

Univerzita Karlova v Praze  
Přírodovědecká fakulta  
Katedra ekologie

# Příčiny ohrožení mořských želv

Bakalářská práce



Hana Svobodová

Praha, duben 2008

Školitel: Ondřej Sedláček

### **Poděkování:**

Děkuji svému školiteli, Ondřejovi Sedláčkovi, za umožnění sepsání této práce, za její vedení a zvláště pak za poskytnuté rady při jejím sepsování. Chtěla bych dále poděkovat Adamovi Petruskovi, který mi velmi pomohl při kontaktování zahraničních institucí a následně při uzavření spolupráce s Dr. Thomasem K. Doylem (Coastal and Marine Resources Centre, Cork, Irsko), který mě v rámci mé magisterské práce zapojí do výzkumu výskytu kožatky velké v irských vodách. Adam Petrussek mi pomohl i s finančním zajištěním jmenovaného výzkumného projektu. Děkuji také svému příteli, Ondřejovi Kmoníčkovvi, a rodičům, zvláště pak své matce, bez jejichž podpory a pomoci by práce nevznikla v této podobě.

## Abstrakt

Mořské želvy jsou více než 100 milionů let starou skupinou plazů plnicí unikátní a klíčové ekologické role v oceánech. Jejich populace ale dnes strmě klesají - čtyři ze sedmi druhů jsou považovány za kriticky ohrožené, další tři jako ohrožené vyhynutím. A právě shrnutím a diskusí dosavadních poznatků o ekologických souvislostech vedoucích k dramatickému úbytku mořských želv se věnuji ve své práci. Relativně nejlepší je situace v Atlantském oceánu, kde již často probíhá ochrana na plážích. Horší je stav v Tichém oceánu, kde populace exponenciálně klesají. Nejhorší je pak vývoj v Indickém oceánu, kde populace mořských želv na mnoha místech již úplně zmizely. Jednotlivé typy ohrožení a jejich spolupůsobení úzce souvisí s životním cyklem želv. Během suchozemské fáze, která v životě mořských želv tvoří jen nepatrnou část, hrozí samicím, vejcím i mláďatům velké množství nástrah. Klíčová je možnost dlouhodobého zatopení snůšky přílivem, vliv predace i vnitrodruhová destrukce snůšek. Mnohá nebezpečí jsou přirozená, ovšem člověk zásadně ovlivňuje jejich intenzitu. Díky globálnímu oteplování se zvedá hladina moří a hrozí tak častější zaplavení vajec. Nejčastější predátory jsou introdukovaní psi a krysy. Kvůli rozvoji pobřeží ubývá pláží a častěji se stává, že želva při hloubení svého hnízda fyzicky zničí na totéž místo dříve uloženou snůšku. Zbytkové světlo pronikající z urbanizovaných oblastí na pláže dezorientuje mláďata. Největším problémem však na mnoha místech zůstává přímý sběr želvích vajec a zabíjení samic pro maso. Dospělé mořské želvy v oceánu téměř postrádají přirozené nepřátele. Velký problém pro ně ale představuje intenzivní rybolov. Celoživotně jsou želvy ohroženy nemocemi, kterým snadněji podléhají díky oslabení imunity vlivem znečištěním moří. Ve své práci rovněž shrnuji hlavní možnosti, jak je možno zmiňovaným ohrožujícím vlivům účinně předcházet.

## Abstract

Sea turtles are more than 100 million years old group of reptiles. They carry out unique and key ecological roles in oceans. However, their populations decline steeply during the last centuries due to considerable human impact on many populations. Four from seven species are listed as critically endangered and three as endangered by extinction. Here I summarize and discuss ecological contexts of the main threats to sea turtles. Populations are less affected in Atlantic ocean, where there has been long lasting protection of beaches important for turtles' reproduction. However, all populations exponentially decline in Pacific ocean, and mainly in Indian ocean, where the sea turtles has already extinct in many areas. Females, eggs and hatchlings face multiple and increasing hazards on nesting beaches including nest inundation, high predation rates and intraspecific destruction of nests. Most of the risks are of natural character, but humans strongly modify many ecological interactions leading to considerable impact on declining populations. The sea level rise due to global warming and nests are more often inundated by floodtide. The most common predators are man-introduced dogs and rats. Coastal development for tourism cause destruction and fragmentation of beaches and high concentration of females on remaining beachis leads more frequently to intraspecific nest destruction. Beaches affected by artificial lighting from urban areas are avoided by females for egg laying and light pollution disorients hatchlings searching for the way to ocean. Collecting eggs and killing females for meat on beaches still represent the most serious problem in many areas. Adult sea turtles basically do not have natural predators. However, intensive fisheries cause death of several tens-thousands adults and immature individuals each year. Moreover, marine pollution decreases immune responses to pathogens and parasites in turtles. In my study, I also summarise the main principles of sea turtle conservation.

## Klíčová slova:

mořské želvy, pokles populací, predace, vnitrodruhová destrukce, lidský vliv, rybaření, globální oteplování

**Key words:** sea turtles, population decline, predation, intraspecies destruction, anthropogenic impact, fisheries, global warming

## **OBSAH**

1. ÚVOD .....	5
2. MOŘSKÉ ŽELVY .....	6
3. SNIŽOVÁNÍ POČETNOSTI.....	10
4. OHROŽENÍ BĚHEM JEDNOTLIVÝCH FÁZÍ ŽIVOTNÍHO CYKLU .....	13
4.1 SUCHOZEMSKÁ ČÁST: .....	13
4.2 OCEÁNSKÁ ČÁST:.....	20
4.2.1 MLÁDĚ V MOŘI.....	20
4.2.2 DOSPĚLÁ MOŘSKÁ ŽELVA .....	22
4.2.3 CELOŽIVOTNÍ OHROŽENÍ .....	28
5. ZÁVĚR.....	31
6. LITERATURA .....	32

# 1. ÚVOD

Mořské želvy představují charakteristickou a veřejností velmi oblíbenou součást celosvětové biodiverzity. Tato více než 100 milionů let stará skupina plazů (Bowen et al. 2007a) adaptovaná na život v oceánu plní často unikátní a klíčové ekologické funkce. Dokumentovat lze například jejich zásadní roli ve fungování korálových ekosystémů. Karety pravé, jejichž hlavní složku potravy tvoří mořské houby (Cnidaria), například regulují nárosty hub na korálových útesech. Tím přímo ovlivňují složení, strukturu a druhovou rozmanitost těchto ekosystémů. Můžeme je tedy bez nadsázky považovat za architektky korálových útesů a jejich pokles v posledních sto letech je jedním z důvodů degradace a úbytku těchto unikátních a druhově nesmírně bohatých ekosystémů (Spotila 2004). Snížení počtu karet obrovských zase na mnoha místech přispívá k přemnožení „mořských trav“.

Všechny druhy mořských želv kladou svá vejce na pláže v temperátních a tropických oblastech celého světa. Dá se říci, že hrají i důležitou roli v přenosu živin a energie mezi mořem a přilehlými terestrickými ekosystémy. Vylíhlá mláďata jsou často klíčovou složkou potravy mnoha druhů predátorů, vaječné obaly i mrtvá mláďata obohacují na živiny jinak chudé pobřežní biotopy. Želvy tak vlastně podporují růst rostlin a nepřímo i početnost a distribuci herbivorů (Bouchard & Bjorndal 2000).

Od nepaměti jsou mořské želvy využívány a jejich populace silně ovlivňovány člověkem. Záznamy o konzumaci mořských želv, které pro člověka po mnoho staletí představovaly významný zdroj potravy, máme již ze staré Mezopotamie. Krom toho byla v podstatné míře využívána i želvovina pro výrobu uměleckých předmětů. V pozůstatcích z doby bronzové lze nalézt ozdoby z želvích krunýřů, původní obyvatelé Ameriky používali želvovinu k výrobě spon a hřebenů na vlasy či jiných zdobených předmětů pro slavnostní ceremonie. Uvádí se, že mořské želvy, sloužící jako „živé konzervy“, hrály zásadní roli v mořeplavbě. Mimo jiné zřejmě umožnily Evropanům doplout v 15. století až k americkým břehům (Spotila 2004).

