Vyskytuje se zde kolem 40 % všech rostlinných a živočišných druhů přítomných na zemi (Nováček, 2003) a mnoho dalších nových druhů stále čeká na své objevení. Na 1 ha tropického deštného lesa může růst 40 až 90 druhů stromů (Jeník, 2009), přičemž na jednom stromu žije několik desítek druhů hmyzu a dalších živočichů (Mrázková, 2012).

Tropický deštný les představuje zalesněný biotop nacházející se v rovníkové tzv. intertropické zóně po obou stranách rovníku, tedy mezi 23° 27' severní šířky a 23° 27' jižní šířky (Jeník, 1973). Všeobecně se dá klima tropického deštného lesa charakterizovat jako vlhké, horké a celoročně teplotně vyrovnané (Waide, 2008). Teploty se zde pohybují mezi 24 °C až 28 °C a ročně tu spadne přes 1 500 mm srážek (Jeník, 2009). Obecně platí, že teplota a srážky určují rozložení příslušného biotopu (Příloha č. 4; Obr. č. 34).

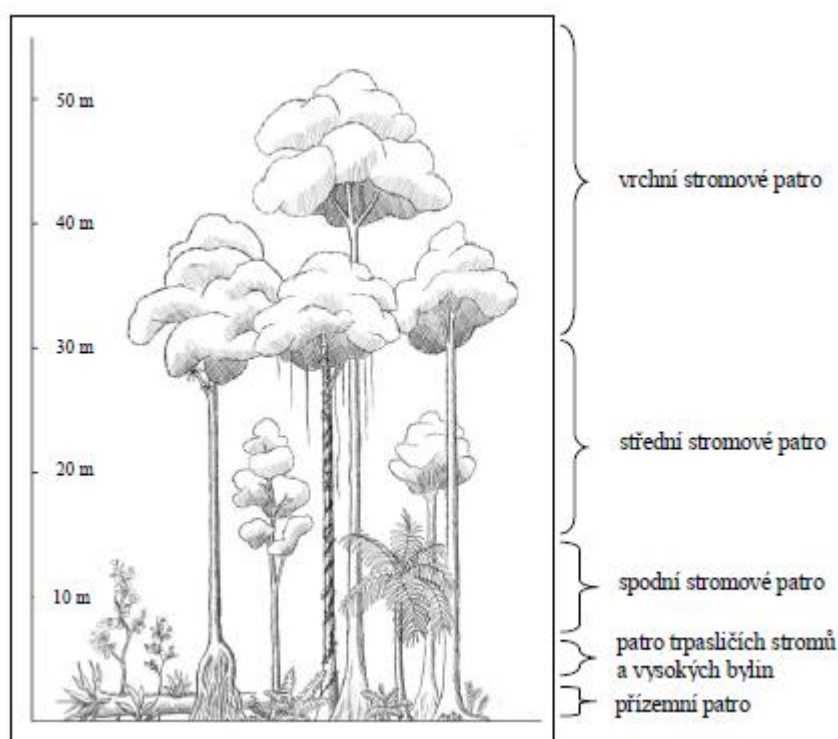
Deštné lesy pomáhají udržovat klima regulováním atmosférických plynů a stabilizací dešťových srážek, chrání půdu proti desertifikaci, tzv. procesu rozšiřování pouště a poskytují řadu dalších ekologických funkcí (Butler, 2012a).

Občas se lze setkat s použitím přívlastku „stálezelený“, který slouží k odlišení od tropických opadavých lesů. Tropický deštný les bývá často nesprávně nazýván „pralesem“ či „džunglí“, kterou se ale může stát až po zásahu člověkem (Jeník, 2009).

Dle složitosti struktury vegetace, vysoké taxonomické různorodosti a specifčnosti biologických vztahů se rozlišují vlastnosti tropických deštných lesů. Biologická rozmanitost deštných lesů je ve srovnání s jinými suchozemskými ekosystémy vysoká (Waide, 2008).

Půda v tropických lesích je obvykle stará a chudá na živiny. Tropické lesy s vysokou rozmanitostí mohou na těchto půdách existovat, protože jsou schopny živiny efektivně recyklovat (Waide, 2008). Kořeny deštných lesů směřují vodorovně, aby v povrchových vrstvách získaly minerály a vodu, které nemohou čerpat z chudé půdy (Jeník, 1973).

Tropický deštný les je stále zelený porost tvořený směsí gigantických i trpasličích stromů, bohatý na liány se silným dřevnatým stonkem a s četnými dřevinnými i bylinnými epifyty (Blackwell, 2014). Je zde uložena největší část biomasy země, 900 miliard tun sušiny, tedy přibližně polovina veškeré organické hmoty na povrchu zeměkoule, včetně oceánů. Dřeviny jsou dominantou tropického deštného lesa nejen z hlediska kvantitativního, ale také tvoří až 90 % všech druhů cévnatých rostlin. Patří mezi ně morfologicky velmi různotvárné stromy, rozmanité keře, liány a epifyty. Celou strukturu tropického deštného lesa lze prostorově rozčlenit do několika nadzemních pater (Jeník, 1973). Vrchní stromové patro, střední stromové patro, spodní stromové patro, keřové patro a přízemní patro (Obr. č. 14).



**Obr. č. 14: Vertikální struktura tropického deštného lesa** (Zdroj: [https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/3d/Sademets%C3%A4n\\_rakenne.gif](https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/3d/Sademets%C3%A4n_rakenne.gif)).



### **3.7.1.1 Vrchní stromové patro**

Tento typ patra je tvořen korunami gigantických stromů až do výšky 60 m (Valíček a kol. 2002). Typickými zástupci je čeleď dvojkřídláčovitých *Dipterocarpaceae*. Tyto stromy vynikají nad souvislou úroveň středního stromového patra, rostou izolovaně a často se ani vzájemně nedotýkají (Jeník, 1973). Plně využívají slunečního záření pomocí široce rozložených korun (Valíček a kol. 2002). V tomto patře je mimořádně bohatý a pestrý život hmyzu, obojživelníků, plazů, ptáků, hlodavců, netopýrů, šelem, poloopic a opic (Jeník, 2009).

### **3.7.1.2 Střední stromové patro**

Je tvořeno hustou clonou stínomilných druhů stromů, lián a mladších exemplářů gigantických stromů, které dorůstají do výšek 10 až 30 m (Jeník, 1973). Vytváří souvislou vrstvu tzv. střechu tropického deštného lesa, která pohlcuje nejvíce světla (Osborne, 2000). Právě toto patro tvoří temné přístřeší. Zde se pohybují specializované druhy hmyzu a také vybrané druhy primátů a dalších savců, které patro většinou neopouštějí, nesestupují na zem, ani nevystupují do vrchního patra (Jeník, 1973).

### **3.7.1.3 Spodní stromové patro**

Sahá až do výšky deseti metrů a je charakteristické malým množstvím světla. Patro je osazeno mladšími exempláři vyšších stromů a kmenů starých stromů (Pavliš, 2000; Valíček a kol. 2002) a početnou skupinou stromků nižšího řádu. V tomto patře žijí stínomilné druhy hmyzu a ptactva (Jeník, 1973).

### **3.7.1.4 Keřové patro**

Je tvořeno semenáčky s nárstem stromů a keřů do výšky jednoho až pěti metrů (Jeník, 1973). Pro toto patro jsou typické dřeviny s krátkým kmenem a světelně nenáročnými kapradinami menšího vzrůstu (Valíček a kol. 2002).

### **3.7.1.5 Přízemní patro**

Je tvořeno jednoletými semenáčky, širokolistými bylinami, travinami se širokými čepelemi, kaprad'orosty a mechorosty. Tyto rostliny jsou spolu s listovovou opadankou a spadlými plody trvalým domovem mnoha pozemních živočichů, např. i kopytníků (Jeník, 1973). Doménou jsou

široké opěrné kořeny stromů (Obr. 15 a 16), jejichž výhodou je větší stabilita stromu v bahnitě půdě (Waide, 2008).



**Obr. č. 15 a 16: Široké opěrné kořeny stromů v tropickém deštňém lese na Sumatře (Autor: Johánková, 2016).**

Výše uvedený popis struktury tropického deštňého lesa je pouze základní. V těchto lesích rostou a žijí miliony různých druhů rostlin a živočichů, které obývají jednotlivá stromová patra. Fauna a flóra vytváří složitý systém, ve kterém jsou jednotlivé druhy závislé na existenci druhých. Každý živočich či rostlina má svoji funkci a své vazby, které jsou důležité pro celkovou rovnováhu v daném ekosystému (Jeník, 1973).

Tropické deštňé lesy vlivem lidské činnosti v některých oblastech téměř zmizely (Waide, 2008). Při zásahu zvenčí, ať už se jedná o přírodní jev (činnost větru, povodeň, apod.) nebo zásah člověka (deforestace, dopravní infrastruktura, apod.) je tento systém silně narušen a zasáhne téměř celou strukturu tropického lesa. Vážně může být narušen například potravní řetězec nebo mohou být zničeny přirozené migrační koridory zvířat (Jeník, 1973).

### **3.7.2 FUNKCE TROPICKÉHO DEŠTNÉHO LESA**

Tropické deštňé lesy nemají zásadní význam jen pro zachování biologické rozmanitosti ve světě (Gibson et al., 2011), ale také zajišťují nezbytné ekosystémové služby včetně regulace klimatu, ukládání uhlíku a evapotranspiraci. Evapotranspirace neboli celkový výpar vody zahrnuje fyzikální výpar tzv. evaporaci a výdej vody (zejména listy) tzv. transpiraci rostlin (Schwaiger a Bird, 2010).

Stromy tropického deštného lesa čerpají vodu prosakující do lesní půdy a uvolňují ji zpět do atmosféry, kde se z ní vytváří mlha a mraky. Tropické deštné lesy tak regulují dešťové srážky, kterými ochlazují lokální klima. Vytvořené mraky odrážejí více slunečního záření zpět do vesmíru, a tím napomáhají ochlazování celé země (Jackson et al., 2008). Lesní ekosystémy slouží jako rezervoáry dešťové vody, kterou filtrují a zásobují jí potoky, řeky a jezera. Změny ve struktuře lesní krajiny, způsobené především deforestací, zapříčiňují zvýšení teploty ovzduší, snížení dešťových srážek a vlhkosti a samozřejmě celkové oteplování klimatu. S tím souvisí rozšiřování suchých a vyprahlých oblastí na zemi (Laurance, 1999).

Tropické deštné lesy jsou také považovány za „plíce naší planety“, jelikož produkují kyslík a váží na sebe oxid uhličitý (Nováček, 2003). S tímto označením však mnoho vědců nesouhlasí, poněvadž výzkumy dokazují, že u rostlin je sice kyslík vyráběn fotosyntézou, ale stejné množství kyslíku je spotřebováno při jejich hynutí a rozkladu. Produkce kyslíku rostlinami tak má nulovou nebo pouze mírně kladnou bilanci (Moran, 1993).

Velmi důležitá je již zmíněná funkce rostlin, rovněž tedy i lesů, vázat na sebe oxid uhličitý. Rostliny při fotosyntéze, kromě pohlcování slunečního záření, vstřebávají uhlík z ovzduší a ukládají ho do organických látek ve svém těle. Tropický deštný les je nesmírně velkým rezervoárem uhlíku. Obsahuje kolem 55 % světového organického uhlíku, který je obsažen nejen v rostlinné vegetaci, ale i v půdě deštných lesů. Je ho zde uloženo stejné množství, jako je obsažené v nadzemní biomase tropického deštného lesa (Chiti et al., 2010).

Problém nastává při vypalování lesů, kdy se vázaný oxid uhličitý ve formě skleníkového plynu opět uvolňuje do atmosféry a přispívá tak ke globálnímu oteplování planety. Až 20 % emisí oxidu uhličitého v atmosféře je způsobeno právě celosvětovým odlesňováním (Vidal, 2009).

Půdy v tropickém deštném lese jsou chudé na obsah živin. Většina cenných živin je uložena v tělech rostlin a stromů. Díky klimatickým podmínkám a hojnosti rozkladačů tzv. dekompozitorů, probíhá rozklad organické hmoty rychle a velmi efektivně. Při úhynu rostlin a živočichů jsou živiny téměř okamžitě rozloženy a vráceny do koloběhu živin. Rostlinná vegetace tyto živiny přijímá například díky mykorhizním houbám připojených na svých kořenech (Gehring, 2003). Mnohdy jsou také živiny, které se nestihnou navrátit do lesního systému, odneseny častými tropickými dešti. Nebýt silných a hustých kořenů stromů, docházelo by zde nejen k odplavení živin, ale i půdy, která

by zanášela blízké vodní toky. Vedle ochrany půdy před půdní erozí a sesuvům půdy, brání stromy také erozi větrné (Blackwell, 2014).

Tropické deštné lesy jsou rovněž zdrojem plodů, hub, aromatických látek a přírodních barviv, pro některé jsou také zdrojem rostlin či zvířat směřujících na černý trh, a v neposlední řadě jsou i zdrojem důležitých léčiv. Ne náhodou jsou tropické deštné lesy považovány za největší „lékárnu“ světa. Více než 25 % našich novodobých léků je vyrobeno právě z tropické lesní vegetace. Doposud byl přitom nalezen a zkoumán pouze malý zlomek rostlinných druhů. Vědci jsou přesvědčeni, že vysoké procento ještě stále čeká na své objevení (Laurance, 1999).

### **3.8 SPECIFICKÉ BIOMY INDONÉSIE**

Indonésie má se 191,9 mil. ha z celkové plochy, včetně 9,2 mil. ha vnitrozemských vod, největší plochu tropických deštných lesů na světě (FAO, 2010). Země je charakteristická bohatstvím mangrovových lesů podél vodních břehů, nížinných deštných lesů, horských lesů ve vnitrozemí Sumatry, Sulawesi a Bornea, a také podhorských a vysokohorských vegetací v Papui Nové Guinei. V jižní části Kalimantanu a Sumatry navíc tvoří obrovské plochy rašelina lužních lesů (Kartawinata, 2005).

Indonésie je jedna z pěti nejvíce druhově různorodých zemí na světě (Mackinnon, 1997). Indonéské souostroví se skládá přibližně z 17 800 ostrovů táhnoucích se od východu k západu v délce 5 200 km napříč mezi dvěma kontinentálními šelfy – Sundským a Sahulským (Mackinnon, 1997; Kartawinata, 2005). Indonésie se vyznačuje velmi rozmanitou geografickou strukturou vysokých pohoří, sopek, niv, jezer, močálů a mělkých pobřežních vod. Souostroví vykazuje biologickou rozmanitost a druhovou bohatost nalezenou v několika dalších oblastech jihovýchodní Asie (Mackinnon, 1997). Indonésie pokrývá jen 1,3 % půdy zemského povrchu, přesto jsou zdejší lesy domovem asi 10 % všech druhů kvetoucích rostlin, 17 % druhů ptáků, 12 % druhů savců, 16 % druhů plazů a 16 % všech druhů obojživelníků (Wakker, 2004).

#### **3.8.1 INDOMALAJSKÝ TROPICKÝ DEŠTNÝ LES**

Biom tropického deštného lesa lze geograficky rozdělit do několika zoogeografických oblastí: Australská, Jihoamerická, Etiopská, Nearktická, Palearktická a Indomalajská zoogeografická oblast. Indomalajský tropický deštný les je rozšířen od vlhkých částí indického subkontinentu a Srí Lanky přes jihovýchodní okraj asijské pevniny až do Malajsie a Indonésie. Ve složení tohoto lesa je význačné zastoupení stromů čeledi dvojkřídláčovitých Dipterocarpaceae a bukovitých Fagaceae, které nezřídka tvoří dominanty lesa. Mezi epifyty jsou vedle vstavačovitých Orchidaceae četné kaprad'orosty Pteridophyta a čeleď klejichovitých Asclepiadaceae. Nejen ze stránky floristické, ale i z hlediska faunistického se jedná o nejbohatší geografickou variantu tropického deštného lesa (Jeník, 1973).

### **3.8.1.1 Primární les**

V obecném pojetí je primární les biom, který dosáhl vysokého věku bez významného narušení, vykazuje jedinečné ekologické vlastnosti a může být označen jako vrchol ekosystému (White a Lloyd, 1994). Původní, člověkem nezasazený les není neproniknutelná houština, ale dobře průchodný poměrně světlý porost. Velkých kmenů je méně než drobnějších forem porostu (Jeník, 1973). Typickými znaky primárního lesa jsou přítomnost starších stromů, minimální vliv narušení člověkem, rozdílné stáří stromů, přítomnost průzorů ve stromové klenbě způsobených padlými stromy, členitý reliéf, padlé dřevo v různých stádiích rozkladu, stojící pahýly stromů, víceúrovňová klenba stromů, neporušená zemina, zdravý ekosystém hub a přítomnost indikujících druhů (Blackwell, 2014).

Primární les tvoří směs dřevin různých věkových kategorií. Nové stromy regenerují vzájemně časově nezávisle, protože každý z nich má různé prostorové umístění a tím přijímá i různé množství světla (Jeník, 1973). Smíšený věk lesa je důležitým kritériem pro určení, zda les vytváří relativně stabilní ekosystém v dlouhodobém horizontu. Klimax (finální stádium sukcese), věkově stejně starý les degraduje v relativně krátkém časovém období, to má za následek nový cyklus lesní sukcese. Stejně staré porosty tvoří méně stabilní ekosystém (Blackwell, 2014).

Primární lesy jsou biologicky rozmanité a jsou domovem mnoha vzácných druhů, především ohrožených druhů rostlin a živočichů. Biodiverzita může být vyšší nebo nižší v primárním lese ve srovnání s druhotným lesem v závislosti na konkrétních okolnostech, jako jsou proměnlivé prostředí a geografická poloha. Kácení primárních lesů je spornou otázkou v mnoha částech světa. Nadměrná těžba dřeva snižuje biologickou rozmanitost, ovlivňuje nejen les samotný, ale i původní druhy, které spoléhají na lesní stanoviště (Jeník, 1973).

### **3.8.1.2 Sekundární les**

Sekundární lesy nazývané také jako druhotné lesy, jsou lesy, které byly do značné míry ovlivněny přírodními procesy, odstraněním nebo dlouhodobým narušením původního lesního porostu člověkem. Velké rozdíly mezi sekundárním lesem a primárním lesem jsou v lesní struktuře a druhové skladbě živočichů. Sekundární vegetace se z obecného hlediska stává nestabilní. Pokud je primární les neustále narušován činnostmi jako je pastva, kácení stromů a časté požáry, sekundární vegetace se obtížně vrací do původního stavu. Může nastat situace, kdy se sekundární

les vrátí k původnímu stavu. Rychlost takové změny závisí na frekvenci a intenzitě narušení (FAO, 2003).