Dlouho se zdálo, že zásoby želv v oceánech jsou nevyčerpatelné. V 19. století ale přišel rozmach obchodu se želvovinou a později i se želvími vejci, které byly distribuovány ke konzumaci do špičkových restaurací po celém světě. Tento obchod je dnes ve většině zemí zakázaný. Nastala ale nová nebezpečí a želví populace strmě klesají (Spotila 1996, 2000). Čtyři ze sedmi druhů mořských želv jsou vedené jako kriticky ohrožené vyhynutím, další tři jako ohrožené (IUCN 2004). Naštěstí atraktivita želv, které symbolizují krásu, eleganci nebo dokonce dlouhý život přitahuje pozornost veřejnosti. Ta často není lhostejná k jejich katastrofálnímu úbytku. Především ochránářské organizace s podporou veřejnosti upozorňují na aktuální problémy a prosazují opatření, která mají zamezit úplnému vymizení mořských želv.

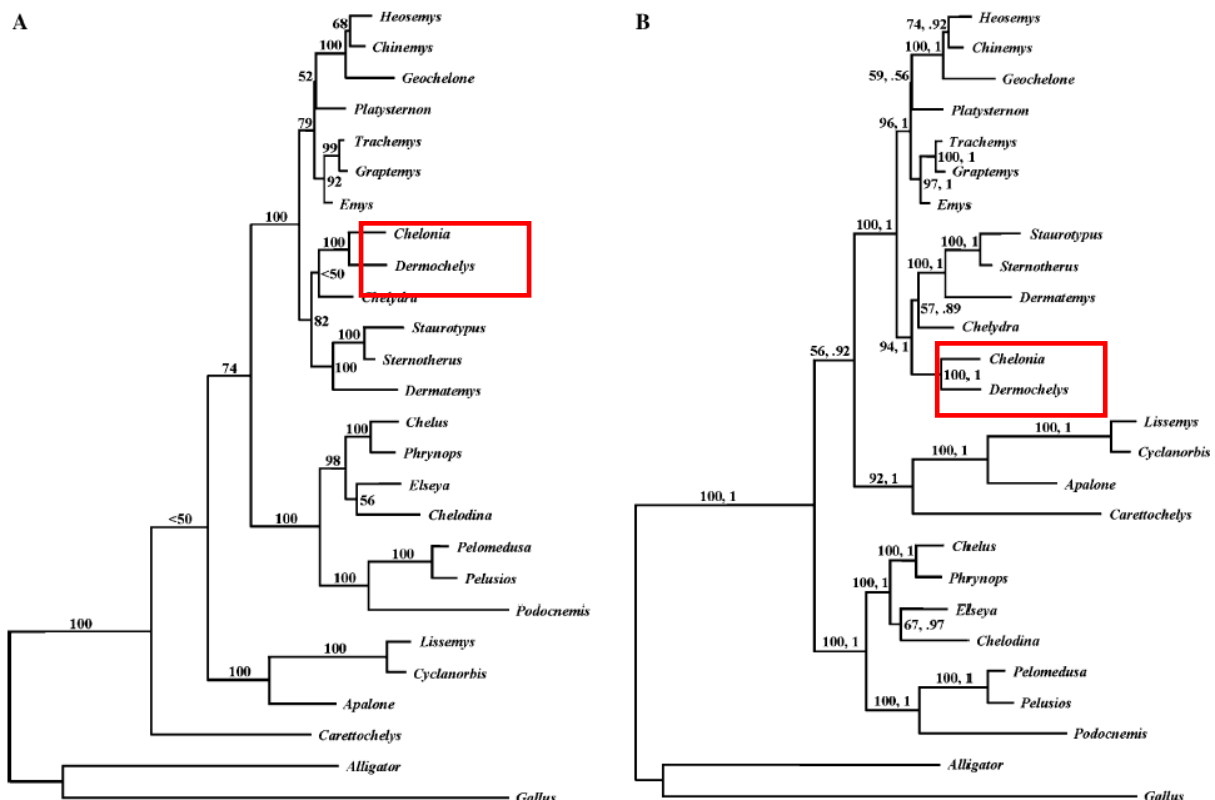
K efektivní ochraně těchto unikátních plazů je ovšem nutné do detailů znát jejich biologii a identifikovat nejpodstatnější příčiny jejich ohrožení. A právě shrnutím a diskuzí dosavadních poznatků

o ekologických souvislostech, které vedou k neustálému snižování početních stavů mořských želv se zabývám ve své bakalářské práci. Úvodní kapitoly jsou zaměřeny na seznámení s mořskými želvami a shrnují důkazy jejich významného poklesu. Stěžejní část práce pak věnuji identifikaci všech hlavních faktorů, které želvy ohrožují během jednotlivých fází života.

## 2. MOŘSKÉ ŽELVY

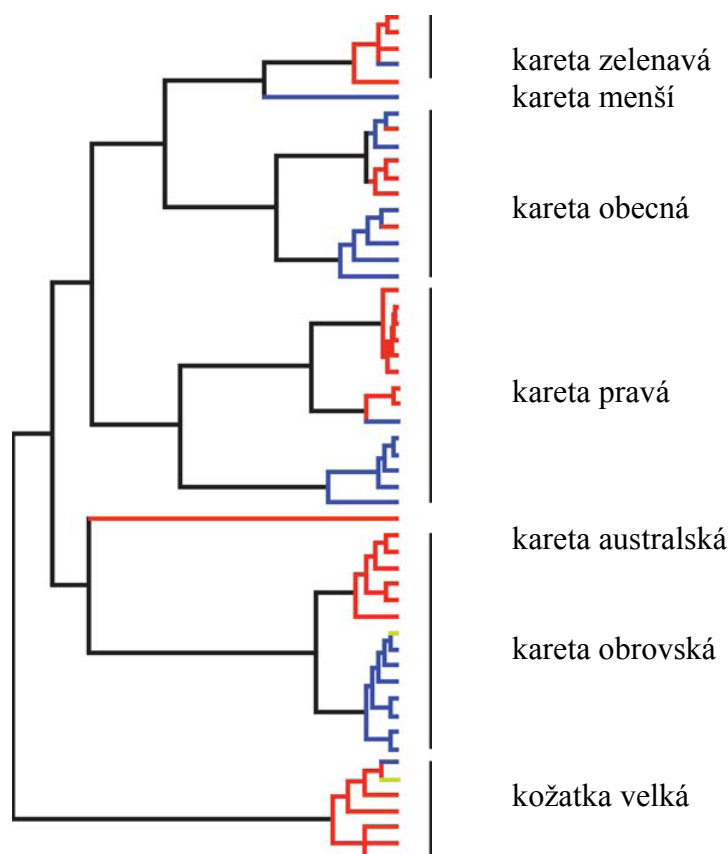
Želvy jsou jednou z životních forem rozeznatelných ve fosilním materiálu starém více než 200 milionů let (Krenz et al. 2005). Recentní výzkum fylogenetických vztahů naznačuje, že skupina mořských želv se od želv sladkovodních odštěpila zhruba před 100 miliony lety (Bowen & Karl 2007a). Nejblíže příbuznou skupinu tvoří na základě poznatků molekulární fylogeneze vodní želvy čeledi Dermatemydidae a Kinosternidae (Krenz et al. 2005, Obr. 1). Tyto želvy jsou rozšířené hlavně ve Střední Americe.

Mořské želvy se od suchozemských a sladkovodních želv odlišují především přítomností solných žláz ukrytých v lebce, končetinami přeměnými v ploutve a redukovánějším, tedy na pohyb v moři lépe adaptovaným kruněm.