Po tomto zásahu mohou lidé jen zřídka obnovit to, co zničili, když se o to pokusí, sekundární tropický deštný les už nikdy nevyroste do takové podoby, v jaké se nacházel deštný les primární, tedy původní. Sekundární lesy už nikdy nebudou například tak bohaté na biologickou rozmanitost. Fauna, která se nacházela v primárních lesích před jejich narušením, se do sekundárních lesů navrácí mnohem obtížněji, neboť spousta živočichů byla spolu s devastací buď vyhubena např. tygr balijský *Panthera tigris balica* (Schwarz, 1912) a tygr jávský *Panthera tigris sondaica* (Temminck, 1844) (Wibisono a Pusparini, 2010) nebo silně zredukována např. tygr sumaterský *Panthera tigris sumatrae* (Pocock, 1929), nosorožec sumaterský *Dicerorhinus sumatrensis* (Fischer, 1814), orangutan sumaterský *Pongo abelii* (Lesson, 1827), bornejský *Pongo pygmaeus* (Linné, 1760), a mnohé další druhy (Wibisono a Pusparini, 2010).

Frekvence a intezita narušení prostředí spolu s rychlým růstem počtu obyvatel měla za následek rozšiřování sekundárních lesů na úkor primárních. Mezi další faktory ovlivňující tuto skutečnost patří změny ve vlastnictví lesů a využívání půdy v reakci na měnící se tržní a politické síly (USDA, 2016).

### **3.8.1.3 Agrární půda**

Agrolesnictví zahrnuje využívání půdy sázením stromů a keřů, pěstování plodin nebo tvorbu pastvin s cílem vytvořit udržitelné zemědělské systémy, optimalizovat výrobu a minimalizovat negativní účinky na okolí. Biologická rozmanitost v lesnických oblastech je obvykle vyšší než v běžných zemědělských oblastech. Agrolesnictví však může nabídnout vyšší produktivitu, ekonomický přínos a větší rozmanitost v ekologických výrobcích a poskytovaných službách. Agrolesnictví je využíváno celosvětově (Wojtkowski, 2002).

V závislosti na způsobech tvorby zemědělství, mohou mít dopady agrolesnictví vliv např. na snižování chudoby prostřednictvím zvýšené produkce dřeva a dřevěných produktů určených pro vlastní spotřebu a prodej. Dále může obnovit úrodnost půdy pro potravinářské plodiny, také agrolesnictví může přispívat k čistší vodě přes snížení živin v půdě a půdního odtoku, pomáhá proti globálnímu oteplování a hladovění zvýšením počtu proti suchu odolných stromů a jejich následné produkci ovoce, ořechů a jedlých olejů. Lze také pomoci agrární půdy snížit odlesňování tím, že agrární půda poskytuje farmářsky pěstované palivové dříví (USDA, 2012).

### 3.9 VÝVOJ ODLESŇOVÁNÍ PRIMÁRNÍCH LESŮ V JIHOVÝCHODNÍ ASII

Jihovýchodní Asie zažívá v současné době jedno z největších globálních odlesňování (Miettinen et al., 2011).

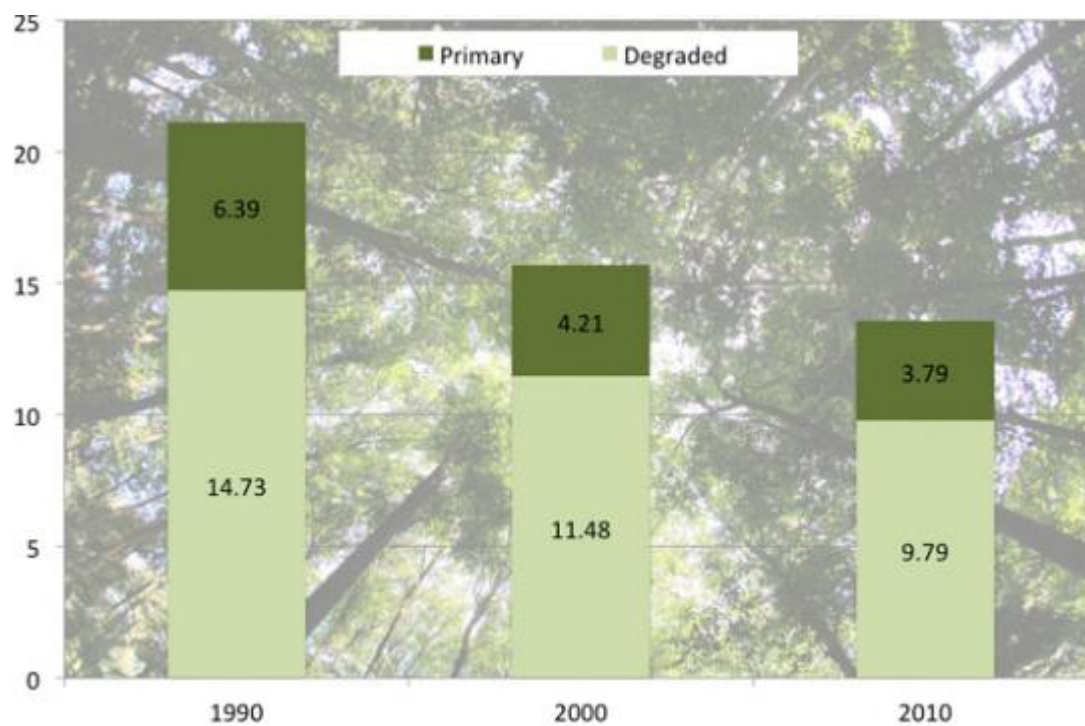
Znehodnocování lesů je nejčastěji volně definováno jako ztráta konkrétního lesa pro výživu a zemědělství. Organizace spojených národů (FAO), například definuje znehodnocování lesů jako "snížení schopnosti lesa poskytovat zboží a služby". Služby mohou zahrnovat biomasu, vázání uhlíku, úpravu vodních poměrů, ochranu půdy a zachování biologické rozmanitosti (FAO, 2010). Jedná se o velmi obecnou definici. Mezivládní panel pro změnu klimatu (IPCC), například definuje znehodnocování lesů jako "přímé antropogenní dlouhodobé ztráty" (IPCC, 2003).

Indonéský zákon o lesních porostech postrádá jakoukoliv právní definici degradace vůbec, ačkoli zpráva ministerstva lesnictví odkazuje na znehodnocování lesů jako "trvalý, člověkem vyvolaný pokles zásob uhlíku" (MoFor, 2008).

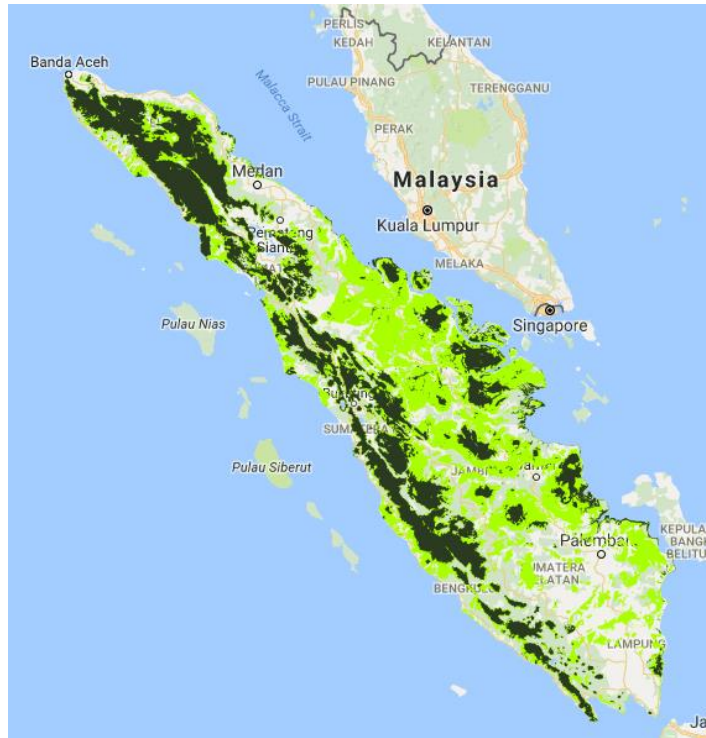
Odhadem 1/3 světové populace je ovlivněna degradací půdy, která zahrnuje erozi půdy, zasolování, rašeliništní a mokřadní odvodňování, stejně jako znehodnocování lesů (UNEP, 2007). Jen v tropech se celková plocha znehodnoceného lesa odhaduje přibližně na 500 mil. ha (Putz a Romero, 2014).

Dle Mackinnona (1997) byla Indonésie v minulosti téměř zcela zalesněna (99,2 % z celkové rozlohy). Rychlost odlesňování se zvýšila od roku 1970 (FWI/GFW, 2002). Podle dlouholetých výzkumů se rozsah lesního porostu na Sumatře snížil za posledních 20 let o 40 % (Margono, 2012) (Obr. č. 17). V roce 2015 tak byl lesní porost snižen na 91,0 mil. ha, (49,8 % z celkové rozlohy) (FAO, 2010). Na ztrátě lesů se podílí mnoho faktorů, např. růst počtu obyvatel, těžba dřeva a posun pěstitelských postupů, stavba silnic, politika, lesní požáry a také globální faktory životního prostředí (Sunderlin a Resosudarmo 1996; Geist a Lambin, 2002). Nejméně polovina úbytku lesů je spojována s lidskou činností (FWI/GFW, 2002).





**Obr. č. 17: Úbytek primárního a celkového lesního porostu na Sumatře v letech 1990 – 2010 (v mil. ha). Primární les se snížil o 40 % a celkový lesní porost o 36 % (Zdroj: <https://news.mongabay.com/2012/08/rainforests-decline-sharply-in-sumatra-but-rate-of-deforestation-slows/>).**



**Obr. č. 18: Mapa znázorňující úbytek lesního porostu na Sumatře během let 1985 (světle zelená) až 2014 (tmavě zelená) (Zdroj: <http://maps.eyesontheforest.or.id/>).**

Jak uvádějí Pavlov a Bukvareva (2007) transformace stanoviště přímo ovlivňuje celistvost biologické rozmanitosti. Většina ekosystémů, vzhledem k narušení biotopů, prošla v minulosti velkými změnami v tvářnosti krajiny. Odhaduje se, že 20 - 75 % původní vegetace na celém světě byla přetvořena. Taková degradace prostředí snižuje počet druhů, žijících v roztržitých krajinách, ve kterých je v současnosti velmi výrazná negativní antropogenní činnost (Bawa et al, 2004; Foley et al., 2005). Přeměny životního prostředí způsobují významné ekologické změny na všech úrovních (Glor et al., 2001). Například odlesňování v důsledku zemědělské nebo živočišné výroby způsobuje degradaci a ztrátu půdy, změny mikroklimatu a ztrátu biologické rozmanitosti (De Sá, 2005). Také přeměna lesa na zemědělskou půdu může snížit zásobu živin v půdě (Allen et al., 2016).

V důsledku této devastace přírodního prostředí došlo k velkému snížení ploch nutných pro zachování a rozvoj biologické rozmanitosti (Cardinale et al., 2012). Tento proces se týká zejména přítomnosti a početnosti zde žijících druhů obojživelníků (Jansen a Healey, 2003). Jak uvádějí Jansen a Healey (2003) u tropických druhů je prokázáno, že i nízké až střední úrovně antropogenního narušení mají měřitelné a pronikavé dopady na jejich přežití.

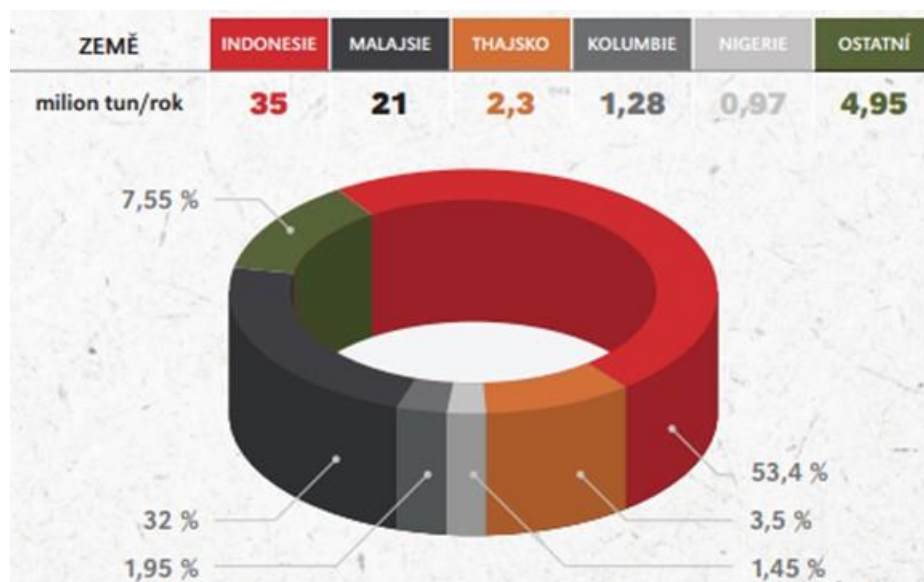
### 3.10 OLEJNICE GUINEJSKÁ *ELAEIS GUINEENSIS* - PALMA OLEJNÁ

Indonésie v současné době prochází rozsáhlou změnou ve využívání půdy. Vyznačuje se poklesem počtu oblastí přírodních ekosystémů a rostoucím množstvím oblastí monokulturních plantáží (Obr. č. 19), a tím vytváří podstatné změny v sociálně-ekologickém systému (Merten et al., 2016).



**Obr. č. 19: Plantáže palmy olejné v Indonésii v okolí hlavního města Sumatry (Autor: Johánková, 2016)**

Zvláště olejnice guinejská *Elaeis guineensis*, která je běžně nazývána jako palma olejná, se v posledních desetiletích v Indonésii rychle rozšířila, z celkového počtu méně než 1 mil. ha v roce 1990 na více než 7 mil. ha roce 2013. Dnes je Indonésie světovým lídrem v oblasti výroby surového palmového oleje (FAO, 2015), společně s Malajsií drží v jeho produkci první místo. Obě země v současné době zajišťují více než 80 % světové produkce palmového oleje (Koh a Wilcove, 2008) (Obr. č. 20).



**Obr. č. 20: Světová produkce palmového oleje (Zdroj: USDA, 2016).**

Olejnice guinejská je palma z rodu *Elaeis*, patří do čeledi arekovití *Arecaceae* a oficiálně byla uvedena do botanické klasifikace v roce 1763. Prvně ji popsal Nicholas Joseph Jacquin (Barcelos et al., 2015). Jsou to stromy s jednoduchým a nevětveným kmenem, který na svém vrcholku nese jediný chochol listů, nazývají se tzv. monokaulní stromy (Jeník, 1973).

Celosvětová poptávka po zemědělských produktech roste (Hansen et al., 2009; FAO, 2016), zejména pokud jde o rostlinné oleje používané jako součást potravin, kosmetiky a biopaliv (Danielsen et al., 2009). Produkce palmového oleje se mezi lety 2004 a 2014 zvýšila o 75 %, hlavně v důsledku rozšíření obdělávané plochy (FAO, 2009).

Palmový olej získal svou pozornost díky některým jeho výhodným vlastnostem. Jako je vysoký obsah nasycených mastných kyselin (41 %), díky nimž je tepelně stabilní, nepřepaluje se, a proto je často využíván při smažení a fritování. Výhodou je také jeho pomalá oxidace, která zajišťuje dlouhodobou trvanlivost potravin a také fakt, že při pokojové teplotě tuhne, což je velmi oblíbenou vlastností v potravinářském průmyslu. Dokonce i z výživového hlediska vychází palmový olej lépe než živočišné tuky jako např. máslo či sádlo (Kvapil a kol, 2016).

V oblastech s palmou olejnou se vyskytuje výrazně méně živočišných druhů, než v lesích a často i méně než u jiných dřevnatých plodin. Další negativní dopady zahrnují fragmentaci a znečišťování stanovišť, včetně emisí skleníkových plynů (Fitzherbert et al., 2008). S rostoucí poptávkou po rostlinných olejích a biopalivech, dochází k silnému překrývání mezi oblastmi

vhodnými pro pěstování palmového oleje a těmi, které jsou nejvíce důležité pro biologickou rozmanitost (Wakker, 2004).

Rozsáhlé změny ve využívání půdy, jako je současná expanze palmového oleje v Indonésii se vyznačují interakcí sociálních, ekonomických a ekologických procesů (Merten et al., 2016).

### **3.10.1 DOPADY PĚSTOVÁNÍ PALMY OLEJNÉ NA BIODIVERZITU**

Indonésie je jedna z vůdčích zemí v počtu ohrožených zvířat. Ohroženo je celkem 1087 druhů, z toho 115 druhů ptáků a 183 druhů savců, což je téměř třetina všech původních savců (Vié et al., 2009). Mnohým vzácným asijským druhům hrozí vyhynutí. V současné době spotřeba palmového oleje představuje vůbec největší hrozbu pro nejvyšší počet zvířecích druhů (Edwards et al., 2013).

Konverze deštného lesa na monokulturní plodinu palmy olejné ničí všechny ekologické niky, narušuje komplexní potravní řetězce a přirozené migrační koridory zvířat. Infrastruktura spojená s rozvojem plantáží vede k vysokým stupňům rozčlenění tzv. fragmentace lesa, vytváří tak snadnější přístup pro pytláky a nelegální lovce. Fragmentace spojená s přeměnou lesa také brání pohybu zvířat mezi různými oblastmi, což má za následek zmenšování teritorií jednotlivých druhů a ohrožení životaschopnosti populací. Díky vysoké výtěžnosti palmových plantáží, které jsou ve většinovém vlastnictví mezinárodních korporací, je i přes veškeré negativní vlivy pěstování palmy olejné v jihovýchodní Asii velmi atraktivní, a to především z ekonomického hlediska (Kvapil a kol, 2016). Dochází k takovému narušení biodiverzity, že to bude mít i v budoucnu negativní vliv na funkčnost celého místního ekosystému druhů (Edwards et al., 2013). Odlesňování a rozšiřování plantáží palmy olejné má za následek vymírání mnoha živočišných druhů, včetně velkých savců, kteří jsou mnohdy neodmyslitelnou součástí tamní přírody a mnoho z nich patří k endemitům této oblasti (Kvapil a kol, 2016).

### **3.10.2 VLIV PALMY OLEJNÉ NA BIOLOGICKOU ROZMANITOST ŽAB**

Ztráta lokality spolu s nadměrným využíváním půdy, její fragmentace, zavedení cizích druhů, nemoci, pesticidy a změna klimatu, způsobily dramatický úbytek druhové bohatosti obojživelníků na světě (Stuart et al., 2004).

Stále rostoucí množství literatury ukazuje značné ztráty biologické rozmanitosti mnoha taxonů při výsadbě palmy olejně. Nicméně, žádné studie přímo nezkoumaly změny biodiverzity v průběhu životního cyklu palmy olejně, ve které palmový olej zraje 25 - 30 let, před opětovnou výsadbou. Tento proces vede k zásadním změnám v okolí palmy olejně, která pravděpodobně ovlivňuje výskyt počtu druhů žab a funkci ekosystému. Porovnáme-li hojnost žab mezi zralými palmami (stáří 21 - 27 let) a novou výsadbou (stáří 1 - 2 roky) palmy na ostrově Sumatra, při rozsahu 2,25 ha pozemku, s výskytem 14 druhů žab z celkového počtu 719 žab, tak diverzita žab byla o 31 % nižší v opětovně nově osázené plantáži (9 druhů žab), než v plantáži se zralými palmami (13 druhů žab).

Zásadním zjištěním předešlého výzkumu byla skutečnost, že celková diverzita žab byla o 47 % nižší ve znovu osázené plantáži palmy olejně, taktéž druhové složení se významně lišilo mezi oběma věky palmy olejně (Kurz et al., 2016).

To ukazuje, že nová výsadba palmy olejně nebo její propojení se zralými palmami může pomoci udržet druhovou různorodost žab v oblastech s palmou olejnou (Kurz et al., 2016).

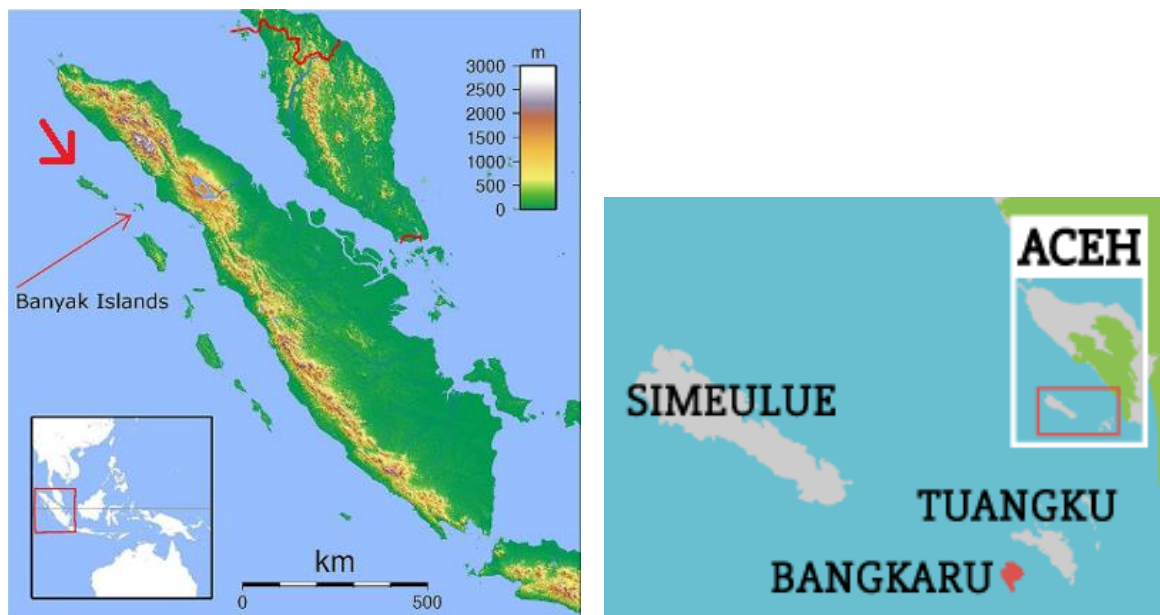
## 4 MATERIÁL A METODIKA

### 4.1 MATERIÁL

Pro terénní výzkum byly použity tyto materiály a přístroje:

- GPS lokátor typu Garmin GPSMAP 62s k určení přesné geografické pozice nálezu vzorků
- mobilní telefon Huawei Honor 40 na nahrávání vokalizace žabích samců
- posuvné měřítko s přesností na desetinu milimetru k měření délky žab
- digitální fotoaparát značky Nikon Coolpix W100 k focení a dokumentaci materiálů
- notebook Asus K53sv k uchovávání, zpracování a archivaci materiálů
- program Microsoft Excel k zápisu údajů
- čelové baterky a baterky do ruky k průzkumu v terénu, k jejich nabíjení byla používána solární nabíječka
- gumové rukavice jako ochrana proti přenosu chorob a parazitů
- desinfekce - 70% ethanol

#### 4.1.1 STUDOVANÁ OBLAST



**Obr. č. 21 a 22: znázorňují mapu Indonéského souostroví zahrnující Sumatru a dvě ostrovní oblasti Simeulue a Bangkaru, kde probíhala výzkumná činnost. Krátká šipka v prvním obrázku ukazuje na ostrov Simeulue a dlouhá šipka na ostrov Bangkaru, oba ostrovy jsou součástí pásu Barusanských ostrovů (Zdroj: <https://www.google.cz/maps/place/Simeulue+Regency,+Aceh,+Indon%C3%A9sie/>).**

##### 4.1.1.1 Ostrov Simeulue

Tato studie byla provedena ve dvou ostrovních oblastech Indonézie. Prvním z nich byl ostrov Simeulue (2 ° 35'N 96 ° 05'E) nacházející se v jihovýchodní Asii, 150 km západně od Sumatry v provincii Aceh, o rozloze 2 310 km<sup>2</sup>. Vybraná plocha zahrnovala agrární půdu o rozloze 2 469 m<sup>2</sup> (N 02°29.666' E 096°21.989').

Populace na ostrově Simeulue čítá 84 933 obyvatel. Hustota osídlení činí 35,5/km<sup>2</sup>. Koncentrace lidí je nejvyšší v okolí hlavního města Sinabang (Baumwoll, 2008). Zbytek ostrova je roztroušeně osídlen. Na ostrově se nacházejí sekundární lesy v méně osídlených částech, agrární půda je naopak typická pro osídlené části ostrova, především využívána pro hospodářské účely jako pastva pro dobytek a pěstování plodin. Roční úhrn srážek se na ostrově pohybuje okolo 297 mm. Topograficky je ostrov tvořen kopci a mírnými svahy do 567 m. n. m (Ripley, 1946). Pobřeží je lemované kokosovými palmami a hřebíčkovými plantážemi. Severní pobřeží je bažinaté



a pokryté mangrovovými lesy (Holmes, 1994). Podél pobřeží se nachází mnoho korálových útesů a malých ostrůvků. Dle Global Forest Watch (2017) začaly na ostrově po roce 2004 vznikat poměrně rozsáhlé palmové plantáže, kvůli kterým bylo vykáceno cca 11 000 ha původního lesa. Dalo by se očekávat, že na tak malém ostrově bude druhová diverzita snížena, nicméně dlouhá doba izolace dala vzniknout mnoha endemickým taxonům (Sugardjito et al., 1989).

#### **4.1.1.2 Ostrov Bangkaru**

Druhým studovaným místem v Indickém oceánu je neobydlený ostrov Bangkaru ( $2^{\circ} 4'$  severní šířky,  $97^{\circ} 7'$  východní délky). Je to druhý největší ostrov souostrovní Banyak.

Souostroví Banyak leží 50 km jižně od ostrova Simeulue, od Sumatry ho dělí méně než 30 km k nejbližšímu ostrovu Balai a 70 km k nejbližšímu Bangkaru. Souostroví o rozloze 319 km<sup>2</sup> se skládá z přibližně 70 ostrovů různých velikostí, při zahrnutí malých mangrovových ostrůvků napočítali místní dokonce 99 ostrůvků (Quimby, 2015). Ostrovy jsou lemovány korálovými útesy, většina z ostrovů je neobydlená. Souostroví má dvě centra, jedno na ostrově Balai a druhé na největším ostrově Tuangku (Quimby, 2015). Celkem žije na souostroví asi 7 000 lidí (Sumatra Eco Tourism, 2017). Souostroví Banyak bylo dvakrát v krátké době zdevastováno vlnou tsunami, poprvé v roce 2004 a podruhé v roce 2005 (Nalbant et al., 2005).

Ostrov Bangkaru je nejzápadnějším ze všech ostrovů, nachází se mezi ostrovy Simeulue a Nias na západním pobřeží Sumatry v provincii Aceh. Je to hornatý ostrov s nejvyšší horou, která dosahuje výšky 300 m. n. m. (Ripley, 1946). Průměrná nadmořská výška ostrova je 119 m. Nejvyšší vrcholky se nacházejí na severozápadní straně ostrova. Bangkaru je jeden z posledních ostrovů v Indonésii s nedotčenou přírodou a primárním lesem. Ze zoologického hlediska je významný především kvůli obrovskému hnízdišti mořských želv, které na plážích denně kladou tisíce vajec (Stringell et al., 2000). Klima ostrova je typicky rovníkové s velmi vysokými teplotami. Průměrná roční teplota je 26,6 °C. Teplota v průběhu roku je relativně konstantní, noci bývají chladnější. Střídá se tu období sucha, které trvá od května do září s obdobím dešťů od října do dubna, kdy je vzácnost vidět půl dne bez srážek. Průměrný roční úhrn srážek dosahuje 285 mm/rok. Srážky vrcholí kolem listopadu. Doba kolem února je nejsušší. Noční obloha bývá obvykle jasná, nerušená světly z nepřírodných zdrojů.

## **4.2 METODIKA**

### **4.2.1 POPIS KLIMATU INDONÉSIE**

Klima Indonésie je dle Köppenovy klasifikace tropické tzv. megatermáního typu s obdobími sucha a monzunů. Období dešťů trvá přibližně od listopadu do konce března, období sucha přibližně od začátku dubna do konce října. Teploty dosahují  $> 25$  °C. V průběhu roku se teploty mění jen mírně. Průměrná vlhkost vzduchu se pohybuje okolo 80 %.

### **4.2.2 TYPY VEGETACE STUDOVANÉ OBLASTI**

Typy vegetace studované oblasti v obou ostrovních oblastech jsou primární les a agrární půda. Přesný popis každého typu prostředí je takový, že primární les či také původní les, nikdy nebyl (nebo jen minimálně) ovlivněn lidmi (Příloha č. 6; Obr. č. 36). Naopak agrární půda byla ovlivněna lidskou činností, jako jsou těžba dřeva a využívání půdy pro hospodářské účely, pastviny pro dobytek a pěstování plodin (Příloha č. 5; Obr. č. 35).

### **4.2.3 METODY SBĚRU ŽAB**

Data byla sbírána dvěma metodami v závislosti na konkrétním typu prostředí. Jiná metoda byla použita pro agrární půdu a primární les. Naopak hledání, manipulace a identifikace obojživelníků probíhala v obou oblastech stejně, nezávisle na typu prostředí.

#### **4.2.3.1 Metodika sběru dat na ostrově Simeulue**

První metoda sběru byla provedena na ostrově Simeulue ( $2^{\circ} 35'N$   $96^{\circ} 05'E$ ) na vymezené ploše agrární půdy o určitém rozměru s charakteristickými vlastnostmi prostředí pro výskyt řádu Anura. Data byla sbírána tzv. „náhodnou chůzí“, tzn. opakovanou chůzí náhodně zvolenou vzdáleností v náhodně zvoleném směru. Třikrát v noci po západu slunce, a to vždy za účasti dvou osob.

#### **4.2.3.2 Metodika sběru dat na ostrově Bangkaru**

Druhá metoda sběru probíhala na ostrově Bangkaru (GPS), pro který je typický primární les. Data byla sbírána na lineárním transektu o délce 1 000 m. Transekt byl prohledán šestkrát v průběhu noci, a to vždy za účasti dvou osob. Oblast hledání byla stanovena přibližně na 3 m plochy kolem transektu. Noční průzkum započal v 19:00 po západu slunce, kdy jsou žáby nejaktivnější. Průzkum probíhal přibližně 2,5 hod. v závislosti na aktivitě žab a počasí.

#### **4.2.4 VYHLEDÁVÁNÍ A SBĚR JEDNOTLIVÝCH DRUHŮ ŽAB**

Obojživelníci na obou ostrovech byli hledáni za použití standardizované metody VES (Visual Encounter Survey) vizuálně (pomocí baterky hlavě v noci), a také akusticky, poslechem a nahráváním vokalizace žabích samců. Každý jedinec byl odchycen ručně. Manipulace probíhala pomocí mokrých gumových rukavic, aby se zabránilo případnému šíření chorob, plísní a parazitů.

Každý jedinec byl nejdříve vyfotografován, a poté změřen. Jedinci byli identifikováni buď přímo na místě, nebo následně pomocí fotografie. Zjištěné údaje byly zaznamenány do poznámkového bloku spolu s dalšími informacemi.

V případě, že nebylo možné chycené zvíře vyfotografovat či zdokumentovat a zaznamenat veškeré parametry, byli jedinci umístěni odděleně do igelitových sáčků pro snazší manipulaci. Plastové sáčky byly perforovány a do každého sáčku byl přidán vlhký substrát.

## **4.2.5 VÝZKUMNÉ METODY**

### **4.2.5.1 Ostrov Simeulue**

Výzkum probíhal na vymezené ploše agrární půdy o rozměru 2 469 m<sup>2</sup> ve výšce 14 m. n. m. Doba výzkumu trvala tři noci ve dnech 21. 8. 2016 – 23. 8. 2016 a to vždy za účasti dvou osob. Výzkum byl započat v 19:00 a ukončen ve 21:00 až 21:30. Data byla sbírána tzv. „náhodnou chůzí“, tzn. opakovanou chůzí náhodně zvolenou vzdáleností v náhodně zvoleném směru na vymezené ploše.

Žáby byly hledány vizuálně pomocí baterky a čelové baterky, a také akusticky poslechem a nahráváním vokalizace žabích samců. Každý nalezený jedinec byl odchycen ručně nebo do síťky. Manipulace probíhala pomocí mokrých gumových rukavic. Pro každého jedince byly použity nové sterilní rukavice. Poté byl jedinec vyfotografován z ventrální, dorsální a laterální strany. Při focení z dorsální strany bylo zaostřeno na oko žáby. Další fotografie byla pořizována z vnitřní strany zadní nohy žáby v nataženém stavu se zaměřením na prsty. Poté byla jedinci změřena délka těla od nosu po anus pomocí posuvného měřidla, které bylo před každou nově měřenou žábou desinfikováno (70% ethanolem po dobu jedné minuty). Po vyfotografování a změření těla byla žába vypuštěna zpět v místě odchyty. Manipulace se zvířetem probíhala v rámci několika minut. Změřené údaje byly zaznamenány do poznámkového bloku, kde se mimo jiné zapisovala pozice jedince, zda se vyskytoval na zemi, stromě nebo ve vodě, popřípadě v jaké vzdálenosti a také jeho aktivita, například při vokalizaci. Každý den byl zapsán aktuální stav počasí, které zahrnovalo denní teplotu a vlhkost vzduchu, a také přesný čas západu slunce.

### **4.2.5.2 Ostrov Bangkaru**

Výzkum probíhal v primárním lese na lineárním transektu o délce 1 000 m ve výšce od 6 m. n. m. do 24 m. n. m. Doba výzkumu trvala šest nocí ve dnech 14. 11. 2016 – 19. 11. 2016. Výzkum byl započat v 18:00, po západu slunce, a byl ukončen ve 20:00 - 20:30. Data byla sbírána podél transektu za velmi pomalé chůze. Průzkum byl proveden vždy za účasti dvou osob, každá osoba hledala na jedné straně transektu. Oblast hledání zahrnovala cca 3 m plochy kolem transektu. Průběh odchycení a manipulace s obojživelníky byla shodná s předchozím výzkumem na ostrově Simeulue, včetně zápisu údajů.

## **5 VÝSLEDKY**

### **5.1 STATUS OHROŽENÍ PODLE IUCN**

Status ohrožení rostlinných i živočišných druhů je udáván aktuálně dle informací z IUCN - Mezinárodní unie pro ochranu přírody (International Union for Conservation of Nature).

Její součástí je mimo jiné Červený seznam ohrožených druhů, který je uznáván jako nejvíce komplexní a objektivní přístup ke globálnímu hodnocení stavů ohrožených druhů.

Stupeň ohrožení je třeba rozlišovat nejen u druhů, ale také na úrovni poddruhové, proto od roku 2000 začala IUCN řešit jednotlivé kategorie ohroženosti také u poddruhů, čímž přispěla k výraznému zpřesnění údajů (RedList, 2015).

## 5.2 IDENTIFIKACE VZORKŮ

O obecné biologii žab je podrobně pojednáno v příloze č. 14.

### 5.2.1 OSTROV SIMEULUE

Na ostrově Simeulue byly vyhledány a popsány níže uvedené druhy obojživelníků: *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider, 1799), *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891), *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841), *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870). *Microhyla fissipes* Boulenger, 1884 a *Rhacophorus margaritifer* (Schlegel, 1837).

#### 5.2.1.1 *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891)

##### Taxonomie druhu

Druh skokan malajský *Odorrana hosii* patří do čeledi skokanovitých Ranidae a do rodu skokan *Odorrana* (van Dijk, 2004a).

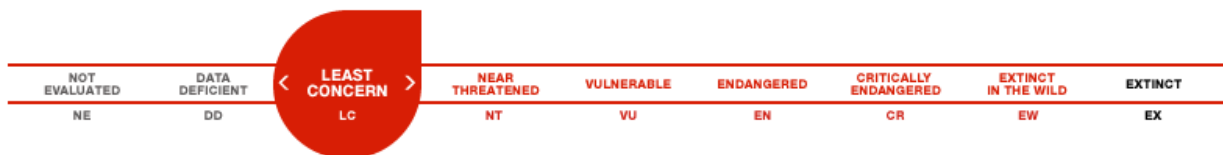


**Obr. č. 23: Fotografie *Odorrana Hossi* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 7; Obr. 37 a 38.

## Geografický rozsah

Domovinou *Odorrana hosii* jsou Brunej, Thajsko, Malajsie a Indonésie. V Indonésii se vyskytuje na Borneu, Jávě, Sumatře a Pulau Simeulue (van Dijk, 2004a).

## Status ohrožení dle IUCN



*Odorrana hosii* patří do kategorie „málo dotčený“ tzv. LC – Least concern. Tato kategorie se přiřazuje druhům, u nichž jsou jen velmi malé nebo žádné obavy z vyhynutí. Trend populace je klesající. S ohledem na širokou distribuci, existenci velkých populací a toleranci vůči modifikaci stanovišť, je nepravděpodobné, že bude populace klesat dostatečně rychle, aby mohla být zařazena do vyšší kategorie tzv. silně ohrožených druhů. Jednotlivé populace mohou trpět dopady z odlesňování a znečištění vod, ale i přesto nejsou tyto faktory významnou hrozbou pro tento druh (van Dijk, 2004a).

## Stanoviště a ekologie druhu

*Odorrana hosii* je pozemní sladkovodní druh, který preferuje rychle tekoucí potoky (van der Meijden, 2007) a skalnatá pobřeží (Manthey a Grossmann, 1997). Vyskytuje se obvykle v primárních a sekundárních lesích (van der Meijden, 2007) s mírně znečištěnou vodou. Objevuje se v místech, kde zmizela většina ostatních druhů. Obývá místa až do výšky 1 500 m. n. m. (van Dijk, 2004a).

Žáby jsou nejhojnější v blízkosti vodopádů. Během dne lze nalézt samce skokana, jak se schovává mezi skalami podél břehů. Pokud je samec vyrušen, skočí do vody a plave proti proudu s několika krátkými tempy a poté vyleze nahoru na nejbližší skálu. Samice tráví celý den v keřích, které mohou být 1 až 2 m vysoké (Manthey a Grossmann, 1997).

## **Morfologie druhu**

*Odorrana hosii* se velikostně pohybuje od 45 - 68 mm u samců a 85 - 100 mm u samic. Skokani mají relativně štíhlé tělo, čenich mírně tvarován do špičky a pozoruhodně dlouhé nohy. První prst bývá kratší nebo stejně dlouhý jako prst druhý. Všechny prsty mají tmavý pruh dosahující téměř nebo úplně konce prstů (van der Meijden, 2007).