**Obr. 1:** Molekulární fylogeneze želv založená na analýze mtDNA a nukleární DNA. A) metoda maximální úspěšnosti, B) metoda maximální pravděpodobnosti a Bayesovské analýzy (Krenz et al. 2005). Umístění mořských želv (*Chelonia*, *Dermochelys*) v kladogramu

V současnosti žijící zástupce mořských želv řadíme do dvou čeledí - Dermochelyiidae s pouze jedním zástupcem kožatka velkou (*Dermochelys coriacea*) a Cheloniidae se šesti druhy (Obr. 2, Tab. 1). Pro čeleď Cheloniidae jsou charakteristické keratinové pláty pokrývající dobře vyvinutý kostěný krunýř (Storch 2003). Naproti tomu kožatka velká má krunýř tvořený tenkou pevnou vrstvou elastické kůže, která je vyztužena tisíci malými kostěnými plátěčky (Spotila 2004). Tato adaptace se zřejmě vyvinula kvůli kompresi při hlubokých ponorech za potravou. Kožatka velká je totiž nejhloběji se potápějícím plazem.



**Obr. 2.** Příbuzenské vztahy všech žijících zástupců mořských želv rekonstruované pomocí molekulární fylogenetické analýzy mtDNA. Indopacifické linie jsou ukázány červeně, atlantické modře a linie nalezená v obou oceánech je vyznačena zeleně (dle Bowen & Karl 2007a).

Mořské želvy jsou primárně skupinou tropických moří. Kareta pravá a kareta obrovská jen zřídka kladou vejce mimo 25° severní či jižní šířky. Kareta zelenavá se rozmnožuje v tropech, ale její potravní habitaty najdeme i ve vyšších zeměpisných šířkách. Rozšířenější kareta obecná snáší vejce i v oblasti Středoziemního moře, které se blíží 40° s. š. Největší areál výskytu, nejen ze skupiny mořských želv, ale i ze všech plazů, má ale druh kožatka velká obývajícím všechny světové oceány. Kožatky

kladou vejce v tropech i subtropích a jejich potravní habitaty můžeme sledovat i v severských oblastech nad 50° s. š. (Bowen & Karl 2007a; Tab. 1).

Tab. 1. jednotlivé druhy mořských želv, jejich základní charakteristiky – velikost, váha, potrava, areál rozšíření i stupeň ohrožení (zdroje - Gutierrez 2007, Spotila 2004, [www.ccturtle.org](http://www.ccturtle.org))

český název	latinský název	stupeň ohrožení (dle IUCN 2004)	karapax (cm)	hmotnost (kg)	rozšíření	potrava
<b>1) Dermochelyiidae:</b>						
kožatka velká	<i>Dermochelys coriacea</i>	kriticky ohrožená	200	až 900	tropické i temperátní vody všech oceánů od 71°N a 47°S šířky	rosolovitý zooplankton, hlavně medúzy
<b>2) Cheloniidae:</b>						
kareta obrovská	<i>Chelonia mydas</i>	ohrožená	76-91	150	podél pobřeží a okolí ostrovů všech tropických a subtr. oceánů	mláďata omnivorní, dospělci především mořské trávy např. rodu <i>Thalassia</i> , <i>Syringodium</i> , <i>Halophila</i> a řasy ( <i>Sargassum</i> , <i>Hypnea</i> )
kareta obecná	<i>Caretta caretta</i>	ohrožená	73-107	160	v zátokách a při pobřeží tropických a subtr. moří, méně i v mírném pásu	hlavně měkkýši a koryši mořského dna
kareta australská	<i>Natador depressus</i>	kriticky ohrožená	100	90	jen mezi Austrálií a Novou Guineou, často v zátokách a u útesů	sumýši, garnáti, medúzy, měkkýši a další mořští bezobratlí
kareta pravá	<i>Eretmochelys imbricata</i>	kriticky ohrožená	76-91	40-60	v okolí útesů a u pobřeží v tropických mořích	převážně houby, dále sasanky, olihně a garnáty
kareta zelenavá	<i>Lepidochelys olivacea</i>	ohrožená	70	50	v zátokách a u pobřeží Tichého, Indického a Atlantského oceánu	koryši, hlavně krabi a garnáti, ale také měkkýši a pláštěnci
kareta menší	<i>Lepidochelys kempii</i>	kriticky ohrožená	60	35-45	jen v Mexickém zálivu a jeho okolí	krabi, měkkýši a garnáti

Želvy během života (životní cyklus viz. Obr. 3) využívají rozmnožovací, na potravu vzácný habitat, kde se vyskytují většinou jedinci vzájemně geneticky bližší a potravní habitat, kde je potrava naopak hojná (Hays et al. 2004a) a kde jsou jedinci geneticky variabilní, shloučení z mnoha líhních kolonií (Reece et al. 2006, Bowen et al. 2005). Mezi těmito habitaty, vzdálenými od sebe i tisíce kilometrů, želvy opakovaně migrují (Troeng & Chaloupka 2007a).

Kvůli náročné migraci spojené s mnoha hrozbami se mořské želvy nerozmnožují pravidelně každý rok (Rivalan et al. 2005, Hays 2004c; Obr. 3). Pokud ale k reprodukční migraci dojde, jedinci se setkávají a páří nedaleko pláží, kde se samice sami vylíhly (tzv. *natal homing*; Dutton et al. 2005). Samice jsou k oplození receptivní jen asi měsíc před začátkem líhni sezony a pak 12 hodin po naklazení každé snůšky. Těch každá samice během jedné reprodukční sezony trvající necelé tři měsíce naklade i sedm, přičemž každá obsahuje 80–100 vajec.

Želvy pro uložení snůšky preferují místa dobře přístupná z moře. Ta, kde nehrozí zaplavení přílivem a místa blízko oceánských proudů, které umožní lepší transport mláďat pryč z příbřežních oblastí. Dále samice upřednostňují oblasti, kam neproniká světlo z přilehlých urbanizovaných oblastí a

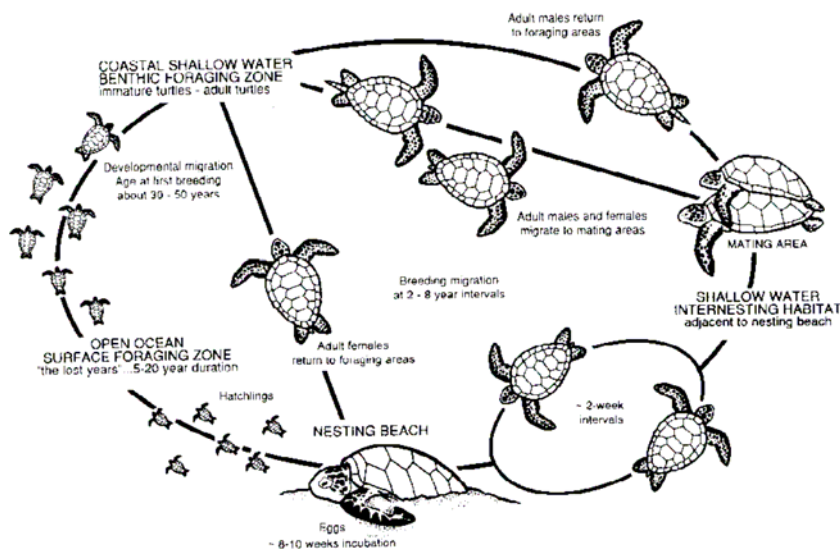


ty, kde je málo predátorů (Steinitz et al. 1998). Po nalezení vhodné lokality, většinou během noci, hloubí samice asi půl metru hlubokou jámu a kladou do ní vejce.

Mořské želvy neposkytují svým mláďatům mateřskou péči, takže od doby, kdy samice naklade vejce na pláži, záleží jejich inkubace a vývoj na vnějším prostředí. To ovlivňuje přežití embryí, jejich velikost, hmotnost, množství energetických rezerv, ale také pohlaví mláďat, které je stejně jako u mnoha jiných plazů určeno teplotou během inkubace. Zásadní je prostřední třetina inkubační doby. Vyšší teploty v této periodě produkují samice a nižší samce. Pokud je teplota v senzitivní době zhruba 29° C líhne se ve snůšce zhruba stejně samic jako samců. Pokud je však teplota nižší než 25 či vyšší než 35° C, embrya zemřou (Janzen 1994 ex Hawkes 2007). Dále je důležitá vlhkost a dostupnost kyslíku, tyto parametry jsou ovlivněné převládajícími aspekty počasí, hloubkou, ve které je snůška uložena i typem substrátu.