Samci mají jednotnou zelenou barvu v různých odstínech s tmavými skvrnami či tečkami, nebo tmavými pruhy. Hřbet má obvykle jinou barvu než boční strany. Bývá převážně zelený s tmavými pruhy táhnoucí se od špičky čenichu k očím. Výrazný je kulatý zelený ušní bubínek, který je hnědě nebo tmavě šedě lemován, rty mají bílé až světle nahnědlé. Nohy mají často tmavé pruhování, břicho je v bílé až světle šedé barvě. Samice mají schopnost měnit barvu (Manthey a Grossmann, 1997).

Bez ohledu na sezónu, samci vokalizují ve vysoké frekvenci, která přehluší i hluk vodopádů. Vokalizace připomíná švitoření ptáků (van der Meijden, 2007).

## **Rozmnožování**

Samičky skokana kladou v době rozmnožování 500 až 2 000 vajíček do vody. Samec se páří se samicí v axilárním amplexu, který může trvat až několik hodin. Larvy se líhnou z vajec po 6 až 10 dnech. Během svého vývoje prochází larvy barevnou změnou v několika odstínech šedé. Dosáhnou celkové délky 38 mm. Ústa se nachází ventrálně. Zubní vzorec pro mladé larvy je 5 (2-5) / 4 (1), zatímco u starších larev 6 (3-6) / 4 (1). Nově metamorfované *Odorrana hosii* mají délku těla asi 10 mm a jsou tmavě šedé. Během několika týdnů larvy změni barvu z tmavě šedé na zelenou s tmavými skvrnami (Manthey a Grossmann, 1997).



### 5.2.1.2 *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider, 1799)

#### Taxonomie druhu

Druh ropucha jihoasijská *Duttaphrynus melanostictus* patří do čeledi ropuchovitých Bufonidae a do rodu ropucha *Duttaphrynus* (van Dijk, 2004b).



**Obr. č. 24: Fotografie *Duttaphrynus melanostictus* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 8; Obr. 39 a 40.

#### Geografický rozsah

*Duttaphrynus melanostictus* se vyskytuje v Bangladéši, Kambodži, Číně, Hongkongu, Indii, Indonésii (Bali, Jáva, Kalimantan, Sulawesi, Sumatra atd...). Dále obývá země jako Laoská lidově demokratická republika, Macao, Malajsie; Myanmar, Nepál, Pákistán, Singapur, Srí Lanka, Taiwan, Thajsko, Vietnam. Je to hojný druh, jehož početnost se v mnoha oblastech zvyšuje (van Dijk, 2004b).

## Status ohrožení dle IUCN



*Duttaphrynus melanostictus* patří do kategorie „málo dotčený“ tzv. LC – Least concern. Tato kategorie se přiřazuje druhům, u nichž jsou jen velmi malé nebo žádné obavy z vyhynutí. Trend populace je vzrůstající. Tento druh je velmi přizpůsobivý, neexistují žádné hlavní hrozby, které by tento druh ohrožovaly. Vzhledem k jejich široké distribuci, existenci velkých populací a toleranci široké škály stanovišť, je předpoklad, že populace nebude klesat dostatečně rychle, aby mohla být zařazena do vyšší kategorie ohrožení (van Dijk, 2004b).

### Stanoviště a ekologie druhu

V tropické jihovýchodní Asii je *Duttaphrynus melanostictus* nejběžnějším obojživelníkem (Church, 1960). Je to pozemní sladkovodní druh, který se vyskytuje v nížinných narušených oblastech (van Dijk, 2004b). Ropucha je aktivní v noci, krátce po západu slunce (Khan, 2016). V hojném počtu ropuchy navštěvují lidské oblasti, kde se nejčastěji shromažďují pod pouličními lampami a živí se hmyzem (Church, 1960). Během dne se skrývá pod kameny, kládami, hromadami vegetace a také v dírách a štěrbinách mezi kameny. Vybrané vhodné místo je trvale osídleno několika ropuchami (Khan, 2016).

### Morfologie druhu

V horní části hlavy má několik kostnatých hřebenů, podél okraje čenichu v přední části před okem, nad okem a za okem. A také krátký hřeben mezi okem a uchem (Lu a Qing, 2010). Meziočnicový prostor je mnohem širší než horní víčko. Ušní bubínek velmi odlišný, velký alespoň jako dvě třetiny průměru oka. První prst obvykle, ale ne vždy, přesahuje prst druhý. Prsty mají jeden polokloubní hrbolík. Dvoulůžkové polokloubní hrboly se nacházejí pouze za třetím prstem. Kůže je na bocích hrbolatá, hrbolky zpravidla zakončeny tmavě hnědými ostny. Z boku se podél hřbetu táhne řada 8 až 9 hrbolů. Záprstní tzv. metakarpální a nártní tzv. metatarzální hrbolky jsou zrohovatělé v tmavě hnědé barvě. Hlava je téměř hladká. Hrdlo samce je světle oranžové nebo žluté (Khan, 2016).

Parotidní žláza má tvar protáhlé ledviny a nachází se v páru vpředu na hlavě. Hřbet je nažloutlé nebo nahnědlé barvy, hřbetní hřebeny černé. Břicho jednobarevné. Samci mají vokální vak a černé polštářky na vnitřní straně prstů, které pomáhají přidržovat samici během páření (Khan, 2016).

Khan (2001) rozlišuje pákistánské populace této ropuchy jako nový poddruh *Bufo melanostictus hazarensis* na základě nepravidelného tvaru příušní žlázy a dalších odlišností.

### **Rozmnožování**

Rozmnožování probíhá během monzunových dešťů od července do srpna. Samci se shromažďují v mělkých vodách podél potoků a rybníků. Vokalizující samci jsou v tomto období značně agresivní a skáčou přes sebe. K rozmnožování využívají každé volné místo, které obsahuje určité množství vody z prvních přívalů monzunových dešťů (Gill a Froggatt, 2014). Samci početně převažují nad samicemi a jsou mnohem menší než samice (Church, 1960).

Vajíčka jsou kladena ve dvoulůžkovém želé řetězci, obvykle do hluboké klidnější vody, kde se vajíčka zaplétají ve vegetaci. Vejce je uzavřeno ve dvojité želatinové kapsli (Khan, 1982). Rozmnožují se také v rýžových polích, která jsou znečištěna chemickými látkami, jež mohou ovlivnit vývoj vajíček a larev (Khan, 2016).

Pulci mají jednotnou tmavou barvu, obývají tůňky podél kopcovitých bystřin a okrajové vody rybníků. Jako krmení slouží jakýkoliv typ řas. Tělo je typicky kulovité se slabým ocasem, hřbetní ploutev je široká, boční ploutev je naopak úzká (Khan, 1991). Celková délka pulce je 26-27 mm, ocas 19-20 mm (Khan, 2016). Zobák je jemně zoubkovaný a ostrý. Zubní vzorec je 2 (2) / 3, ústní papily mají boční postavení. (Khan, 1991).

### 5.2.1.3 *Microhyla fissipes* Boulenger, 1884

#### Taxonomie druhu

Druh parosníčka ozdobná *Microhyla fissipes* patří do čeledi parosníčkovitých Microhylidae a do rodu parosníčka *Microhyla* (Lau et al., 2008).

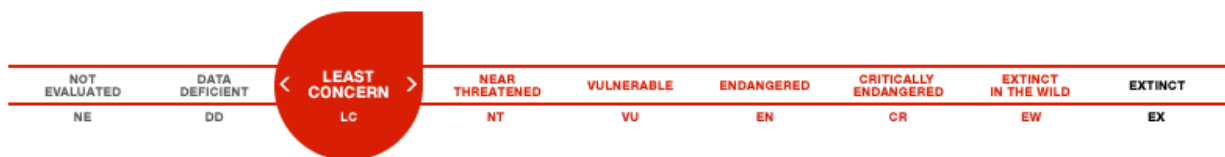


**Obr. č. 25: Fotografie *Microhyla fissipes* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 9; Obr. 41 a 42.

#### Geografický rozsah

Jedná se o velmi rozšířený druh. Mezi rodné země *Microhyla fissipes* patří Kambodža, Čína, Hongkong, Indonésie, Laoská lidově demokratická republika, Macao, Malajsie, Myanmar, Taiwan, provincie Číny, Thajsko, Vietnam. A to až do výšky 2 000 m. n. m. V Indonésii byl zaznamenán výskyt pouze v jedné lokalitě v severní části Sumatry. Druh *Microhyla fissipes* byl v roce 2005 oddělen od druhu *Microhyla ornata*. Stále ještě není zcela jasná hranice výskytu mezi druhy *Microhyla fissipes* a *Microhyla ornata*. Předpokládá se, že hranicí je západní okraj Myanmaru (Matsui et al, 2005).

## Status ohrožení dle IUCN



*Microhyla fissipes* patří do kategorie „málo dotčený“ tzv. LC – Least concern. Tato kategorie se přiřazuje druhům, u nichž jsou jen velmi malé nebo žádné obavy z vyhynutí. Populace je stabilní. Dle kritérií IUCN je uveden jako neohrožený druh, a to s ohledem na jeho široké rozšíření, toleranci velké škály stanovišť a předpokladu výskytu velkých populací, proto je nepravděpodobné, že populace druhu bude klesat natolik, aby mohla být zařazena do vyšší kategorie ohrožení (Lau et al., 2008).

### Stanoviště a ekologie druhu

*Microhyla fissipes* je pozemní sladkovodní druh, který obývá celou řadu typů přírodních stanovišť, včetně nížinných lesů, luk, pastvin, také zemědělskou půdu a městské oblasti. Tento druh má ve zvyku se polozahrabávat, proto ho lze najít v malých dírkách podél vodních toků. Jedná se většinou o noční druh, který je aktivní pouze během období dešťů. Globálně nemá tento druh žádná velká ohrožení. Lokálně může představovat hrozbu pro *Microhyla fissipes* agrochemické znečištění (půdy a vody) a přeměna přirozeného biotopu na intenzivně obdělávanou půdu (Lau et al., 2008).

### Morfologie druhu

Žáby z rodu *Microhyla* jsou malé. Typická je pro ně nažloutlá barva s tmavě hnědými znaky na hřbetní straně. Tento druh má malou hlavu, žádné zuby a nijak rozeznatelný bubínek. Konečky prstů jsou úzké. Samci nemají tzv. svatební polštářky, sekundární pohlavní znak, který pomáhá samcům s úchytem samice při páření. Kůže je převážně hladká, můžou být výrůstky. Velikostně dosahuje jen velmi malých rozměrů. Samci měří 22-27 mm, samice 25-28 mm. Pulci dosahují podobné délky, celkově 22 mm (Hendrix et al., 2008).

### Rozmnožování

Rozmnožuje se v dočasných dešťových kalužích a zásobárnách vody, především v lidmi obývaných oblastech (Lau et al., 2008).

#### 5.2.1.4 *Rhacophorus margaritifer* (Schlegel, 1837)

##### Taxonomie druhu

Druh létavka jávská *Rhacophorus margaritifer* patří do čeledi létavkovitých Rhacophoridae a do rodu létavka *Rhacophorus* (Iskandar et al., 2009).



**Obr. č. 26: Fotografie *Rhacophorus margaritifer* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 10; Obr. 43 a 44.

##### Geografický rozsah

*Rhacophorus margaritifer* je endemit Indonésie, je znám z několika oblastí na Jávě (Harvey et al., 2002; Iskandar et al., 2009; Steicher et al., 2014). Vyskytuje se v nadmořské výšce od 100 - 1,795 m. n. m. (Iskandar et al., 2009).

## Status ohrožení dle IUCN



*Rhacophorus margaritifer* se řadí do kategorie „málo dotčený“ tzv. LC – Least concern. V roce 2004 byl však tento druh řazen do kategorie zranitelný tzv. Vulnerable. Populace tohoto druhu je uvedena jako neohrožená, protože jedinci se vyskytují v několika rozsáhlých oblastech s vhodnými podmínkami k přežití a v několika chráněných lokalitách. Proto je předpoklad stabilní populace i do budoucna a je nepravděpodobné, že by populace klesla na tolik, aby mohla být zařazena do vyšší kategorie ohroženosti (Iskandar et al., 2009).

## Stanoviště a ekologie druhu

*Rhacophorus margaritifer* je pozemní sladkovodní druh, obývá subtropické nebo tropické vlhké horské lesy a řeky. Je ohrožen ztrátou přirozeného životního prostředí úbytkem lesních stanovišť (Iskandar et al., 2009). V poslední době byl zaznamenán pozitivní test na *Batrachochytrium dendrobatidis* (Kusrini et al., 2008). V současné době nejsou zaznamenány žádné údaje informující o poklesu tohoto druhu vlivem *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Rhacophorus margaritifer* je využíván pro obchod. Kvóta je nastavena Indonéským ministerstvem lesnictví na 900 jednotlivců za rok (Iskandar et al., 2009).

## Morfologie druhu

Typická pro druh *Rhacophorus margaritifer* je velká hlava, která je stejně široká jako dlouhá. Hřbetní hřebeny jsou oválné a nízké se širokou lehce prohnutou meziočnicovou oblastí mezi nimi. Čenich je zaoblený. Bubínek viditelný. Kůže hladká hnědé barvy s tmavými pruhy na končetinách. Zástupci tohoto druhu mají výrazné velké oči, na prstech malé přísavky a mezi prsty plovací blánu. To jim umožňuje plachtivý let. Samice jsou obvykle větší než samci, dosahují délky okolo 63 mm, samci se pohybují od 40 - 45 mm (Harvey et al., 2002).

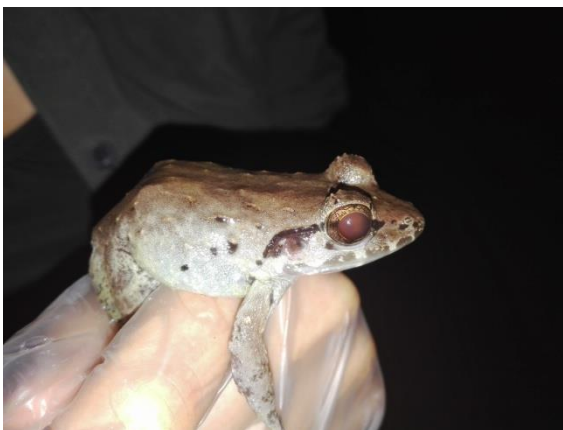
## Rozmnožování

*Rhacophorus margaritifer* se rozmnožuje v tocích. Bylo zjištěno, že jedna samice, může naklást snůšku o 180 vajíček (Iskandar et al., 2009).

### 5.2.1.5 *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841)

#### Taxonomie druhu

Druh skokan velkozubý *Limnonectes macrodon* patří do čeledi pestránekovitých Dicroglossidae, podčeledi asijských skokanů a veleskokanů Dicroglossinae a do rodu Skokan *Limnonectes* (Iskandar et al., 2004).



**Obr. č. 27: Fotografie *Limnonectes macrodon* z hřbetní tzv. dorsální strany (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 11; Obr. 45 a 46.**

#### Geografický rozsah

*Limnonectes macrodon* je endemický druh Indonésie. Je rozšířen po celém ostrově Jáva a vyskytuje se také v provincii Lampung na jihu Sumatry (Iskandar et al., 2004). Dle Teynié et al. (2001) byl jeho výskyt potvrzen také na souostroví Mentawai, ostrově Simeulue a dalších ostrovech Barusanského pásu.



## Status ohrožení dle IUCN



Skokan velkozubý se řadí do kategorie „zranitelný“ tzv. VU – Vulnerable. Druhy zařazené do této kategorie čelí velkému nebezpečí vyhynutí ve střednědobém období, pokud se podmínky nezmění. *Limnonectes macrodon* se v současné době vyskytuje na méně než 2 000 km<sup>2</sup>. Populace druhu je silně fragmentovaná, dochází k poklesu rozsahu a kvality obývaných lokalit a tím i počtu dospělých jedinců (Iskandar et al., 2004).

### Stanoviště a ekologie druhu

Skokan velkozubý je pozemní druh, který obývá sladkovodní ekosystémy, především potůčky za účelem reprodukce. Obývá zalesněné oblasti primárních i sekundárních lesů do výšky 700 m. n. m. Největší hrozbou pro tento druh je ničení přirozených lokalit, a to především zemědělstvím, odlesňováním a znečištěním vod. Skokan velkozubý z východní Jávy je využíván v mezinárodním obchodě jako zdroj potravy (Iskandar et al., 2004).

### Morfologie druhu

Typická pro skokana velkozubého je velká hlava, která je oproti *Limnonectes shompenorum* užší než tělo. Dále zuby ve dvou šikmých řadách. Pro *Limnonectes macrodon* jsou charakteristické dlouhé zadní končetiny. Špičky prstů mají slabě (není zřetelné) oteklé, druhý prst je mnohem delší než čtvrtý. Chybějí vnější metatarzální hrbolky. Zbarvení je hnědooranžové, kropenaté. Hřbet je tmavší. Přes meziocnicovou oblast se táhne hnědý pás. Břišní strana je slonovité barvy (Das, 1996).

### 5.2.1.6 *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870)

#### Taxonomie druhu

Druh skokan nikobarský *Amnirana nicobariensis* patří do čeledi skokanovitých Ranidae a do rodu skokan *Hylarana* (Diesmos et al., 2009).



**Obr. č. 28: Fotografie *Amnirana nicobariensis* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 12; Obr. 47 a 48.

#### Geografický rozsah

Tento druh je rozšířen v jihovýchodní Asii. Rodnými zeměmi skokana nikobarského jsou Brunej, Indie, Indonésie (Bali, Jáva, Kalimantan, Sumatra), Malajsie, Filipíny a Thajsko (Diesmos et al., 2009).

#### Status ohrožení dle IUCN



*Amnirana nicobariensis* se řadí do kategorie „málo dotčený“ tzv. LC – Least concern. Tato kategorie se přiřazuje druhům, u nichž jsou jen velmi malé nebo žádné obavy z vyhynutí. Populace je stabilní. Dle kritérií IUCN je uveden jako neohrožený druh, a to s ohledem na jeho široké rozšíření, toleranci velké škály stanovišť a předpokladu výskytu velkých populací, proto je

nepravděpodobné, že populace druhu bude klesat natolik, aby mohla být zařazena do vyšší kategorie ohrožení (Diesmos et al., 2009).

### **Stanoviště a ekologie druhu**

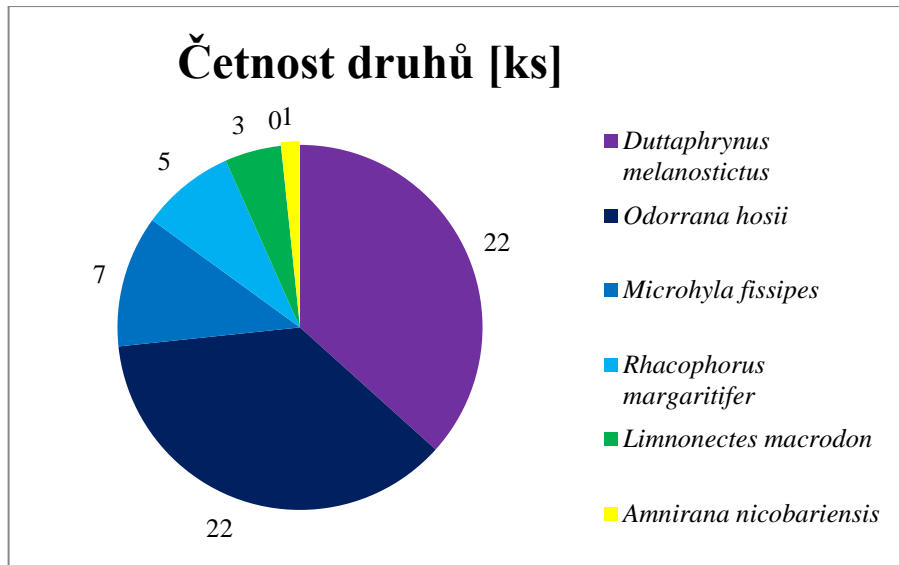
Skokan nikobarský je pozemní sladkovodní druh, který obývá travnaté či keřovité sekundární vegetace a lidmi modifikovaná stanoviště, jako narušené lokality v prostředí měst. Naproti tomu také obývají nížinné lesy a bažinaté oblasti až do výšky 1 200 m. n. m. Samci vokalizují ze zatopených polí a rybníků. Skokan nikobarský žijící na Nikobarském souostroví je ohrožen ztrátou lesního biotopu v důsledku zemědělských zásahů, tvorbou plantáží, stavbou lidských sídel a výstavbou silnic. Neexistuje však žádné významné ohrožení pro tento druh (Diesmos et al., 2009).

### **Morfologie druhu**

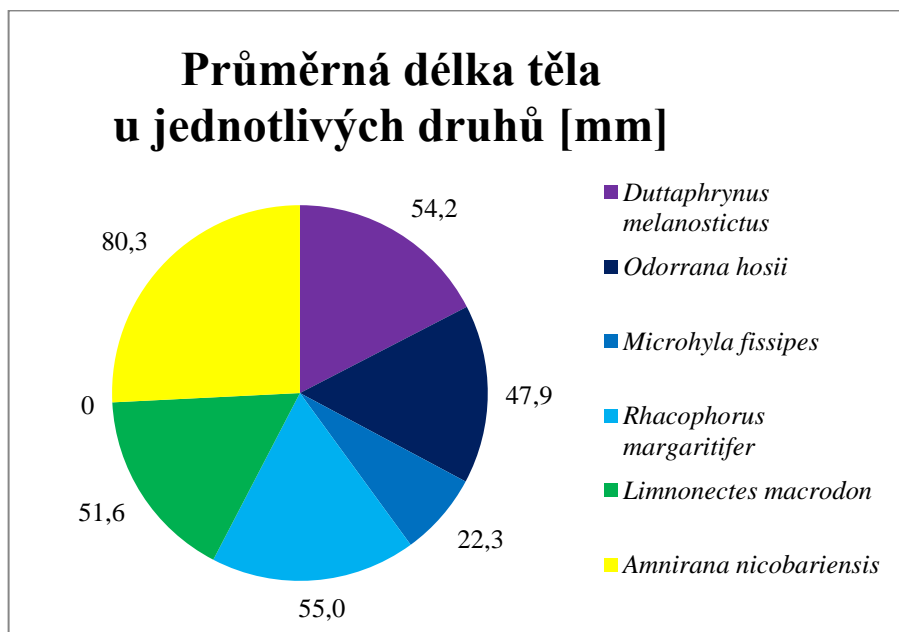
*Amnirana nicobariensis* je hnědý štíhlý skokan s dlouhýma nohama. Hlava je dlouhá a špičatá. Bubínek viditelný. Tmavší pruh směřující od čenichu k oku. Rty jsou bílé, barevně navazují na břišní stranu těla, která je světle šedobílá. Samci a samice dosahují přibližně stejné délky, a to 50 mm (Diesmos et al., 2009).

### **Rozmnožování**

Skokan nikobarský využívá zavlažovacích ploch a rybníků nebo příkopy podél silnic pro reprodukci. Pulci mohou dosahovat více než 40 mm v celkové délce. Většinou jsou hnědé barvy, barva pigmentu se může měnit. Pulci mají výrazné znaky podél okraje ocasních ploutví (Diesmos et al., 2009).



**Graf č. 1: Četnost nalezených druhů na ostrově Simeulue.** Nejpočetnějšími zástupci jsou *Duttaphrynus melanostictus* a *Odorrana hosii*, následovány druhy *Microhyla fissipes* a *Rhacophorus margaritifer*. Nejméně početnými druhy na vymezené lokalitě byly *Limnonectes macrodon* a *Amnirana nicobariensis*. Celkem bylo nalezeno 60 jedinců jmenovaných druhů žab.



**Graf č. 2: Průměrná délka těla jednotlivých druhů.** Největším druhem je *Amnirana nicobariensis* s délkou 80,3 mm (nalezen pouze jeden jedinec) a naopak nejmenším *Microhyla fissipes* s průměrnou délkou 22,3 mm.

## 5.2.2 OSTROV BANGKARU

Na tomto ostrově byly vyhledány a popsány níže uvedené druhy obojživelníků: *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009) a *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841)

### 5.2.2.1 *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841)

Tento druh je již charakterizován výše v kapitole 5.2.1.5 *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841).



**Obr. č. 29: Fotografie *Limnonectes macrodon* z hřbetní tzv. dorsální strany** (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 11; Obr. 45 a 46.

### 5.2.2.2 *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009)

#### Taxonomie druhu

Druh *Hylarana parvacola* patří do čeledi skokanovitých Ranidae a do rodu skokan *Hylarana* (Inger et al., 2009).



**Obr. č. 30:** Fotografie *Hylarana parvacola* z hřbetní tzv. dorsální strany (Autor: Johánková, 2016). Další fotografie – viz příloha č. 13; Obr. 49 a 50.

#### Geografický rozsah

*Hylarana parvacola* je endemit západní Sumatry (Inger et al., 2009).

#### Status ohrožení dle IUCN

Status druhu *Hylarana parvacola* IUCN nevyhodnocuje, tzn., že nebyl dosud hodnocen podle kritérií. V roce 2009 byl druh *Hylarana parvacola* oddělen od *Hylarana chalconota*, jakožto i řada dalších druhů (Inger et al., 2009).

## **Stanoviště a ekologie druhu**

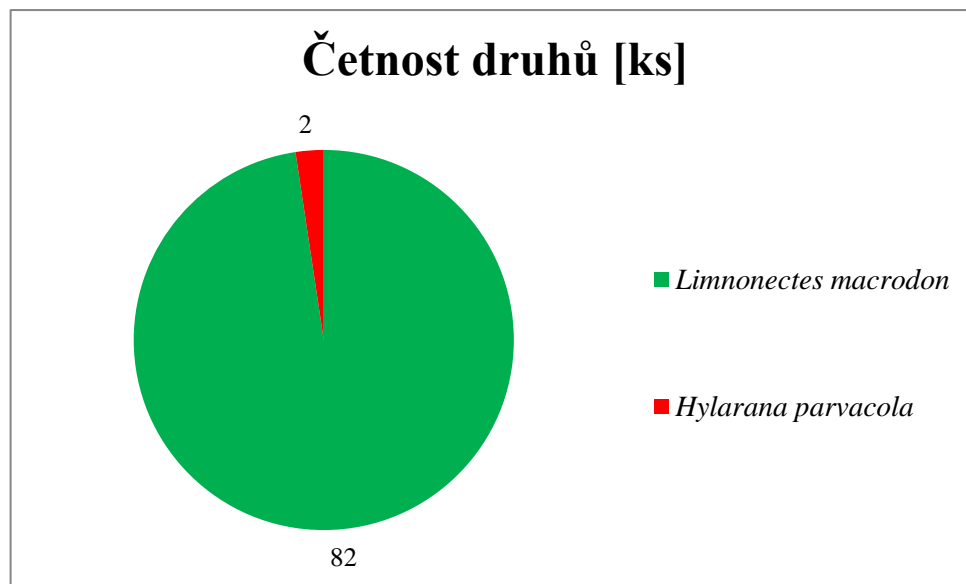
*Hylarana parvacola* je pozemní sladkovodní druh obývající stojaté vody v bažinatých oblastech, vyskytující se v kopcovitých i nížinných oblastech primárních a sekundárních lesů. Samci vokalizují ve výškách 1 – 1,5 m nad vodními nádržemi (Tapley a Muurmans, 2011). Vyhřívající samice při vyrušení mohou měnit barvu ze sytě zelené na hnědou a to během několika vteřin (Inger et al., 2009).

## **Morfologie druhu**

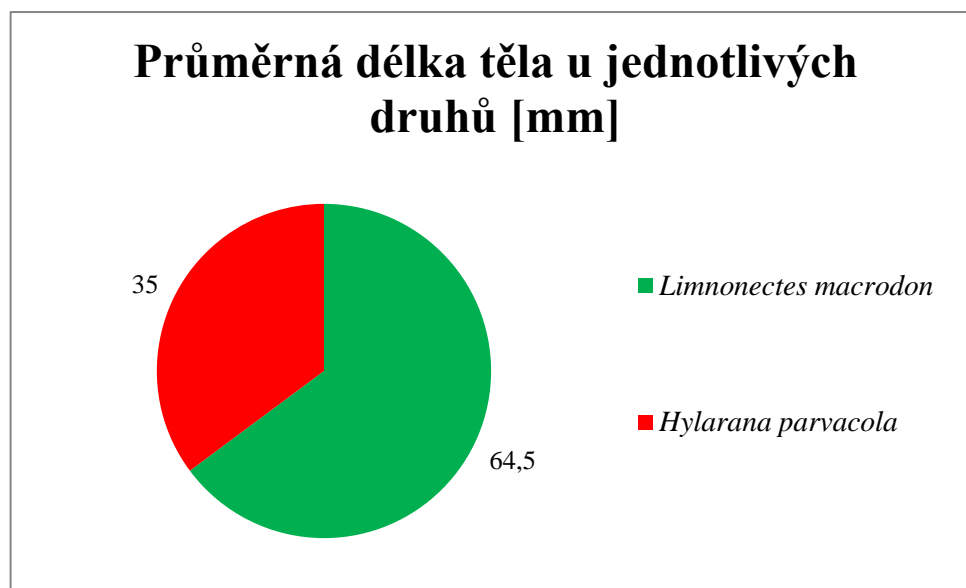
Druh *Hylarana parvaccola* je relativně malá žába. Dospělí samci měří 28 - 38 mm, samice 38 - 43 mm. Tělo je štíhlé a nohy jsou dlouhé. Hlava úzká a trojúhelníková. Bubínek zřetelný. Prsty dlouhé, štíhlé bez pruhování. Špičky prstů jsou rozšířené do tzv. disků, první prst je mnohem užší než druhý. Barva světle až sytě zelená, krémově zbarvená brada a hrud' (Inger et al., 2009).

## **Rozmnožování**

*Hylarana parvaccola* se množí podél proudů různě velkých toků v nížinných lesích (Inger et al., 2009).



**Graf č. 3: Četnost nalezených druhů na ostrově Bangkaru.** Velmi početným zástupcem je *Limnonectes macrodon*, celkem bylo nalezeno 80 jedinců tohoto druhu. Nejméně početným druhem je *Hylarana parvacola*. Celkem bylo nalezeno 82 jedinců výše jmenovaných druhů žab.



**Graf č. 4: Průměrná délka těla jednotlivých druhů.** Největším nalezeným druhem je *Limnonectes macrodon*, kde průměrná délka všech jedinců je 64,5 mm. Průměrná délka druhu *Hylarana parvacola* je 35 mm.



## 6 DISKUZE

### 6.1 DISKUZE K LITERÁRNÍ REŠERŠI

#### 6.1.1 PŘÍČINY OHROŽENÍ A MOŽNOSTI OCHRANY OBOJŽIVELNÍKŮ

Obojživelníci jsou v současné době vystaveni obrovskému tlaku v podobě abiotických a biotických stresorů, které je ovlivňují mnoha různými způsoby. Globální změny, jako jsou změny teplot a srážek, společně s antropogeními vlivy, ovlivňují populace obojživelníků po celém světě. Avšak různé populace obojživelníků reagují odlišně na stejnou kombinaci stresorů. Rozdíly v citlivosti na stresory závisí na mnoha proměnných, včetně životní fáze obojživelníka, druhu, jednotlivé populace, zeměpisnému rozšíření, povětrnostních parametrech, chemickém složení vody, historii konkrétního stresoru a mnoha dalších faktorech. Tyto závěry jsou v souladu s tvrzením, které uvádějí Blaustein a Kiesecker (2002).

Většina projektů zachování obojživelníků probíhá *in situ* a *ex situ*. Prioritou *in situ* projektu je mimo jiné zachování stanoviště jednotlivého druhu. Jedná se zpravidla o ideální řešení pro zachování a ochranu biologické rozmanitosti. Nicméně někdy ochrana biotopů obývaných obojživelníky nemusí stačit, a to zejména v případech nově se rozšiřujících infekčních onemocnění jako je chytridiomykóza (AmphibiaWeb, 2016). *Ex situ* ochrana probíhá mimo oblast výskytu obojživelníků formou chovných a šlechtitelských programů. Často *ex situ* program, například chov v zajetí, může být použit i pro *in situ* řešení. Například úspěšné chovné programy v zajetí mají za cíl vypustit odchované jedince do volné přírody jakou součást snahy posílit populaci jednoho druhu. Zoologické zahrady hrají zvláštní roli v mnoha *ex situ* programech, a to zejména v chovu v zajetí (AmphibiaWeb, 2016).

### **6.1.2 DEGRADACE TROPICKÝCH DEŠTNÝCH LESŮ**

Největší škody v tropickém deštném lese jsou způsobeny lidskými zásahy, které bývají často zcela destruktivní, což je v souladu s informacemi, které uvádějí Wibisono a Pusparini (2010). Dle časopisu Scientific american (2009) například v roce 1994 každou minutu zmizelo 40 ha světového tropického deštného lesa a s ním až 20 000 biologických druhů, v roce 2009 to bylo dokonce 50 000 druhů. V období 2000 a 2010 byla průměrná roční míra světového odlesňování tropických deštných lesů 9,34 mil. ha ročně (Butler, 2012b).

Dle údajů, které uvádí Pavliš (2000), netrvá obnova tohoto složitého ekosystému pouhých pár let, ale jedná se o desítky let až celá staletí, a to z důvodu nízké regenerační schopnosti deštných lesů. Samozřejmě také záleží na jednotlivých faktorech. Například na rozloze zdevastované plochy lesa, na způsobu devastace (kácení, vypalování apod.), na využití plochy před znovu osázením nových stromů (jednalo-li se například o plantáže, na kterých byly využity pesticidy a různé chemikálie, nebo zdali to byla dříve těžební plocha, pastvina a tak dále). Také samozřejmě záleží na druhu půdy, na množství živin v půdě a na síle lidského znečištění.

### **6.1.3 ODLESŇOVÁNÍ V JIHOVÝCHODNÍ ASII**

Základní příčinou odlesňování je populační růst, a to jak v rozvojových zemích, které jsou závislé na lesních pozemcích pro obživu, tak i ve vyspělých zemích, které požadují výrobky z lesních zdrojů. Dnes je převážná část odlesňování řízena mezinárodním obchodem a výrobou zboží, spíše než existenčními aktivitami ve venkovských oblastech. Ukončit odlesňování bude tedy vyžadovat odstranění neudržitelné spotřeby, která se zvyšuje s rychle rostoucím bohatstvím v zemích po celém světě (Butler, 2012a). S tímto názorem souhlasí také DeFries et al. (2010), kteří doslova uvádějí: "Úsilí je třeba zaměřit na snížení odlesňování v průmyslovém měřítku, na exportně orientované zemědělské výroby, současně s úsilím zvýšit výnosy v obdělávaných oblastech pro uspokojení poptávky po zemědělských produktech."

Výše uvedené informace potvrzuje také fakt, že přes 180 zemí, firem a nevládních organizací podepsaly Newyorskou deklaraci o lesích (NYDF), která byla zahájena na klimatickém summitu OSN v září 2014. Cílem NYDF je o polovinu snížit rychlost přirozeného úbytku lesů na celém

světě do roku 2020 a snaha ukončit přirozený úbytek lesů do roku 2030 (UN Climate Summit, 2014).

#### **6.1.4 PROBLEMATIKA PALMOVÉHO OLEJE**

Palmový olej, jako komodita, se na přelomu 20. a 21. století, rozšířil do celého světa. Důvodem byly mimo jiné snahy potravinářského průmyslu nahradit živočišné tuky rostlinnými oleji a fosilní paliva obnovitelnými zdroji energie. Nasycení nových trhů poptávaným olejem vyžaduje neustálé zvětšování osázené plochy v producentských státech (Vijay et al., 2016). S těmito fakty korespondují závěry, které uvádějí Kongsager a Reenberg (2012). Palmový olej představuje v současnosti přední světový rostlinný olej, pokud jde o výrobu a obchod. Rozvoj palmového oleje je úspěšný mimo jiné i díky jeho ceně, která je nižší než u jiných, alternativních náhrad rostlinných olejů, a to především z důvodu levnější výroby, tedy menších nákladů při výrobě palmového oleje (Kongsager a Reenberg, 2012).

Problematika palmového oleje je obsáhlé téma, které má široké společenské souvislosti. Palmový olej přitahuje pozornost zejména kvůli okolnostem, za kterých je ve stále větším množství produkován. Následky této produkce jsou patrné i z družicových snímků, které zaznamenávají přeměnu rozsáhlých ploch původních deštných lesů na plantáže, které jsou typické pro země jihovýchodní Asie, jako jsou Indonésie a Malajsie (viz kapitola 3.9. Vývoj odlesňování primárních lesů v jihovýchodní Asii) Tímto průmyslovým pěstováním, které stále roste, dochází k zániku jedinečné tropické vegetace a s ní i unikátních živočišných druhů (viz kapitola 3.10.1 Dopady pěstování palmy olejné na biodiverzitu) (Kvapil a kol, 2016).

Dle názorů mnoha autorů se plantáže palmy olejné staly hlavním hnacím motorem odlesňování v tropech (např. Fitzherbert et al., 2008; Koh a Wilcove, 2008; Kongsager a Reenberg, 2012). Tato tvrzení jsou v souladu se závěry Koh a Wilcove (2008), kteří píší, že mezinárodní poptávka po produktech z palmy olejné bude pravděpodobně i nadále řídit expanzi zemědělství palmového oleje v jihovýchodní Asii a zvyšovat úbytek lesů a degradaci prostředí v této oblasti.

Tato impozantní a rychlá změna využívání půdy způsobená expanzí palmového oleje je poháněna rostoucí poptávkou po rostlinném oleji na světovém trhu, růstem počtu obyvatel a všeobecnému zlepšení ekonomického bohatství a spotřeby (Kongsager a Reenberg, 2012).

Výroba surového palmového oleje má např. za následek ekonomický růst ve venkovských oblastech prostřednictvím vytváření pracovních míst pro místní obyvatele (Basiron, 2002).