Po zhruba 60ti dnech jsou mláďata připravena opustit hnízdo (Nordmoe et al. 2004; Obr. 3). Líhnou se a vylézají z dobře zakryté snůšky obvykle v noci (Salmon & Wyneken 1987). Načasování je velmi důležité, protože při pohybu na slunci a horkém písku se mláďata snadno přehřejí a ztrácí pak schopnost koordinovat své pohyby. Při 38°C přestávají být mláďata pohyblivá a umírají (Spotila 2004). Mláďata se musí co nejrychleji dostat do moře, k čemuž používají vizuální orientaci - mají tendenci opouštět tmavá místa a mířit k hvězdami ozářené vodní hladině (Lohmann et al. 1990). Po vylíhnutí mají ještě zbytek žloutku, který slouží jako zásoba energie a rezerva na první dva týdny života (Spotila 2004). V té době se mláďata snaží co nejrychleji uniknout z příbřežních oblastí, hojných na predátory do vod s dostatkem potravy a nižším predačním tlakem (Salmon & Wyneken 1987).

Během pomalého růstu mořské želvy procházejí dramatickými ontogenetickými změnami. Z počáteční oceánské fáze juvenilů se při dosažení určité velikosti většinou stávají obyvateli příbřežních habitatů, kde po dalších několika letech dospívají a odtud pak cestují do líhních oblastí, aby se rozmnožily (Hawkes et al. 2006, Makowski et al. 2006; Obr. 3). O biologii mořských želv v období mezi prvním vstupem do moře a dosažením sexuální dospělosti se ale zatím neví téměř nic.



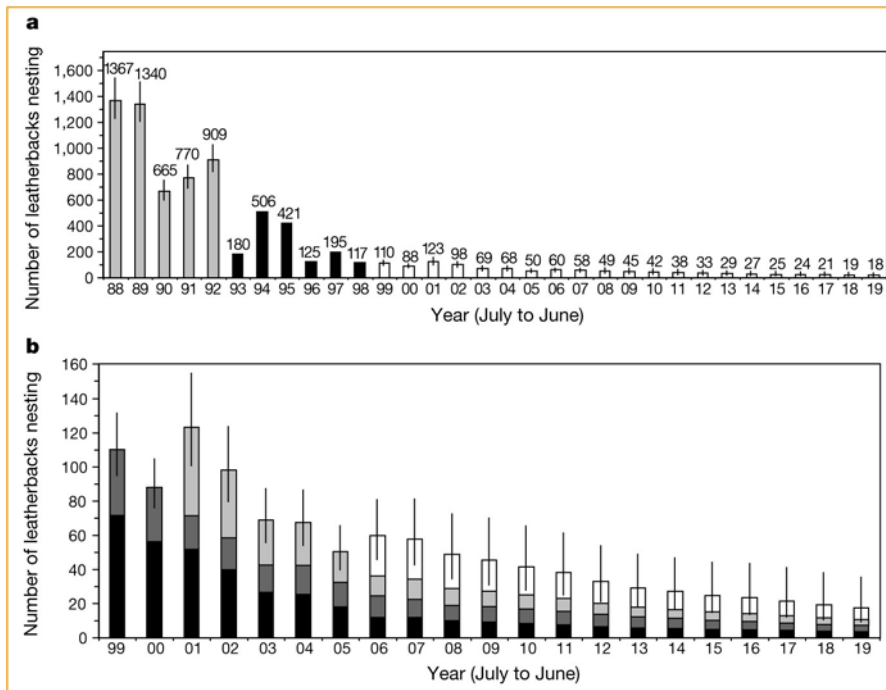
Obr. 3. Obecný životní cyklus mořských želv – podrobný popis viz text (Miller 1996 ex Storch 2003)

### 3. SNIŽOVÁNÍ POČETNOSTI MOŘSKÝCH ŽELV

Díky skutečnosti, že samice mořských želv kladou svá vejce na prostorově omezené pláži v určitou roční dobu máme možnost poměrně detailně sledovat dlouhodobé změny v jejich početnosti. Monitoring veškerých sledovaných oblastí shodně dokládá velmi rychlý (exponenciální) úbytek všech druhů mořských želv (např. Spotila et al. 1996).

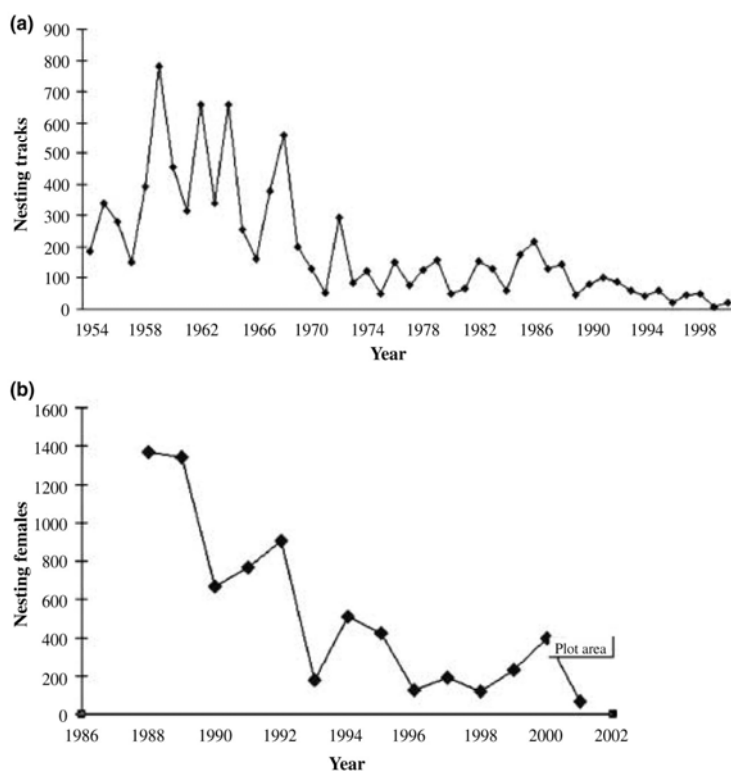
Relativně nejméně jsou postiženy populace želv v oblasti Atlantského oceánu a přilehlých moří. Zde totiž již na mnoha místech probíhá dlouhodobá ochrana samic i vajec na plážích, např. v Tortugueru v Kostarice již od roku 1955 (Troeng & Rankin 2005). I tak je ovšem pokles mnoha populací želv alarmující. Např. od roku 1995 do 2006 klesla snůšková aktivita samic kožatky velké (*Dermochelys coriacea*) o 67,8 % (Troeng 2007b). V Las Baulas počet snášejících kožatek velkých klesl z 1 504 v roce 1988 na 188 v roce 2003 (Tomillo et al. 2007). Také v Surinamu a Francouzské Guayaně se od roku 1992 do roku 2000 snížil počet nakladených snůšek z 60 000 na 31 000 (Girondot et al. 2001, Maros et al. 2003). Dle odhadů žily v Karibiku koncem 15. století desítky milionů karet obrovských, v současnosti tedy odhadujeme zhruba 5% početnost v porovnání s výchozím stavem, některé populace byly dokonce vyhubeny úplně. Na Bermudách nekladou želvy svá vejce už od 30. let 20. století (Hays 2005). Vybíjení želv a sběr vajec kompletně zdecimovalo populace na 17ti líhních plážích karet obrovských a 7 plážích karet pravých. Nejméně polovina zbylých líhnišť v Karibské oblasti má nejistou budoucnost. Působení mnoha faktorů počínaje rybnářstvím a konče strojovým čištěním pláží jen ve Středozezemním moři postihuje více než 35 000 karet obecných za rok (Mingozzi et al. 2007).

V Tichém oceánu je ale situace daleko horší. V letech 1988-89 kladlo vejce v oblasti Playa Grande na západním pobřeží Kostariky 1367 samic kožatky velké, v letech 1994-95 už to ale bylo pouze 506 samic (Steyermark et al. 1996, Obr. 4). O čtyři roky později dokonce jen 117 a i v letech 1996, 1997 a 1998 se na pláž vracelo stále méně samic. Mezi lety 1994 a 1998 byla odhadována meziroční úmrtnost samic v této oblasti na 34,6 %.