Využívání palmového oleje jako suroviny pro biopaliva je stále omezené, ale i to se může změnit (Wakker, 2004). Palmový olej má vyšší energetickou účinnost, než současné hlavní plodiny na výrobu biopaliv jako jsou sója a cukrová třtina. Mimo jiné trh s biopalivy je v dnešní době jedním z nejrychleji rostoucích (Gibbs et al., 2008). Nicméně, budoucí trendy trhu s palmovým olejem určuje celá řada faktorů, včetně dostupnosti pozemků, kapitálu a technologií, přístupu k práci, právních nařízení, zákonů, investic, bezpečnosti, využití pozemků, alternativních zdrojů příjmů a především poptávky ze strany spotřebitelů (Kongsager a Reenberg, 2012).

### **6.1.5 ODLESŇOVÁNÍ NÁSLEDKEM ROZMACHU PĚSTOVÁNÍ PALMY OLEJNÉ**

Existují určitá řešení, jak snížit odlesňování a přeměnu lesa na plantáže palmy olejné, a přesto uspokojit poptávku po palmovém oleji (Phalan et al., 2011).

Palmový olej je zdaleka nejvíce produkovanou olejnatou plodinou, která je schopna uspokojit rostoucí světovou poptávku, která se odhaduje na 240 mil. tun do roku 2050. Toto je v souladu s informacemi, které uvádějí Corley a Tinker (2008). Výnosový potenciál většiny palmových plantáží je mnohem vyšší než jejich aktuální produkce. Palmový olej má ze všech olejnin nejvyšší výnosnost na hektar. Například produkce palmy olejné na hektar je desetkrát vyšší než produkce sóji, osmkrát vyšší než slunečnice a šestkrát vyšší než u řepky olejné (Maritz, 2014). To znamená, že zemědělec potřebuje méně než polovinu půdy k výrobě stejného množství oleje z jiné olejnin (Dufrene, 1990). Mezi potenciálními možnostmi a reálnými výnosy je stále velká mezera. Současný průměrný výnos se v Malajsii a Indonésii pohybuje kolem 18 ½ tuny čerstvých plodů na hektar. Jak uvádějí Phalan et al. (2011), jsou však místa s velmi efektivním managementem výroby, kde dosahují výnosy až 30 tun na hektar. Od roku 1975 výnosy palmových plodů stagnují. Naproti tomu například produktivita sóji stoupla za stejné období o 100 %. Tato nízká výnosnost je do jisté míry zapříčiněna neinformovaností zpracovatelů o správném výběru semen pro danou půdu či o tom, kdy a čím je ideální hnojit.

V konečném důsledku mají všechna opatření, dohody a vládní nařízení na danou problematiku jen velmi malý dopad. K vyřešení situace je nezbytná celková reforma jak produkce,

tak i využití palmového oleje. Bohužel, je dnes známo jen velmi málo udržitelných alternativ (Butler, 2009).

Pokud bude cílem uspokojit celosvětovou poptávku po rostlinných jedlých olejích, pak palma olejná poskytuje z dané plochy největší množství oleje. Provozovatelé palmových plantáží by měli být poučeni o tom, jak nejvíce zvýšit produktivitu na již osázené plantáži. Vysoká výtěžnost palmového oleje již šetří půdu např. v peruánské Amazonii. Zvýšení výnosového potenciálu z palmového oleje plodin je nutnou, nikoliv však postačující podmínkou pro udržitelnou budoucnost tropických lesů. (Phalan et al., 2011).

Výše uvedené názory však rozporují jiní vědci. Například May-Tobin et al., (2012) ve své studii píší, že zvyšování zisků cestou efektivnější produktivity povede naopak k ještě většímu rozmachu plantáží. Současně vyjádřili obavu, že adaptabilnější semena palmy olejné mohou rozšířit její pěstování do zatím netknutých oblastí v Africe a Latinské Americe. Z tohoto důvodu by mělo jít zefektivnění výnosů ruku v ruce s přísnější ochranou deštných lesů.

Zákaz kácení lesů platný v Indonésii od roku 2011 má stále hodně nedostatků. Kulatý stůl pro udržitelnou výrobu palmového oleje (Roundtable on Sustainable Palm Oil - RSPO) sice spustil před deseti lety systém certifikace pro výrobce palmového oleje, které dodržují socio-environmentální standardy (RSPO, 2007), stále se však mezi nimi vyskytují tací, kteří deštné lesy likvidují. Vládní sliby podpořené jak producenty, tak i společnostmi, jež palmový olej využívají, snad přispějí k dobru věci (Kongsager a Reenberg, 2012).

Vládní politika v Malajsii a Indonésii upřednostňuje zapojení drobných zemědělců do průmyslu palmového oleje. Cílem indonéské vlády je, aby 40 % produkce pocházelo od drobných zemědělců. V Indonésii je živobyť 25 mil. lidí závislé tak či onak na výrobě palmového oleje (Murphy, 2014). Proto pěstování palmového oleje zmírňuje chudobu a se správnou vládní politikou by mohl proměnit živobyť milionů lidí (Sayer et al., 2012). Dokonce i Greenpeace připouští, že palmový olej je obecně přijatelný, pokud by tvůrci politického dění skoncovali s odlesňováním, zavedli obnovu rašelinišť, podpořili drobné vlastníky farem a zapojili místní komunity do podnikání s palmovým olejem (Greenpeace, 2007).

### **6.1.6 Vliv palmy olejné na biodiverzitu v Indonésii**

Odlesňování v důsledku vytváření prostoru pro rozšiřování zemědělství je obecně uznáváno jako hlavní hrozba pro suchozemské živočichy a biodiverzitu (Koh a Wilcove 2008). Martin a Blackburn (2010) ve své studii uvádějí, že lesní druhy a mnoho specializovaných endemických druhů s vysokou prioritou z hlediska ochrany, jsou vysoce netolerantní k závažnému narušení prostředí, ačkoliv mnoho druhů přetrvává i v mírně narušených lesních ekosystémech.

Další studie Elmqvist et al. (2003) a Laurance et al. (2014) naopak uvádějí, že zemědělské oblasti mohou podporovat biologickou rozmanitost, která je důležitá pro udržitelnou funkci zemědělské krajiny, pro zvýšenou odolnost vůči ekosystému a pro lepší lidské zdraví.

Celková funkční diverzita byla u všech typů lesů významně nižší ve srovnání s plantážemi olejových palm. Například v jedné z nejnovějších studií, které publikovali Mendes et al. v roce 2015 bylo zjištěno, že zemědělská půda a pastviny byly funkčně pestřejší ve srovnání s lesem. Jednou z možných příčin vyšší rozmanitosti na plantážích palmového oleje je vyšší heterogenita životního prostředí, což vede k variabilitě ve funkčních vlastnostech půdního biotopu. Plantáže palmy olejné jsou velmi různorodé například z hlediska úrovně osvětlení, mohou poskytovat stín pod palmou nebo naopak více světla v otevřených plochách mezi řádky (Foster et al., 2011). Také zhutnění půdy strojním zařízením může podporovat heterogenitu prostředí (Yahya et al., 2010).

Na základě informací, které píše Hartley (2002), budou plantáže zabírat stále větší podíl v lidmi modifikované krajině, což je v souladu se závěry, které uvádějí také Brockerhoff et al., (2008). Toto koresponduje s faktem, že z dlouhodobého hlediska budou muset plantáže plnit důležitou roli v zachování biologické rozmanitosti a budou muset být upravovány tak, aby se lépe přizpůsobily dané druhové biodiverzitě (Pawson et al., 2013).

Plantážové kultury, jako je káva, mahagon, kaučuk a palmový olej jsou běžně káceny a znovu sázeny (Sim a Nykvistovi, 1991). Vzhledem k vysazování palmy olejné v 90. letech a životnosti palmy 25 – 30 let, se v současné době nachází v Indonésii nepřiměřená plocha zestárlé palmy nutné k přesazení (Snaddon et al., 2013). Toto je v souladu s novým zjištěním, které publikovali Kurz et al. v roce 2016. Autoři uvádějí ve svém výzkumu skutečnost, že celková diverzita žab byla o 47 % nižší ve znovu osazené plantáži palmy olejné, taktéž druhové složení se významně lišilo mezi oběma věky palmy olejné. Tyto výsledky ukazují, že nová výsadba palmy olejné nebo její

propojení se zralými palmami může pomoci udržet právě druhovou různorodost žab v oblastech s palmou olejnou (Kurz et al., 2016).

Pochopení způsobů, jak nejlépe vysadit palmu olejnou je nezbytné. Proto je důležité, pracovat na dalším výzkumu a vyvinout inteligentní systémy na výsadbu, které jsou pro biodiverzitu co nejvstřícnější a zároveň zohledňují faktory, jako je efektivní výnos a náklady (Luskin a Potts, 2011). To platí zejména pro pěstování palmy olejné, která vzhledem ke své dlouhé životnosti ve srovnání s jinými formami zemědělství má potenciál pro podporu relativně vysoké úrovně biologické rozmanitosti (Foster et al., 2011).

Ačkoliv byla věnována velká pozornost osvědčeným postupům při přesazování palmy olejné, proběhlo jen velmi málo výzkumů zaměřených na metody opětovné výsadby a vlivu na biodiverzitu (Sutherland et al., 2004). Tento závěr podporují také jiní autoři. Podle Luskin a Potts (2011) zahrnuje současný modus operandi opětovné výsadby odstranění velké plochy (1 - 5 km) zralého palmového oleje najednou, což vede k rozsáhlým oblastem homogenní vegetace. Luskin a Potts proto prosazují modul časově rozložených programů výsadby určených ke zvýšení vegetativní heterogenity v krajinném měřítku. Tvrdí, že větší vegetativní rozmanitost v oblastech palmového oleje zvýší heterogenitu stanoviště, a tím podpoří větší rozmanitost druhů.

Značné ztráty biologické rozmanitosti mohou být odvráceny pouze tehdy, pokud by se při rozšiřování palmy olejné podařilo vyhnout odlesňování (Fitzherbert et al., 2008). Zachování velké plochy lesů by proto mělo zůstat hlavní strategií v tropech pro zachování tropické biodiverzity (Barlow et al., 2007; Sodhi et al., 2010; Gibson et al., 2011). Nicméně způsoby obdělávání půdy a vysazování palmy olejné v zemědělských oblastech jsou také důležité jako součást komplexní strategie ochrany přírody na podporu biodiverzity a funkci ekosystémů v rámci jednotlivých krajin. Tyto závěry podporuje více autorů (např. Daily et al., 2001; Hartley, 2002; Foster et al., 2011). Jak uvádějí Dislich et al. (2016), se správně nastavenými agrohospodářskými postupy a vedením v oblastech s palmou olejnou lze zachovat některé ekologické funkce na úrovni lesních porostů (regulace vody, regulace extrémních událostí, zachování půdy, regulace živin a nakládání s odpady). Tyto závěry doplňují Sodhi et al., 2010, kteří uvádějí, že zalesňování a reintrodukce původních druhů by mohly zvýšit biologickou hodnotu ve zbývajících lesích.

## 6.2 DISKUZE K VÝSLEDKŮM Z VÝZKUMU

### 6.2.1 DRUHY ŽAB OSTROVA SIMEULUE

Dle Indonesia traveling guide (2010) se na ostrově Simeulue vyskytují tyto druhy obojživelníků: *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider 1799) – „Ropucha jihoasijská“, *Occidozyga laevis* (Peters, 1867) – „Skočák indonéský“, *Fejervarya limnocharis* (Gravenhorst, 1829) – „Indická kriketová žába“, *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841) – „Jávská obří žába“, *Hylarana erythraea* (Schlegel, 1837) – „Skokan červenouchý“, *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891) – „Rosnička zelená“, *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870) – „Skokan nikobarský“, *Polypedates leucomystax* (Gravenhorst, 1829) – „Žába s bílými rty“. Také Teynié et al. (2010) potvrzují výskyt tří z výše uváděných druhů žab, a to: *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841), *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891) a *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870).

Vlastní výzkum provedený na ostrově Simeulue v období 21. 08. 2016 – 23. 08. 2016, potvrdil čtyři z výše jmenovaných druhů. Jednalo se o druhy *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider, 1799), *Odorrana hosii* (Boulenger, 1891), *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841) a *Amnirana nicobariensis* (Stoliczka, 1870). Výskyt zbývajících čtyř druhů nebyl ve sledované lokalitě potvrzen. Naopak byly objeveny další druhy obývající tuto oblast - *Microhyla fissipes* Boulenger, 1884 a *Rhacophorus margaritifer* (Schlegel, 1837). Tyto druhy nebyly dle Indonesia traveling guide (2010) a Teynié et al. (2010) na tomto ostrově prozatím potvrzeny.

Dle autorů Harvey et al. (2002), Iskandar et al. (2009) a Steicher et al. (2014) je *Rhacophorus margaritifer* znám pouze z několika oblastí na Jávě. Nebyl potvrzen v dalších oblastech Indonésie.



## 6.2.2 DRUHY ŽAB OSTROVA BANGKARU

Na ostrově Bangkaru dle studie provedené Tapley a Muurmans v roce 2011 se vyskytují tyto druhy žab: skokan *Limnonectes shompenorum* Das, 1996, skokan *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009) a létavka pardálí *Rhacophorus pardalis* Günther, 1859. Vlastní výzkum v období 14. 11. 2016 – 19. 11. 2016 potvrdil přítomnost druhu *Hylarana parvacola* (Inger, Stuart & Iskandar, 2009) a dále byl objeven další přítomný druh *Limnonectes macrodon* (Duméril a Bibron, 1841), který zde nebyl prozatím popsán. Výskyt tohoto druhu autoři Tapley a Muurmans (2011) neuvádějí. Druh *Limnonectes macrodon* mohl být zmíněnými autory přehlédnut nebo mohl být do této lokality zavlečen v průběhu let vlivem antropogenní činnosti. Ta se od doby provedené studie zvýšila s nárůstem turismu a přílivem finančních prostředků plynoucích z poplatků za návštěvnost ostrova.

## 6.2.3 DISKUZE K ZÁVĚREČNÝM VÝSLEDKŮM SROVNÁNÍ OBOU OSTROVŮ

Connor a McCoy (1979) uvádějí, že narušená oblast mívá nižší rozmanitost a hojnost původních druhů. Což je v rozporu se zjištěnými výsledky výzkumné činnosti v Indonésii, kde byla naopak vyšší druhová diverzita v oblasti s agrární půdou než v primárním lese.

Důvodů, proč jsou tato zjištění v rozporu, může být několik. Jedním z nich je přehlednost zkoumané oblasti, která je mnohem nižší v lesním biotopu, zvláště pokud se jedná o původní les, který nikdy nebyl ovlivněn antropogenní činností. Dalším důvodem je geografická poloha zkoumané oblasti, jež zahrnovala dva ostrovy. Neobydlený ostrov Bangkaru se zjištěnou nižší druhovou diverzitou žab je více vzdálen od pevniny než ostrov Simeulue, který je navíc obydlený. Vzhledem k tomuto faktu je, na ostrově Bangkaru, nižší pravděpodobnost zanesení dalších druhů žab vlivem antropogenní činnosti. Více o geografické poloze obou ostrovů je uvedeno v kapitole 4.1.1 Studovaná oblast. Výše uvedené závěry podporuje teorie ostrovní biogeografie, která uvádí, že velké ostrovy mají více druhů než ostrovy malé.

Další důvody, proč může být vyšší biodiverzita v oblastech s agrární půdou, jsou podrobně rozepsány v diskuzi v kapitole 6.1.7. Vliv palmy olejné na biodiverzitu v Indonésii, kde mimo jiné bylo například v jedné z nejnovějších studií, které publikovali Mendes et al. v roce 2015, zjištěno, že zemědělská půda a pastviny byly funkčně pestřejší ve srovnání s původním lesním porostem.

Jak uvádějí Foster et al. (2011), důvodem může být vyšší heterogenita životního prostředí, která vede k variabilitě ve funkčních vlastnostech půdního biotopu.

## 7 ZÁVĚR

Ze závěrů literární rešerše je zřejmé, že obojživelníci jsou v současnosti mezi obratlovci nejvíce ohroženi. Alarmující ohroženost obojživelníků je považována za přímý důsledek extrémní zranitelnosti spojenou se specifickými požadavky na mikroklimatické podmínky prostředí. Narušení těchto podmínek způsobuje nevratné změny v druhové skladbě obojživelníků a takto poškozená oblast mívá nižší rozmanitost a hojnost původních druhů. Nejvíce ohroženými druhy obojživelníků jsou ty s úzkými preferencemi, vázaní na specifické oblasti, kde může jakýkoli zásah vést k rychlému poklesu nebo úplnému vymizení druhu.

Při vlastním terénním výzkumu byly charakterizovány biomy ostrova Simeulue a ostrova Bangkaru, na kterých byl následně sledován výskyt popsáných druhů obojživelníků. Biotopem neobydleného ostrova Bangkaru je původní primární deštný les, na Simeulue převládá agrární půda. Výzkum provedený na ostrově Simeulue potvrdil přítomnost čtyř z osmi uváděných druhů žab (Indonesia traveling guide, 2010; Teynié et al., 2010). Výskyt zbývajících čtyř druhů nebyl ve sledované lokalitě potvrzen. Nad rámec těchto osmi druhů žab byly objeveny dva další druhy, na Simeulue dosud nepopsané - *Microhyla fissipes* a *Rhacophorus margaritifer*. Na ostrově Bangkaru výzkum potvrdil přítomnost druhu *Hylarana parvacola* a rovněž na tomto ostrově byl objeven dosud nepozorovaný druh - *Limnonectes macrodon*.

Větší druhová diverzita žab byla zjištěna na hospodářsky využívaných plochách osídleného ostrova Simeulue. Diverzita žab v primárním deštném lesu na Bangkaru, které nikdy osídleno nebylo, byla nižší. Zjištěné výsledky mohou být v rozporu s odbornou literaturou, která uvádí, že větší diverzita druhů je obecně v méně narušených lokalitách. To dokazuje, že početnost druhů může být ovlivněna nejen narušeností prostředí, ale i dalšími faktory. V tomto případě se pravděpodobně jedná o izolovanost ostrova. Klíčem k úspěšné ochraně obojživelníků je zachování přirozeného prostředí, podpora výzkumů a v neposlední řadě vzdělávání lidí o důležitosti zachování existence obojživelníků. Díky výzkumu lze identifikovat případné hrozby, včas reagovat a zabránit dalším poklesům početních stavů obojživelníků.

Předmětem této práce byl pouze základní výzkum, jeho závěry je třeba podpořit podrobnějším studiem v dané oblasti.

Cíl diplomové práce, kterým byl popis druhové kompozice řádu Anura na ostrovech Bangkaru a Simeulue, byl splněn. Rovněž se podařilo zhodnotit stávající druhovou situaci

obojživelníků ve spojitosti s ničením životního prostředí ve zkoumané oblasti a určit hlavní negativní faktory, ohrožující tamní Anurofaunu.

## 8 SEZNAM LITERATURY

- Alford, R. A., Richards, S. J. 1999.** Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review Ecology, Evolution and Systematics*. 30. 133-165.
- Alho, J. S., Matsuba, C., Merilä, J. 2010.** Sex reversal and primary sex ratios in the common frog (*Rana temporaria*). *Molecular Ecology*. 19. 1763-1773.
- Allen, K., Correa, M. D., Kurniawana, S., Utami, S. R., Veldkampa, E. 2016.** Spatial variability surpasses land-use change effects on soil biochemical properties of converted lowland landscapes in Sumatra, Indonesia. *Geoderma*. p. 284. 42-50.
- Barcelos, E., de Almeida Rion, Sara., Cunha, R. N. V., Lopes, R., Motoike, S. Y., Babiychuk, E., Skirycz, A., Kushnir, S. 2015.** Oil palm natural diversity and the potential for yield improvement. *Natural diversity in the new millennium*. 6. 1-190.
- Barfield, S. 1986.** Indonesia's frog legs. *Journal of Environmental Health*. 48 (6). 1-324.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M. 2007.** Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 104 (47). 18555-60.
- Basiron, Y. 2002.** Palm oil and its global supply and demand prospects. *Oil Palm Industry Economic Journal*. 2. 1-10.
- Baumwoll, J. 2008.** The Value of indigenous Knowledge for Disaster Risk Reduction: A Unique Assessment Tool for Reducing Community Vulnerability to Natural Disasters. ProQuest. Missouri. p. 143. ISBN: 9780549500247.
- Bawa, K. S., Kress, W. J., Nadkarni, N. M., Lele, S., Raven P. H., Janzen, D. H., Lugo, A. E., Ashton, P. S., Lovejoy, T. E. 2004.** Tropical ecosystem into the 21st century. *Science*. 306. 227-228.
- Bell, D. E. 1992.** The 1992 Convention on biological diversity: The continuing significance of U. S. objections at the earth summit. *George Washington journal of international law and economics*. 26. 479-537.

- Bickford, D., Howard, S. D., Ng, D. J. J., Sheridan, J. A. 2010.** Impacts of climate change on the amphibians and reptiles of Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*. 19. 1043-1062.
- Bierregaard, R. O., Lovejoy, Jr. T. E., Kapos, V., dos Santos, A. A., Hutchings, R. W. 1992.** The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*. 42. 859-866.
- Blackwell, L. 2014.** Rainforest. Harry N. Abrams. England. 264 s. ISBN: 1419713973.
- Blaustein, A. R., Kiesecker, J. M. 2002.** Complexity in conservation: Lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecology Letters*. 5. 597-608.
- Boucher, D., Elias, P., Lininger, K., May-Tobin, C., Roquemore, S., a Saxon, E. 2011.** The Root of the Problem: What' s Driving tropical Deforestation today? Tropical Forest and Climate Initiative Union of Concerned Scientists. 1-126.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., Sayer, J. 2008.** Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*. 17. 925-951.
- Bunce, R. G. H., Bogers, M. M. B, Evans, D., Halada, L., Jongman, R. H. G., Mucher, C. A., Bauch, B., de Blust, G., Parr, T. W., Olsvig-Whittaker, L., 2013.** The significance of habitats as indicators of biodiversity and their links to species. *Ecological Indicators*. Netherlands. 33. 19-25.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, Ch., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D., Naeem, S. 2012.** Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486. 59-67.
- Carroll, E. J., Hedrick, J. L. 1974.** Hatching in the toad *Xenopus laevis*: Morphological events and evidence for a hatching enzyme. *Developmental biology*. 38. 1-13.
- Collins, J. P., Crump, M. L. 2009.** Extinction in our times: global amphibian decline. Oxford University Press USA. New York. p. 304. ISBN: 9780195316940.
- Connor, E. F., McCoy, E. D. 1979.** The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. *The American Naturalist*. 113 (6). 791-833.
- Corley, R. H. V., Tinker, P. B. H. 2008.** The Oil Palm. John Wiley & Sons. p. 680. ISBN: 9781405189392.

- Cushman, S. 2006.** Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: a review and prospectus. *Biological Conservation*. 128. 231-240.
- Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Sánchez-Azofeifa, G. A. 2001.** Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of Southern Costa Rica. *Ecological Applications*. 11. 1-13.
- Danielsen, F., Beukema, H., Burgess, N. D., Parish, F., Bruhl, C. A., Donald, P. F., Murdiyarso, D., Phalan, B., Reijnders, L., Struebig, M., Fitzherbert, E. B. 2009.** Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate. *Conservation Biology*. 4. 348-358.
- Das, I. 1996.** *Limnonectes shompenorum*, a new species of ranid frog of the *Rana macrodon* complex from Great Nicobar, India. *Journal of South Asia natural history*. 2 (1). 127-134.
- De Sá, R. O. 2005.** Crisis global de biodiversidad: importancia de la diversidad genética y la extinción de los anfibios. *Agrociencia*. 10. 513-522.
- DeFries, R. S., Rude, T., Uriarte, M., Hansen, M. 2010.** Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*. 3. 178-181.
- Diniz-Filho, J. A. F. Bini, L. M. 2011.** Geographical patterns in biodiversity: towards an integration of concepts and methods from genes to species diversity. *Natureza & Conservação*. 9 (2). 179-187.
- Dislich, C., Keyel, A. C., Salecker, J., Kisel, Y., Meyer, K. M., Auliya, M., Barnes, A. D., Corre, M. D., Darras, K., Faust, H., Hess, B., Klasen, S., Knohl, A., Kreft, H., Mejjide, A., Nurdiansyah, F., Otten, F., Pe'er, G., Steinebach, S., Tarigan, S., Tschardtke, T., Tölle, M., Wiegand, K. 2016.** A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system. *Biological reviews*. 1-31.
- Duellman W. E., Trueb, L. 1986.** *Biology of amphibians*. McGraw-Hill. New York. p. 334. ISBN: 0070179778.
- Dufrene, E., Ochs, R., Saugier, B. 1990.** Oil palm photosynthesis and productivity linked to climatic factors. *Oleagineux*. 45. 345-353.

- Edwards, F. A., Edwards, D. P., Hamer, K. C., Davies, R. G. 2013.** Impacts of logging and conversion of rainforest to oil palm on the functional diversity of birds in Sundaland. *The international journal of avian science*. 155. 313-326.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B., and Norberg, J. 2003.** Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1. 488-494.
- Fitzherbert, E. B., Struebig, M. J., Morel, A., Danielsen, F., Brühl, C. A., Donald, P. F., Phalan, B. 2008.** How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in ecology & evolution*. 23. 538-545.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K. 2005.** Global consequences of land use. *Science*. 309. 570-574.
- Foster, W. A., Snaddon, J. L., Turner, E. C., Fayle, T. M., Cockerill, T. D., Ellwood, M. D. F., Broad, G. R., Chung, A. Y. C., Eggleton, P., Khen, C. V. 2011.** Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences*. 366. 3277-91.
- Gaston, K. J., 1996.** *Biodiversity: a biology of numbers and differences*. Blackwell. New York. p. 408. ISBN: 0865428042.
- Gehring, C. A. 2003.** Growth responses to arbuscular mycorrhizae by rain forest seedlings vary with light intensity and tree species. *Plant Ecology*. 167. 127-139.
- Geist, H. J., Lambin, E. F. 2002.** Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience*. 52. 143-150.
- Gibbons, M. M., McCarthy, T. K. 1984.** Growth, maturation and survival of frogs *Rana temporaria* L. *Holarctic Ecology*. 7. 419-427.
- Gibbs, H. K., Johnston, M., Foley, J. A., Holloway, T., Monfreda, C., Ramankutty, N., Zaks, D. 2008.** Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology. *Environmental Research Letters*. 3. 1-11.



- Gibson, L., Lee, T. M., Koh, L. P., Brook, B. W., Gardner, T. A., Barlow, J., Peres, C. A., Bradshaw, C. J. A., Laurance, W. F., Lovejoy, T. E. 2011.** Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*. 478. 378-83.
- Gill, B. J., Froggatt, J. M. A. 2014.** The Indian herpetological collections of Charles McCann. *Records of the Auckland Museum*. 49. 29-37.
- Glor, R., Flecker, A., Benard, M. F., Power, A. G. 2001.** Lizard diversity and agricultural disturbance in a Caribbean forest landscape. *Biodiversity and Conservation*. 10. 711-723.
- Gratwicke, B., Evans, M. J., Jenkins, P. T., Kusurini, M. D., Moore, R. D., Sevin, J., Wildt, D. E. 2010.** Is the international frog legs trade a potential vector for deadly amphibian pathogens? *Frontiers in Ecology and the Environment*. 8 (8). 438-442.
- Hansen, M. C., Stehman S. V., Potapov, P. V., Arunarwati, B., Stolle, F., Pittman, K. 2009.** Quantifying changes in the rates of forest clearing in Indonesia from 1990 to 2005 using remotely sensed data sets. *Environmental Research Letters*. 4. 1-13.
- Hartel, T. 2008.** Weather conditions, breeding date and population fluctuation in *Rana dalmatina* from central Romania. *Herpetological Journal*. 18. 1-5.
- Hartley, M. J. 2002.** Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*. 155. 81-95.
- Harvey, B. M., Pemberton, J. A., Smith, E. N. 2002.** New and poorly known parachuting frogs (Rhacophoridae: Rhacophorus) from Sumatra and Java *Herpetological Monographs*. 16. 46-92.
- Hayes, T. B. 1998.** Sex determination and primary sex differentiation in amphibians. Genetic and developmental mechanisms. *Journal of Experimental Zoology*. 281. 373-390.
- Hendrix, R., Gawor, A., Vences, M., Ziegler, T. 2008.** The tadpole of the narrow-mouthed frog *Microhyla fissipes* from Vietnam (Anura: Microhylidae). *Zootaxa*. 1675. 67-68.
- Hillyard, S. D. 1999.** Behavioral, molecular and integrative mechanisms of amphibian osmoregulation. *Journal of Experimental Zoology*. 283. 662-674.
- Holmes, D. A. 1994.** A review of the land birds of the west Sumatran islands. *Kukila*. 7. 28-46.

- Chakravarty, S., Ghosh, S. K., Suresh, C. P., Dey, A. N., Shukla, G. 2012.** Deforestation: Causes, Effects and Control Strategies. Global Perspectives on Sustainable Forest Management. Intech. 300. 1-27.
- Chiti, T., Certini, G., Grieco, E., Valentini, R. 2010.** The role of soil in storing carbon in tropical rainforests: the case of Ankasa Park, Ghana. Plant and Soil. 331. 453-461.
- Church, G. 1960.** The invasion of Bali by *Bufo melanostictus*. Herpetologica. 16 (1). 15-21.
- Inger, R. F., Stuart, B. L., Iskandar, D. T. 2009.** Systematics of a widespread Southeast Asian frog, *Rana chalconota* (Amphibia: Anura: Ranidae). Zoological Journal of the Linnean Society. 155. 123–147.
- IPCC (Intergovernmental panel on climate change). 2003.** Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. In: Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., Wagner, F. (Eds.). IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme (IPCC). Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Kanagawa. 1-590. ISBN: 4887880030.
- Jackson, R. B., Randerson, J. T., Candell, J. G., Anderson, R. G., R. Avissar, R., Baldocchi, D. D., Bonan, G. B., Caleira, K., Diffenbaugh, N. S., Field, Ch. B., Hungate, B. A., Jobbágy, E. G., Kueppers, L. M., Noretto, M. D., Pataki, D. E. 2008.** Protecting climate with forests. Environmental Research Letters. 3. 1-6.
- Jansen, A., Healey, M. 2003.** Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. Biological Conservation. 109. 207-219.
- Jeník, J. 1973.** Tropický deštný les. Živa. 11 (1). 2-5.
- Jeník, J. 2009.** Kapitoly ze života v tropech: sborník článků pro časopis Živa. Praha. 187 s. ISBN: 9788025451311.
- Jennings, M. R., Hayes, M. P. 1985.** Pre-1900 overharvest of California red-legged frogs (*Rana aurora draytonii*): the inducement for bullfrog (*Rana catesbiana*) introduction. Herpetologica. 41. 94-103.

- Jönsson, K. I., Herczeg, G., O'Hara, R. B., Söderman, F., ter Schure, A. F. H., Larsson, P., Merilä, J. 2009.** Sexual patterns of prebreeding energy reserves in the common frog *Rana temporaria* along a latitudinal gradient. *Ecography*. 32. 831-832.
- Jørgensen, C. B. 1984.** Relations between hibernation and ovarian functions in a temperate zone frog, *Rana temporaria*. *Acta Zoologica*. 65. 239-247.
- Jørgensen, C. B. 1997.** 200 years of amphibian water economy: From Robert Townson to the present. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 72. 153-237.
- Kartawinata, K. 2005.** Six decades of natural vegetation studies in Indonesia. In: Soemodihardjo, S., Sastrapradja, S. D. (eds). *Six Decades of Science and Scientists in Indonesia*. Nutrindo. Bogor. p. 140. ISBN: 9793688432.
- Khan, M. S. 1982.** Collection, preservation and identification of amphibian eggs from the plains of Pakistan. *Pakistan Journal of Zoology*. 14. 241-243.
- Khan, M. S. 1991.** Morphoanatomical specialization of the buccopharyngeal region of the anuran larvae and its bearing on the mode of larval feeding. Dissertation. University of the Punjab. Lahore. Pakistan. p. 93.
- Khan, M. S. 2001.** Notes on cranial-ridged toads of Pakistan and description of a new subspecies (Amphibia: Bufonidae). *Pakistan Journal of Zoology*. 33. 293-298.
- Koh, L. P., Ghazoul, J. 2010.** Spatially explicit scenario analysis for reconciling agricultural expansion, forest protection, and carbon conservation in Indonesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 107. 11140-11144.
- Koh, L. P., Wilcove, D. S. 2008.** Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? *Conserv. Lett.* 1. 60-64.
- Köhler, A., Sadowska, J., Olszewska, J., Trzeciak, P., Berger-Tal, O., Tracy, C. R. 2011.** Staying warm or moist? Operative temperature and thermal preferences of common frogs (*Rana temporaria*), and effects on locomotion. *Herpetological Journal*. 21. 17-26.
- Kongsager, R., Reenberg, A. 2012.** Contemporary land-use transitions: the global oil palm expansion. *GLP Report No. 4*. 1-39.

- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I. Grafe, T. U. 2015.** Effects of Logging and Oil Palm Expansion on Stream Frog Communities on Borneo, Southeast Asia. *Biotropica*. 47. 636-643.
- Kurz, D. J., Turner, E. C., Aryawan, A. A., Barkley, H. C., Caliman, J.-P., Konopik, O., Ps, S., Foster, W. A. 2016.** Replanting reduces frog diversity in oil palm. *Biotropica*. 48. 483-490.
- Kusrini, M. D., Alford, R. A. 2006.** Indonesia's exports of frogs' legs. *TRAFFIC Bulletin*. 21 (1). 13-24.
- Kusrini, M. D., Skerratt, L. F., Garland, S., Berger, L., Enderwin, W. 2008.** Chitridiomycosis in Frogs of Mount Gede Pangrango, Indonesia. *Diseases of aquatic organism*. 82. 187–194.
- Lahti, D. C. 2001.** The „edge effect on nest predation“ hypothesis after twenty years. *Biol. Conserv.* 99. 365-374.
- Laurance, W. F. 1999.** Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*. 91. 109-117.
- Laurance, W. F., Sayer, J., Cassman, K. G. 2014.** Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in Ecology and Evolution*. 29. 107–116.
- Lesbarrères, D., a Thierry, L. 2002.** Environmental influence on the reproduction of *Rana dalmatina* (Anura, Ranidae): Implications for conservation. *Bulletin de la Societe Herpetologique de France*. 104. 66-76.
- Lu, W., Qing, N. 2010.** *Bufo melanostictus* (Asian Common Toad). Record size. *Herpetological Review*. 41 (1). 1-61.
- Luskin, M. S, Potts, M. D. 2011.** Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle. *Basic and Applied Ecology*. 12. 540-551.
- Mackinnon, J. 1997.** Protected Areas Systems Review of the Indo-Malayan Realm. In: Mackinnon, J. (ed.). Asian Bureau for Conservation. The Word bank. Canterbury. p. 238. ISBN: 9628515217.
- Manthey, U., Grossmann, W. 1997.** Amphibien & Reptilien Südostasiens. Natur und Tier Verlag, Münster. Germany. p. 512. ISBN: 9783931587123.

- Margono, B. A., Turubanova, S., Zhuravleva, I., Potapov, P., Tyu-kavina, A., Baccini, A., Goetz, S., Hansen, M. C. 2012.** Mapping and monitoring deforestation and forest degradation in Sumatra (Indonesia) Using landsat time series data sets from 1990 to 2010. *Environmental Research Letters* 7. 3. 1-16.
- Maritz, CH. 2014.** Certifikace palmového oleje: od partnerství k udržitelnosti. Glopolis. Praha. 14. s. ISBN: 9788087753156.
- Martin, T. E., Blackburn, G. A. 2010.** Impacts of tropical forest disturbance on avifauna on a small island with high endemism: implications for conservation. *Conservation and Society*. 8. 127-139.
- Matsui, M., Ito, H., Shimada, T., Ota, H., Saidapur, S. K., Khonsue, W., Tanaka-Ueno, T., Wu, G-F. 2005.** Taxonomic relationships within the Pan-Oriental narrow-mouth toad *Microhyla ornata* as revealed by mtDNA analysis (Amphibia, Anura, Microhylidae). *Zoological Science*. 22. 489-495.
- Mattison, Ch. 1992.** Frogs and toads of the world. Cassell. London. 191 s. ISBN: 0713723556.
- Mendes, L. W., Tsai, S. M., Navarrete, A. A., de Hollander, M., van Veen, J. A., Kuramae, E. E. 2015.** Soil-borne microbiome: linking diversity to function. *Microbial Ecology*. 70. 255–265.
- Merten, J., Röhl, A., Guillaume, T., Meijide, A, Tarigan, S., Agusta, H., Dislich, C., Dittrich, C., Faust, H., Gunawan, D., Hein, J., Hendrayanto, Knohl, A., Kuzyakov, Y., Wiegand, K., Hölscher, D. 2016.** Water scarcity and oil palm expansion: social views and environmental processes. *Ecology and Society*. 21. 1-21.
- Miettinen, J., Shi, C., Liew, S. C. 2011.** Deforestation rates in insular Southeast Asia between 2000 and 2010. *Global Change Biology*. 17. 2261-2270.
- Moran, E. F. 1993.** Deforestation and land use in the Brazilian Amazon. *Human Ecology*. 21. 1-21.
- Mrázková, B., Kostřicová, Z., Chmelař, A. 2012.** Komu chutná prales: náš vztah k pralesu a jeho kácení. Společnost pro Fair Trade. Brno. 39 s. ISBN: 8071688282.
- Murphy, D. J. 2014.** The future of oil palm as a major global crop: Opportunities and challenges. *Journal of Oil Palm Research*. 26 (1). 1-24.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000.** Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403. 853-858.
- Nalbant, S. S., Steacy, S., Sieh, K., Natawidjaja, D., McCloskey, J. 2005.** Earthquake risk on the Sunda trench. *Nature*. 435. 756-757.
- Niekisch, M. 1986.** The international trade in frogs' legs. *TRAFFIC Bulletin* 8 (1). 7-10.
- Nokhbatolfoghahai, M., Downie, J. R. 2007.** Amphibian hatching gland cells: pattern and distribution in anurans. *Tissue and Cell*. 39. 225-240.
- Noss, R. F., Platt, W. J., Sorrie, B. A., Weakley, A. S., Means, D. B., Costanza, J., Peet, R. K. 2015.** How global biodiversity hotspots may go unrecognized: Lessons from the North American Coastal Plain. Wiley-Blackwell. USA. 21 (2). 236-244.
- Nováček, P. 2003.** Mys dobré naděje: partnerství pro rozvoj jako globální environmentální výzva. Univerzita Palackého. Olomouc. 166 s. ISBN: 8024406977.
- Ogielska, M. 2009.** Reproduction of Amphibians. Science Publishers. USA. p. 422. ISBN: 9781578083077.
- Osborne, P. L. 2000.** Tropical ecosystems and ecological concepts. Cambridge University Press. Cambridge. p. 464. ISBN: 9780521642514.
- Pasanen, S., Koskela, P. 1974.** Seasonal and age variation in the metabolism of the common frog *Rana temporaria* in northern Finland. *Comparative Biochemistry and Physiology*. 47. 635-654.
- Pavliš, J. 2000.** Sukcese tropického deštného lesa v kolumbijské Amazonii, oblast Araracuary. Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology. *Journal of Forest Science*. 46. 1-19.
- Pavlov, D. S., Bukvareva, E. N. 2007.** Biodiversity and life support of humankind. *Herald of the Russian Academy of Sciences*. 77. 550-562.
- Pawson, S. M., Brin, A., Brockerhoff, E. G., Lamb, D., Payn, T. W., Paquette, A., Parrotta, J. A. 2013.** Plantation forests, climate change and biodiversity. *Biodiversity and Conservation*. 22. 1203-1227.
- Phalan, B., Oniall, B., Balmford, A., Green, R. E. 2011.** Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*. 333. 1289-1291.