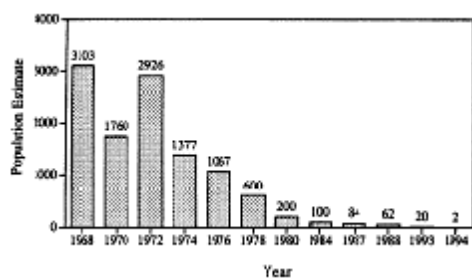
Obr. 4: Počet kožatek velkých snášejících vejce na oblasti Playa Grande v Kostarice v letech 1988-2019. a) – pozorování (šedě a černě) + odhady do budoucnosti (bíle), b) - matematický model za předpokladu ochrany pláže (zde černá reprezentuje nové želvy, tmavě šedá jsou opakovaně se vracující samice, světle šedá ukazuje nové samice vzešlé z ochrannářských projektů na počátku 90tých let, bílá pak značí nové kožatky vzešlé z ochrannářských projektů na konci 90tých let; Spotila et al.2000).

Tato situace není v dané oblasti ojedinělá, ale reflektuje obdobné dění na mnoha dalších tichomořských líhništích (Obr. 5). Například mexická líhni kolonie kožatky velké poklesla exponenciálně ze 70 000 kladoucích samic v roce 1982 na méně než 1000 jedinců v roce 1994 (Sarti et al. 1996 ex Spotila 2000) a v roce 1998-99 již na pouhých 250 jedinců. Celková početnost dospělých a subadultních samic kožatek velkých v Tichém oceánu se dnes pohybuje okolo třech tisíc. Ještě v 80. letech 20. století zde bylo odhadováno zhruba 90 000. dospělých samic. Tento populační krach může znamenat velmi rychlé vymizení druhu, jemuž může zabránit pouze okamžitá minimalizace mortality dospělců a maximalizace produkce mláďat (Spotila et al. 2000).



Obr. 5: Trendy v početnosti snášejících samic na hlavních líhních plážích v Tichém oceánu. A - karety obecné v Japonsku, B - kožatky velké v Kostarice (Lewison et al. 2004a)

Nejdramatičtější je vývoj v Indickém oceánu. Kožatky velké úplně zmizely z Indie před rokem 1930 (Smith 1931 ex Spotila et al. 1996), do roku 1994 klesly téměř na nulu na Srí Lance (Deraniyagala 1939 ex Spotila et al. 1996) a v Malajsii se populace zhroutila z tisíců samic na poslední dvě snášející samice v roce 1994 (Chan & Liew 1996; Obr. 6). Poněkud lepší je situace u karet zelenavých, v roce 1974 kladlo svá vejce na východním pobřeží Indie přes 100 000 samic. Jejich množství se ale také velmi rychle snižuje (Shanker et al. 2004).



Obr. 6: Pokles počtu samic kožatek velkých snášejících v Terengganu v Malajsii (Spotila et al. 1996)

Na základě těchto poměrně přesných studií lze odhadovat, že při zachování, případně zlepšení ochrany v Atlantickém oceánu se zde želvy mohou zachránit. Největší nebezpečí hrozí mořským želvám v Indickém oceánu a v západní části Tichého oceánu (Spotila et al. 1996)

Modely ukazují, že úmrtnost juvenilů a dospělých jedinců určuje budoucí vývoj populace (Crouse et al. 1987, Reece et al. 2006, Mazaris et al. 2006). Pokud si například představíme populaci o celkové velikosti 500 000 jedinců, z nichž 1 277 představují dospělé samice, pak 50% průměrná meziroční mortalita dospívajících jedinců způsobí, že daná populace nebude mít během 40 let žádné dospělé samice. A bude tedy pravděpodobně odsouzena k zániku. Když si ale populace zachová alespoň několik desítek samic a úmrtnost se sníží na minimum, je možné populaci zachránit. Také ochrana vajec během inkubace a mláďat v prvním dni jejich života může mít značný efekt na celkovou stabilitu druhu.

## **4. OHROŽENÍ BĚHEM JEDNOTLIVÝCH FÁZÍ ŽIVOTNÍHO CYKLU MOŘSKÝCH ŽELV**

### **4.1 SUCHOZEMSKÁ ČÁST**

Samice mořských želv kladou svá vejce na písčité pobřežní pláže. U živočichů s absencí jakékoliv rodičovské péče, což je právě případ želv, je extrémně důležité, kam samice svá vejce naklade. Umístění snůšky totiž přímo ovlivňuje pravděpodobnost přežití mláďat, a tedy reprodukční zdatnost dané samice (Bjorndal et al. IUCN). S rychlým rozvojem pobřežních oblastí, především pak výstavbou rekreačních a komerčních středisek, rapidně ubývá pláží vhodných pro inkubaci želvích snůšek. Míst s optimálními mikroklimatickými poměry pro vývin zárodků je pak v mnoha oblastech již kritický nedostatek (Gutierrez 2007).

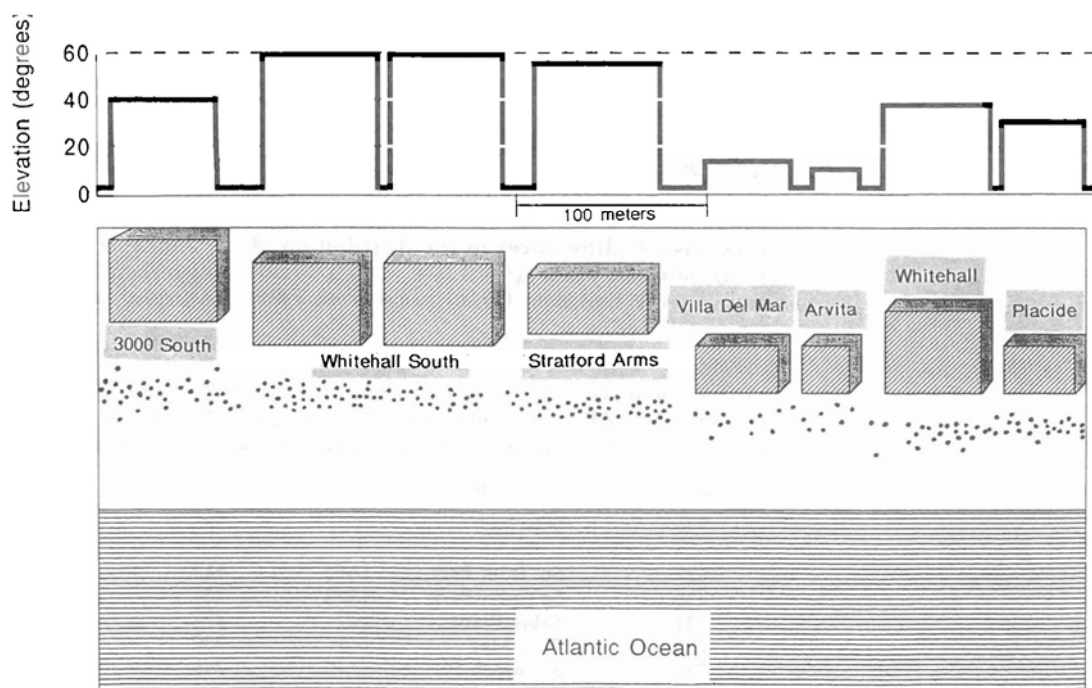
Optimalizace umístění snůšek podléhá mnoha, často protichůdným selekčním tlakům (Caut et al. 2006a). Nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícími zdárnou inkubaci snůšek a následné vylíhnutí mláďat jsou poloha hnízda vzhledem k dosahu přílivu a vlivu eroze, optimální teplota a vlhkost pro inkubaci (Koch et al. 2007). S rostoucí koncentrací kladení mnoha samic na prostorově omezené pláže vstupuje mezi zásadní faktory ovlivňující mortalitu vnitrodruhová destrukce snůšek a hlavně zintenzivňující se predace vajec a mláďat. K těmto faktorům však v několika posledních desetiletích přibývá mnoho dalších negativních vlivů souvisejících s lidskou činností (např. sběr vajec, citlivost želv na osvětlení pláže), na něž želvy nejsou schopny odpovědět rychlou změnou chování (Hays 2005, Seminoff & Shanker IUCN, Salmon et al. 1995).

Při hloubení jámy pro snůšku je pro samici velmi důležitá vlhkost substrátu. V místech dále od moře, kde je nižší vlhkost, je písek více sypký a samici trvá déle, než vhodnou jámu vyhloubí. Konzistence substrátu hraje později roli při výměně plynů mezi vejci a vnějším prostředím (López-Castro et al. 2004). Struktura plážového písku a velikost jeho zrn mění propustnost pro vodu i plyny, ovlivňuje i tepelné vlastnosti. Kyslíku je víc na periferii než v centru snůšky. Naopak teplota, která

ovlivňuje délku inkubace ale i pohlaví mláďat, je větší v centru, neboť uvnitř snůšky vzniká metabolické teplo (Wallace et al. 2004). Dlouhotrvající příliš vysoké teploty (nad 33°Celsia) mají za následek zvýšenou mortalitu embryí (Matsuzawa et al. 2002). Tyto důležité abiotické faktory způsobují, že vejce v centru snůšky mají signifikantně nižší líhni úspěšnost (42%) než vejce na periferii (69%; Ralph et al.2005).

Výběr lokality pro uložení snůšky má ale vliv na mnoho navzájem se ovlivňujících proměnných. Např. snůškám uloženým moc blízko moře hrozí zatopení přílivem. Mořská voda sníží míru difuze kyslíku k vejším a právě nedostatek kyslíku, pokud zatopení trvá příliš dlouho, způsobí mortalitu embryí (Pike & Stiner 2007).

Mořské želvy kladou vejce v noci a jsou velice citlivé na osvětlení pláží, ať už přímé, nebo v podobě zbytkového světla z okolních lidských sídel. Na velmi urbanizovaných plážích chronicky zasažených městským osvětlením sice želvy vejce snášejí, ale v mnohem menší míře než v podmínkách neosvětlených. Navíc, hustota snůšek zde vysoce koreluje s výskytem vysokých staveb (viz Obr. 7). Zřejmě se tedy toto chování vyvinulo jako odpověď na výskyt zbytkového světla z vesnic a měst, před kterým vysoké budovy nebo stromy pláž chrání (Salmon et al. 1995).



Obr. 7: Umístění snůšek (každý bod = snůška) je na urbanizovaných plážích signifikantně častější před vysokými budovami (Salmon et al. 1995).

Zbytkové světlo navíc vede k dezorientaci mláďat, která při cestě k moři využívají vizuální komunikaci s tendencí opouštět tmavá místa a mířit k hvězdami ozářené vodní hladině (Godfrey & Barreto 1995). Mláďata tak často na plážích, kam proniká světlo z urbanizovaných oblastí, místo

k moři míří do vnitrozemí, kde pochopitelně hynou (Bell et al. 2007). Nedostatek vhodných míst ke kladení vajec vede k tomu, že mnohé samice snáší v místech obklopených vyšší vegetací. Mláďata z takto umístěných hnízd se na rozdíl od mláďat z volné pláže špatně orientují a často se vydají i jiným směrem než je moře. Kvůli překonávání překážek se také pohybují pomaleji a jsou delší dobu vystavena predaci, která je zároveň vyšší v místech s větší pokrývností vegetace (Kamel & Mrosovsky 2004). Těmto snůškám navíc hrozí i prorůstání kořeny rychle rostoucích rostlin (Bouchard & Bjorndal 2000).

Míra predace se neliší jen umístěním hnízda, ale i načasováním během líhni sezony (od začátku ke konci sezony predace díky nalákání a zvyknutí si predátorů na snadnou kořist vzrůstá). Studie Fowlera (1979), Girondota et al. (2001) i Ordoneze et al. (2007) se shodují v tom, že hlavními predátory želvích vajec a mláďat jsou olfaktoricky se orientující živočichové, především člověkem introdukovaní psi, nosáli bělonosí (*Nasua narica*), kondoři havranovití (*Coragyps atratus*) a krocanovití (*Cathartes aura*). V oblasti Tortuguero v Kostarice jsou tyto predátoři zodpovědní za kompletní zničení zhruba 40 % všech snůšek (Fowler 1979). Na vejcích a mláďatech se ale živí i kosmopolitně rozšíření krabi rodu *Ocypode*, mravenci, larvy hmyzu či roztoči. Ve zmíněné oblasti bylo i 5,4 % snůšek, které sice nebyly poškozeny zvířecími predátory, člověkem ani přílivem, ale přesto se z nich nevylíhla mláďata. Vejce mohla být neoplozená nebo embrya zahynula během inkubace vlivem nepříznivých environmentálních podmínek. 5,7% snůšek bylo zničeno erozí a 6,6% aktivním lidským rabováním. Zbylých 42,6% snůšek nebylo narušeno vůbec a v pořádku se z těchto snůšek vylíhla mláďata.

Na Galapágách jsou hlavními predátory snůšek i čerstvě vylíhlých želv introdukovaná prasata divoká (*Sus scrofa*), výraznou měrou se na mortalitě vajec podílí i listoroží brouci hlodáči (*Trox suberosus*). Na mexických hromadných líhništích (arribádách) jsou za zničení většiny snůšek zodpovědní kojoti (*Canis latrans*, Fowler 1979). Na plážích v USA zase většinu snůšek zničí mývalové severní (*Procyon lotor*), pásovcí devítipásí (*Dasybus novemcinctus*), lišky obecné (*Vulpes vulpes*) a šedé (*Urocyon cinereoargenteus*), skunkové skvrnití (*Spilogale putorius*) a také larvy kovaříků *Lanelater sallei* (Donland et al. 2004). Čerstvě vylíhlá mláďata loví i volavkovití ptáci kvakoši žlutočelí (*Nyctanassa violacea*) a kvakoši noční (*Nycticorax nycticorax*) (Bouchard et al. 2000).

Maros et al. (2003) i Girondot et al. (2001) pozorovali častou predaci vajec mořských želv krtonožkami rodu *Scapteriscus*. Proti těmto predátorům si kožatky velké pravděpodobně vyvinuly strategii vytvoření malého procenta dehydratovaných vajec neobsahujících žloutek, které kladou na vrch snůšky. Je totiž zjištěno, že krtonožky napadají častěji vejce bez žloutku, zřejmě právě proto, že jsou nejbliže povrchu a bezžloutková vejce tedy mají prokazatelně pozitivní efekt na úspěšnost snůšky (Caut et al. 2006a).

Významným predátorem mořských želv jsou v mnoha oblastech nepůvodní savci, především prasata, krysy a potkani. Mláďata mořských želv tvoří během sezony, kdy se líhnou, více než 45 % potravy potkanů, což má na druhy ohrožené vyhynutím velký dopad (Obr. 8, Caut et al. 2008).



Obr. 8: Mláďe mořské želvy usmrčené krysou (Caut et al. 2006b)

V africké Angole ohrožují želví snůšky kromě psů i šakali pruhovaní (*Canis adustus*), ženetky skvrnitě (*Genetta tigrina*), divoké kočky (*Felis silvestris libica*), servalové (*Felis serval*), varani (*Varanus spp.*) a orlosupi palmoví (*Gypohierax angolensis*) - Weir et al. (2007).