- Pikulik, M. M. 1980.** Razmnoženne travnajanoj žaby (*Rana temporaria* L.) u Belarusi. Vesci AN BSSR. 6. 106-111.
- Pineda, E., Halffter, G. 2003.** Species diversity and habitat fragmentation: Frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biological Conservation*. 117. 499-508.
- Piveteau, J. 1936.** Une forme ancestrale des Amphibiens Anoures dans le Trias inférieur de Madagascar. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*. 102. 1607-1608.
- Putz, F. E., Romero, C. 2014.** Futures of tropical production forests (sensu lato). *Biotropica*. 46. 495-505.
- Quimby, B. 2015.** Emerging customs: Small – scale fishing practises in Aceh, Indonesia. *Applied Geography*. 59. 125-130.
- Rage, J. - C., Roček, Z. 1989.** Redescription of *Triadobatrachus massinoti* an anuran amphibian from the Early Triassic. *Palaeontographica Abteilung A*. 206. 1-16.
- Rehák, I. 1982.** Omyly žabích samečků. *Živa*. Praha. 30 (2). 68-69.
- Ripley, S. D. 1946.** The Bird Fauna of the West Sumatra Islands. *Bulletin of the museum of comparative zoology*. 44. 305-430.
- Roček, Z. 2002.** Historie obratlovců - evoluce, fylogeneze, systém. *Academia*. Praha, 512 s. ISBN: 8020008586.
- Rowley, J., Brown, R. M., Bain, R., Kusri, M., Inger, R., Stuart, B., Wogan, G., Thy, N., Chan-Ard, T., Trung, C. T., Diesmos, A., Iskandar, D. T., Lau, M., Ming, L. T., Makchai, S., Truong, N. Q., Phimmachak, S. 2010.** Impending conservation crisis for Southeast Asian amphibians. *Biol. Lett.* 6. 336-338.
- Ryser, J. 1989.** Weight loss, reproductive output, and the cost of reproduction in the common frog, *Rana temporaria*. *Oecologia*. 78. 264-268.
- Sayer, J., Ghazoul, J., Nelson, P. N., Boedhihartono, A. K. 2012.** Oil palm expansion transforms tropical landscapes and livelihoods. *Global Food Secur.*, 1, 114-119.
- Schoch, R. R. 2009.** Evolution of life cycles in early amphibians. *Annual review of earth and planetary sciences*. 37. 1-593.

- Schwaiger, H. P., Bird, D. N. 2010.** Integration of albedo effects caused by land use change into climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? *Forest Ecology and Management*. 3. 278-286.
- Sim, B. L., Nykvist, N. 1991.** Impact of forest harvesting and replanting. *Journal of Tropical Forest Science*. 3. 251-84.
- Snaddon, J. L., Willis, K. J., Macdonald, D. V. 2013.** Biodiversity: oil-palm replanting raises ecology issues. *Nature*. 502. 170-71.
- Sodhi, N. S., Koh, L. P., Clements, R., Wanger, T. C., Hill, J. K., Hamer, K. C., Clough, Y., Tschardtke, T., Posa, M. R. C., Lee, T. M. 2010.** Conserving Southeast Asian biodiversity in human-modified landscapes. *Biological Conservation*. 143. 2375-2384.
- Stringell, T. B., Bangakru, M., Steeman, A. P. J. M., Bateman, L. 2000.** Green Turtle Nesting at Pulau Banyak (Sumatra, Indonesia). *Marine Turtle Newsletter*. 90. 6-8.
- Stuart, S. N., Hoffmann, M., Chanson, J. S., Cox, N. A., Berridge, R. J., Ramani, P., Young, B. E. 2008.** *Threatened Amphibians of the World*. Lynx Edicions. Barcelona. p. 151. ISBN: 9788496553415.
- Stuart, S. N., Chanson, J. S., Cox, N. A., Young, B. E. Rodrigues, A. S. L., Fischman, D. L., Waller, R. W. 2004.** Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*. 306. 1783-1786.
- Sugardjito, J., van Schaik, C. P., van Noordwijk, M. A., Mitrasetia, T. 1989.** Population Status of the Simeulue Monkey (*Macaca fascicularis fusca*). *American Journal of Primatology*. 17. 197-207.
- Sunderlin, W. D., Resosudarmo, I. A. P. 1996.** Rates and causes of deforestation in Indonesia: towards a resolution of the ambiguities. *CIFOR Occasional Paper No.9*. 1-23.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., Knight, T. M. 2004.** The Need for Evidence-Based Conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 19. 305-308.
- Tapley, B., Muurmans, M. 2011.** Herpetofaunal records from Pulau Bangkaru, Sumatra. *Herpetology Notes*. 4. 413-417.



- Teynié, A., David, P., Ohler, A. 2010.** Note on a collection of Amphibians and Reptiles from Western Sumatra (Indonesia), with the description of a new species of the genus *Bufo*. *Zootaxa*. 2416. 1-43.
- Tsiora, A., Kyriakopoulou-Sklavounou, P. 2001.** Male reproductive cycle of the water frog *Rana epeirotica* in northwestern Greece. *Amphibia-Reptilia*. 22. 291-302.
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2007.** Global Environment Outlook: Environment for Development (GEO4). United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya. p. 572. ISBN: 9789280728361.
- USDA National Agroforestry Center. 2012.** Inside Agroforestry. 20 (2). 1-10.
- Valíček, P. a kolektiv, 2002.** Užitkové rostliny tropů a subtropů. Academia. 486. s. ISBN: 8020009396.
- Vié, J. C., Hilton-Taylor, C., Stuart, S. N. 2009.** Wildlife in a Changing World: An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species. Gland, Switzerland: IUCN. p. 180. ISBN: 9782831710631.
- Vieites, D. R., Nieto-Román, S., Barluenga, M., Palanca, A., Vences, M., Meyer, A. 2004.** Post-mating clutch piracy in an amphibian. *Nature*. 43. 305-308.
- Vignes, J. C. 2010.** Biological characteristics about the common frog (*Rana temporaria*) reproduction in a population in the French furthest South West. *Munibe (Ciencias Naturales –Natur Zientziak)*. 58. 131-148.
- Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J. 2016.** The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. *PloS one*. 11. 1-19.
- Vitt, L. J., Caldwell, J. P. 2009.** Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles. Elsevier. UK. p. 749. ISBN: 9780123869197.
- Vrbová, M., Kerouš, K. 2005.** Obojživelníci v PP Podhradská tuň. Český svaz ochránců přírody. Mladá Boleslav. 42 s. ISBN: 9780123869197.
- Waide, R. B. 2008.** Tropical Rainforest. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. 3625-3629.

- Warkentin, K. M. 2011.** Plasticity of Hatching in Amphibians: Evolution, Trade-Offs, Cues and Mechanisms. *Integrative and comparative biology*. 51. 111-127.
- White, D. L., Lloyd, F. T. 1994.** Defining Old Growth: Implications For Management. Eighth Biennial Southern Silvicultural Research Conference. Retrieved 23 November 2009.
- Wibisono, H. T., Pusparini, W. 2010.** Sumatran tiger (*Panthera tigris sumatrae*): A review of conservation status. *Integrative Zoology*. 5. 313-323.
- Wojtkowski, P. A. 2002.** Agroecological Perspectives in Agronomy, Forestry, and Agroforestry. Science Publishers. USA. p. 356. ISBN: 9781578082179.
- Woodward, F. I., Lomas, M. R., Kelly, C. K. 2004.** Global climate and the distribution of plant biomes. *Biological science*. England. 359. 1465-1476.
- Yahya, Z., Husin, A., Talib, J., Othman, J., Ahmed, O., Jalloh, M. 2010.** Soil compaction and oil palm (*Elaeis guineensis*) yield in a clay textured soil. *American Journal of Agricultural and Biological Sciences*. 5. 15-19.
- Yamasaki, H., Katagiri, C., Yoshizaki, N. 1990.** Selective degradation of specific components of fertilization coat and differentiation of hatching gland cells during the two phase hatching of *Bufo japonicus* embryos, *Development, Growth and Differentiation*. 32. 65-72.

## INTERNETOVÉ ZDROJE

**Amphibian. 2014.** Amphibian Survival Alliance and Amphibian Specialist Group bringing together world leaders in amphibian conservation, research and education. [online]. Aktualizace dne 18. března 2017 [cit. 2017-03-24]. Dostupné z <<http://www.amphibians.org>>.

**AmphibiaWeb. 2016.** Information on amphibian biology and conservation [online]. California. AmphibiaWeb. Aktualizace dne 3. března 2017 [cit. 2017-03-03]. Dostupné z <<http://amphibiaweb.org>>.

**Butler, R. 2012a.** Deforestation: A World Imperiled: Forces Behind Forest Loss [online]. Aktualizace dne 27. června 2016 [cit. 2017-02-05]. Dostupné z <<http://rainforests.mongabay.com/0801.htm>>.

**Butler, R. 2012b.** Rainforests decline sharply in Sumatra, but rate of deforestation slows [online]. Aktualizace dne 28. dubna 2016 [cit. 2017-02-05]. Dostupné z <<http://news.mongabay.com/2012/0828-sumatra-forests.html>>.

**Butler, R. A. 2009.** LUSH cosmetics launches campaign against palm oil [online]. Aktualizace dne 10. dubna 2016 [cit. 2017-03-05]. Dostupné z <[Online at http://news.mongabay.com/2009/0810-lush\\_palm\\_oil.html](http://news.mongabay.com/2009/0810-lush_palm_oil.html)>.

**Diesmos, A., Iskandar, D., van Dijk, P. P., Inger, R., Das, I., Vijayakumar, S. P. 2009.** *Amnirana nicobariensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 10. dubna 2017 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/58281/>>.

**FAO (Food and agriculture organization of the United nations). 2003.** Workshop on Tropical Secondary Forest Management in Africa: Reality and Perspectives [online]. Aktualizace dne 20. dubna 2016 [cit. 2017-03-05]. Dostupné z <<http://www.fao.org/docrep/006/J0628E/J0628E16.htm>>.

**FAO (Food and agriculture organization of the United nations). 2009.** The state of food and agriculture. FAO. Rome. p. 180. ISBN: 9789251062159. Dostupný také z: <<http://www.fao.org/docrep/012/i0680e/i0680e.pdf>>.

**FAO (Food and agriculture organization of the United nations). 2010.** Global Forest Resources Assessment 2010: Main report. FAO forestry paper 163. p. 378. ISBN: 9789251066546. Dostupný také z: <<http://www.fao.org/docrep/013/i1757e/i1757e.pdf>>.

- FAO (Food and agriculture organization of the United nations). 2015.** Global Forest Resources Assessment 2015: Country Report Indonesia. FAO. Rome. p. 253. ISBN: 9789251088265. Dostupný také z: <<http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf>>.
- FAO (Food and agriculture organization of the United nations). 2016.** Fisheries and Aquaculture Department. FAO. Rome. p. 200. ISBN: 9789251091852. Dostupný také z: <<http://www.fao.org/3/a-i5555e.pdf>>.
- FWI/GFW (Forest watch Indonesia/Global forest watch). 2002.** The state of Forest: Indonesia. Forest Watch Indonesia. Bogor. p. 14. ISBN: 1569734925. Dostupné také z: <[http://pdf.wri.org/indoforest\\_full.pdf](http://pdf.wri.org/indoforest_full.pdf)>.
- Global Forest Watch. 2017.** Forest change [online]. Aktualizace dne 15. března 2017 [cit. 2017-03-16]. Dostupné z <<http://www.globalforestwatch.org>>.
- Greenpeace. 2007.** Long term solutions. [online]. Aktualizace dne 20. dubna 2016 [cit. 2017-03-05]. Dostupný z: <<http://www.greenpeace.org>>.
- Indonesia traveling guide. 2010.** Aceh Pulau Simeulue Wildlife Reserve [online]. Aktualizace dne 20. dubna 2016 [cit. 2017-03-05]. Dostupné z <<http://www.indonesiatravelingguide.com/sumatera-natural-resources/aceh-nature-reserves/aceh-pulau-simeulue-wildlife-reserve/>>.
- Iskandar, D., Mumpuni, Das, I., Shrestha, T. K., Ohler, A. 2004.** *Limnonectes macrodons*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 10. dubna 2017 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/58351/0>>.
- Iskandar, D., Mumpuni, Kusri, M., Angulo, A. 2009.** *Rhacophorus margaritifer*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 9. dubna 2017 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/59002/0>>.
- Khan, M. S. 2016.** *Duttaphrynus melanostictus*: Southeast Asian Toad. [online]. Aktualizace dne 18. února 2016 [cit. 2017-02-22]. Dostupné z <<http://amphibiaweb.org/species/236>>.
- Kvapil, J., Pohanková, Z., Lhota, S., Holubová, K., Jirků, J. 2016.** Palmanach, problematika palmového oleje [online]. Aktualizace dne 9. listopadu 2016 [cit. 2017-02-15]. Dostupné z <[http://media.wix.com/ugd/12839e\\_458246b5fb5d424e894d229d551f4af3.pdf](http://media.wix.com/ugd/12839e_458246b5fb5d424e894d229d551f4af3.pdf)>.

**Lau, M. W. N., Baorong, G., van Dijk, P. P., Iskandar, D. 2008.** *Microhyla fissipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 10. dubna 2017 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/135848/0>>.

**May-Tobin, C., Boucher, D., Decker, E., Hurowitz, G., Martin, J., Mulik, K., Roquemore, S., Stark, A. 2012.** Recipes for success, solutions for deforestation-free vegetable oils [online]. Aktualizace dne 10. února 2012 [cit. 2017-03-14]. Dostupné z <<https://www.illegal-logging.info/sites/files/chlogging/uploads/RecipesforSuccess.pdf>>.

**MoFor (Ministry of Forestry of the Republic of Indonesia). 2008.** IFCA 2007 Consolidation Report: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Indonesia. FORDA. Indonesia. p. 218. ISBN: 9789798452260. Dostupný také z: <<http://docplayer.net/31671356-Ifca-consolidation-report-reducing-emissions-from-deforestation-and-forest-degradation.html>>.

**RedList. 2015.** Categories and Criteria [online]. Aktualizace dne 12. ledna 2015 [cit. 2016-02-08]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria>>.

**RSPO (Roundtable on Sustainable Palm Oil). 2007.** RSPO principles and criteria for sustainable palm oil production including indicators and guidance [online]. Aktualizace dne 10. prosince 2016 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <[www.rspo.org](http://www.rspo.org)>.

**Scientific american. 2009.** Measuring the Daily Destruction of the World's Rainforests. Scientific American: EarthTalk. The Environmental Magazine [online]. Aktualizace dne 5. dubna 2017 [cit. 2017-04-10]. Dostupné z <<http://www.scientificamerican.com/article/earth-talks-daily-destruction/#comments>>.

**Sumatra Eco Tourism. 2017.** Pulau Banyak (Banyak Islands) [online]. Aktualizace dne 14. března 2017. [cit. 2017-03-03]. Dostupné z <<http://www.sumatraecotourism.com/pulaubanyak/index.html>>.

**UN Climate Summit. 2014.** Forests: Action Statements and Action Plans [online]. Aktualizace dne 14. září 2014 [cit. 2017-11-02]. Dostupné z <<http://www.un.org/climatechange/summit/wp-content/uploads/sites/2/2014/07/New-York-Declaration-on-Forest-%E2%80%93-Action-Statement-and-Action-Plan.pdf>>.

**USDA (United states department of agriculture). 2016.** Oilseeds: World markets and trade [online]. Aktualizace dne 5. června 2016 [cit. 2017-04-01]. Dostupné z <<http://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/oilseeds.pdf>>.

**van der Meijden, A. 2007.** *Odorrana hosii* [online]. Aktualizace dne 22. června 2016 [cit. 2017-02-21]. Dostupné z <<http://amphibiaweb.org/species/5054>>.

**van Dijk, P. P., Iskandar, D., Inger, R. 2004a.** *Odorrana hosii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 25. března 2016. [cit. 2017-03-28]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/58618/0>>.

**van Dijk, P. P., Iskandar, D., Lau, M. W. N., Huiqing, G., Baorong, G., Kuangyang, L., Wenhao, C., Zhigang, Y., Chan, B., Dutta, S., Inger, R. F., Manamendra-Arachchi, K., Khan, M. S. 2004b.** *Duttaphrynus melanostictus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004 [online]. Aktualizace dne 25. března 2016 [cit. 2017-03-28]. Dostupné z <<http://www.iucnredlist.org/details/54707/0>>.

**Vidal, J. 2009.** Q&A: Reducing Emissions from Deforestation and Degradation (Redd) [online]. Aktualizace dne 24. září 2009 [cit. 2017-02-21]. Dostupné z <<https://www.theguardian.com/environment/2009/sep/24/redd-reducing-emissions-from-deforestation>>.

**Wakker, E. 2004.** Greasy palms: The social and ecological impacts of large-scale oil-palm development in Southeast Asia [online]. London. Friends of the Earth. Aktualizace dne 15. ledna 2015 [cit. 2017-02-15]. Dostupné z <[file:///C:/Users/KI%C3%A1rka/Downloads/wakker%202005%20greasy%20\(2\).pdf](file:///C:/Users/KI%C3%A1rka/Downloads/wakker%202005%20greasy%20(2).pdf)>.

## 9 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK A POJMŮ

**CITES** Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora  
– Úmluva o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících zvířat a planě rostoucích rostlin

**OSN** Organizace spojených národů

**IUCN** International Union for Conservation of Nature – Mezinárodní svaz ochrany přírody

**USD** United States Dollar

**FWI/GFW** Forest Watch Indonesia/Global Forest Watch

**UNEP** United Nations Environment Programme

**FAO** Food and Agriculture Organization of the United Nations - Organizace pro výživu a zemědělství