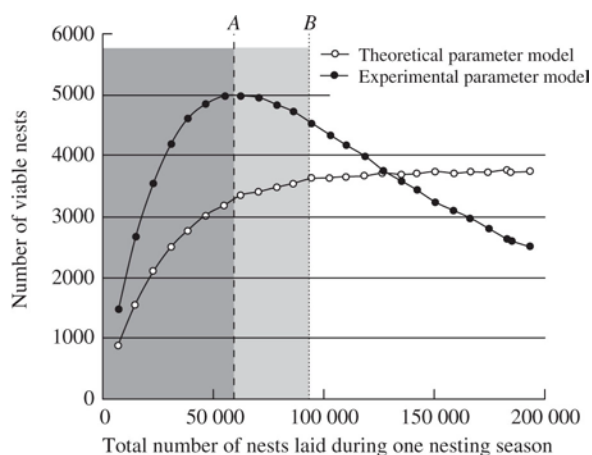
Predace vajec může mít efekt dokonce i na poměr pohlaví, většinou totiž zasahuje hlavně na vrchní části snůšky, kde je víc teplo a tedy by z vajec byly pravděpodobně samice. Na druhé straně, predace při líhnutí mláďat z větší části zasahuje později se klubající jedince, jejichž vejce byla uložena níže, jsou tedy častěji samčího pohlaví (Caut et al. 2006a).

Na pláži ale nejsou pod predáčním tlakem jen vejce a mláďata. Je známo několik případů, kdy byly při kladení vajec napadeny samice a to buď psy (Caut et al. 2006a), nebo jaguáry (*Panthera onca*) kteří v Kostarice během let 1998-2005 prokazatelně zabili 73 karet obrovských, dvě karety pravé a tři kožatky velké (Troeng 2000).

Snůšce ale hrozí i nebezpečí vnitrodruhového původu. Bohužel při velké hustotě hnízd se stává, že želva při hloubení svého hnízda fyzicky zničí na totéž místo dříve uloženou snůšku (Obr. 9; Caut et al. 2006b).

Asi 40 % světové populace kožatek velkých *Dermochelys coriacea* klade svá vejce v Surinamu a Francouzské Guyaně (Spotila et al. 1996). Největší vnitrodruhová destrukce byla pozorována na vejcích snesených během dubna a května, kdy se vyvíjejí hlavně samci. Vyšší úmrtnost je v chladnějším počasí dána nejen příchodem většího počtu samic, ale i déle trvající inkubací, tedy déle trvajícím nebezpečím nejen destrukce ale i již zmiňované predace. Vnitrodruhová destrukce hraje tedy roli ve větší produkci samčího pohlaví, což ji kruhově opět zvyšuje (Girondot et al. 2001).





Obr. 9: Počet životaschopných snůšek versus celkový počet snůšek. Teoretický a pozorovaný model. A a B reprezentují nosnou kapacitu pláže pro pozorovaný a teoretický model (Caut et al. 2006b).

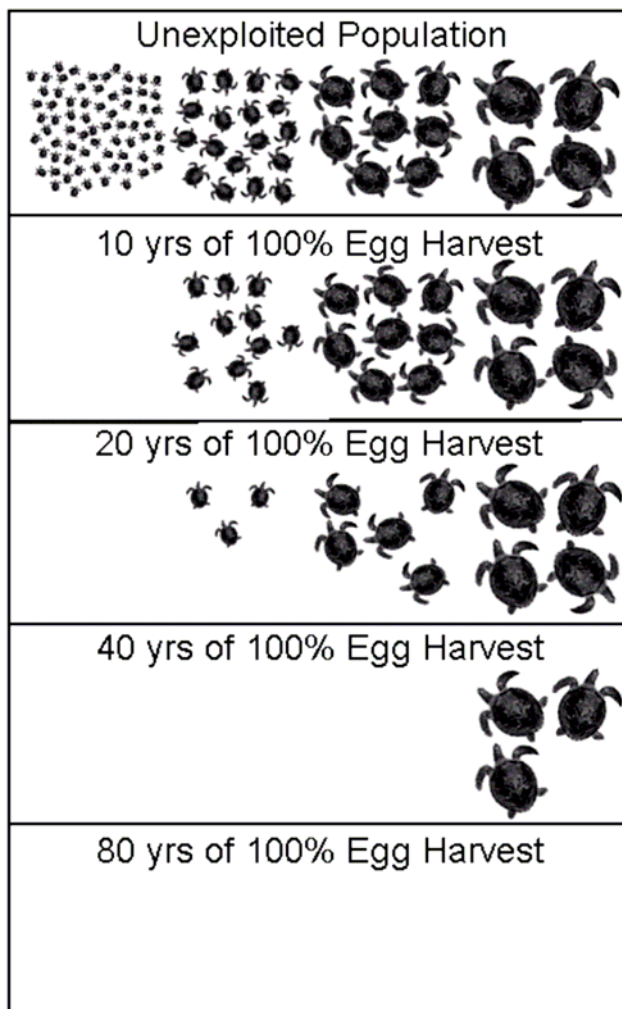
Navíc druhá samice ani nemusí zničit všechna vejce (přímé zničení). Prostředí snůšky se díky rozbitým vejším v jámě změní, dochází především k zamoření houbovými a bakteriálními infekcemi (Wyneken et al. 1988), objeví se také pach lákající predátory. Psi, ptáci, krabi i krtonožky prokazatelně častěji napadají již poškozené snůšky (Caut et al. 2006a). Na místech s velkou densitou může být dokonce vnitrodruhové ničení větší problém než abiotická destrukce erozí a zaplavením. Původně vnitrodruhová destrukce přirozeně regulovala velikost populací, ale dnes, kdy mají želvy k dispozici daleko méně pláží, představuje významný nepřímý antropogenní zásah.

Rychle vzrůstající lidská populace vytváří tlak na většinu suchozemských ekosystémů, zvláště pak právě na ekosystémy pobřežní, které obývá většina lidí a kam se soustředí i turistický ruch. Na plážích v USA i v Evropě, kde želvy kladou svá vejce, lze pozorovat velmi zřetelný vliv člověka. Ať už tu lidé přímo jsou, přetvářejí pláže zástavbou, používají vozidla či sem jen zasahuje zbytkové světlo z urbanizovaných oblastí. To vše kromě přímé destrukce snůšek ovlivňuje chování samic i právě vylíhlých mláďat, mění parametry substrátu a zvyšuje predaci (Mingozzi et al. 2007, Hays 2005, Ilgaz et al. 2007).

Asi nejvýznamnějším problémem způsobeným lidmi je však přímý sběr želvích vajec (Obr. 10; Hays 2005). Přesto, že je tato činnost ilegální, je hlavním důvodem poklesu početnosti snášejších samic na líhnicích plážích např. v oblasti Tortuguero v Kostarice o 67,8 % mezi roky 1995 a 2006 (Troeng et al. 2007b). Lidé na plážích navíc pro maso zabíjejí i samice (Troeng 2002), (ex. Troeng 2007b). Stejný problém (Obr. 10) lze pozorovat i v Angole, kde nezákonné zabíjení samic pro maso a sběr vajec ještě vzrostlo v 90tých letech minulého století, kdy se v zemi zvýšila chudoba a lidé se při útěku před občanskou válkou masově přesunovali k pobřeží (Weir et al. 2007). Využívání vajec, masa a dalších produktů má za následek i celosvětové zmenšení populací (o 37-61% za posledních 141let) karet obrovských (Seminoff & Shanker IUCN).

Na Kajmanských ostrovech byla podle odhadů největší líhní populace v Karibiku, jenže v 18. století začali lidé prodávat želvy na jídlo na Kubu, do Nikaragui i na další místa. Začátkem 80tých let 20. století nebyla na těchto ostrovech zaznamenána ani jediná vejce kladoucí samice. V současné době dochází díky ochraně k postupnému návratu samic, ale počty nejsou velké (Aiken et al. 2001).

Produkty z mořských želv, jako například maso, tuk, orgány, krev nebo vejce, jsou i přes přísné zákazy častou potravou mnoha komunit na celém světě (Aguirre et al. 2006). Z vnitřních orgánů jako jsou játra nebo ledviny se dělá polévka, z tukové tkáně se extrahuje olej, který má působit proti respiračním problémům. Lidé také pijí želví krev údajně působící proti astmatickým potížím a konzumují vejce, o nichž tvrdí, že zvyšují potenci (Aguirre et al. 2006). Pravda ale je, že s konzumací želvích produktů je spojeno množství rizik včetně kontaminace bakteriemi, parazity, biotoxiny (hlavně u karety pravé, která se živí houbami) a jinými škodlivými látkami např. těžkými kovy kadmíem a rtuť, které se hromadí v želvím těle (Aguirre et al. 2006). Konzumace želvích produktů často lidem způsobuje průjem, zvracení, nemoci ledvin, rakovinu jater a ovlivňuje také vývoj plodu v těhotenství. Byly dokumentovány dokonce i případy úmrtí. Přesto v severním Mexiku, kde má konzumace želv dlouhou tradici, se želva na jídelním stole v každém bohatším domě objevuje alespoň jednou měsíčně. Během tří let tu bylo v restauracích a na trzích nalezeno 1 945 želv pěti druhů (Koch et al. 2006). Je třeba efektivně informovat širokou veřejnost o nebezpečnosti konzumace želvích produktů a také o její ilegalitě. To by mělo mít konečný vliv i v ochraně těchto ohrožených plazů (Aguirre et al. 2006).



Obr.10: Schématicky znázorněný zánik populace mořských želv vlivem sběru vajec v řádu několik dekad (Seminoff & Shanker IUCN).

Hlavní nebezpečí hrozí želvám v rozvojových zemích, kde jsou jejich vejce sbírána na konzumaci. Jednou z možností aktivní ochrany je přesun snůšek na bezpečná, ohrazená místa, kde budou vejce chráněna jak před lidmi, tak i před predátory (Antworth et al. 2006, Richardson et al. 2006). Takovýto typ zásahu je velice náročný, má ovšem mnoho vedlejších pozitivních efektů. Místní lidé získají práci při sběru vajec i v mnoha oblastech spojených s turistickým ruchem a nebudou tedy potřebovat želví vejce konzumovat, ale budou se snažit želvy chránit a využít je ve svůj prospěch. Navíc želví líhně mohou sloužit jako zajímavá turistická atrakce. Tím turisté budou podporovat nejen želví ochranu ale i místní komunity (Tisdell & Wilson 2005). Další možností je přemístit vejce do umělých inkubátorů, kde mají větší líhni úspěch nejenom než vejce inkubovaná v přirozených podmínkách ale i než vejce v chráněných náhradních líhništích. Nehrozí jim totiž destrukce predátory, erozí, přílivem či kořeny invazních rostlin (Wyneken et al. 1988).

Důkazem pozitivního efektu relativně snadných a finančně nenáročných ochranných opatření v podobě ochrany líhničních pláží je vzrůst počtu samic na malých hnízdištích hlavně v Atlantiku (Hays 2004d) , Jižní Afrika, Florida, St. Croix, Culebra). V St. Croix díky ochraně pláže (monitoring chránící samice i vejce každou noc během hlavní části líhniční sezony) a přemístování snůšek ohrožených přílivem či erozí do líhni či chráněných částí pláže vzrostl počet snášejších samic od 80tých let do roku 2001 z 18-30 na 186, což zvýšilo produkci mláďat z přibližně 2 000 na 50 000 ročně (Dutton et al. 2005). Zvýšená produkce mláďat kruhově zvyšuje počet snášejších samic (což už je v St. Croix vidět), protože samice, stejně jako samci (Velez-Zuazo et al. 2008) se v dospělosti vrací k plážím, kde se narodily, klást svá vejce (Dutton et al. 2005).

Počty snášejších samic v Parque Marino Las Baulas během let 1988 - 2003 klesaly, produkce mláďat ale po ustanovení parku díky ochranným praktikám klesala mnohem pomaleji než by se dělo bez ochrany. V letech 1998 - 2003 tu byla stejná produkce mláďat při 68 až 188 samicích jako v letech 1988 - 1989 s 1 500 samicemi ale bez parku. Ochrana pláží pomáhá zmírnit efekt úbytku samic nejen díky vyšší produkci mláďat ale i díky snížení pytláckého vykrádání snůšek (zredukováno z 90% na 1% od roku 1990). Dobrá ochrana za desetiletí povede i ke zvýšení počtu samic. Stejný úspěch je pozorován i v St Croix (Tomillo et al. 2007).

Možným východiskem může být koncentrace staveb do již dříve využívaných oblastí, nepoužívání protipřílivových bariér ani venkovního osvětlení či naopak využívání závěsů a tlumenějšího osvětlení na ulicích blízko pláže, lze také před pláží vysázet stromy. Salmon et al. 1995 uvádí, že redukce zbytkového osvětlení může zvýšit hustotu snůšek na urbanizovaných plážích.

## 4.2 OCEÁNSKÁ ČÁST

### 4.2.1 MLÁDĚ V MOŘI

Mořské želvy jsou velice plodné a v případě úspěšné inkubace se vylíhne i několik desítek mlád'at z jediné snůšky. Dospělosti se ovšem dožívá pouze mizivé procento jedinců. Drobná, čerstvě narozená mlád'ata představují snadnou a velmi atraktivní kořist pro mnoho druhů predátorů, především ptáků (hlavně racků a fregatek), dravých ryb (viz Tab. 2), žraloků, ale i hlavonožců a korýšů (zvláště krabů). Příbřežní vody, především pak v blízkosti útesů, jsou na predátory obzvláště hojné. Navíc predace mlád'at v moři vzrůstá od začátku ke konci líhni sezony, kdy jsou už v blízkosti líhni pláže nahloučeni nejen místní predátoři, ale i ryby z okolí. Gyuris (1994) prokázal, že během prvních deseti minut ve vodě podléhá predaci průměrně 31 % mlád'at. Bohužel ještě větší hrozba nastává u umělých líhni, kde jsou mlád'ata do moře vypouštěna najednou, což atrahuje větší množství predátorů. Pokud mlád'ata zůstanou v příbřežních vodách déle, po 24h je menší než 1% pravděpodobnost, že budou ještě na živu (Whelan & Wyneken 2007). Na a volném moři se pak koncentrace predátorů snižuje. Navíc, mlád'ata jsou ve volném oceánu rovnoměrně rozmístěná, což spolu s kryptickým zbarvením v sargasových oblastech zvyšuje šance na přežití (Stewart & Wyneken 2004).

Prvních 24 hodin po vstupu do moře plavou mlád'ata mořských želv nepřetržitě pryč od břehu (tzv. „frenzy period“). „Frenzy“ perioda charakteristická hyperaktivitou je u všech druhů podobná, malá variabilita může být dána mezidruhovými či mezipopulačními rozdíly. Její adaptivní funkce je tedy zřejmě u všech druhů stejná – mlád'ata se snaží co nejrychleji uniknout z mělkých vod dále od pobřeží. K rozptýlení mlád'at do míst s menším predaním tlakem a dostatkem vhodné potravy přispívají i příbřežní proudy. Po „frenzy“ periodě se strategie různých druhů začínají lišit. Mladé karety obrovské a karety obecné v noci už vůbec neplavou a odpočívají. Předpokládáme, že vzhledem k vizuální orientaci při lovu potravy je toto chování pro mladé karety výhodné. V noci zbytečně neplýtvají energií a navíc sníženou aktivitou minimalizují možnost objevení predátorem. Kozatky velké jsou rovněž aktivní především ve dne, ale i během noci tráví 15-45 % času lovem (Wyneken & Salmon 1992).

Tabulka 2: Druhy ryb pozorované jako predátoři mláďat mořských želv (U – pozorování, A – rozbor žaludků ulovených ryb). Mikrobiotopy, kde ryby mladé želvy lovily (R – u útesu či nad ním, S – nad pískem, T – nad přechodem stanovišť (Stewart & Wyneken 2004).

Scientific Name	Common Name	Site Type	Observed	Size (cm)
<i>Sphyræna barracuda</i>	Barracuda	RT	U	30–150
<i>Caranx crysos</i>	Blue runner	TS	A	30
<i>Pomatomus saltatrix</i>	Bluefish	S	A	25
<i>Centropomus undecimalis</i>	Common snook	TR	U/A	100
<i>Caranx hippos</i>	Crevale jack	R	A	35
<i>Mycteroperca microlepis</i>	Gag grouper	R	U	30
<i>Lutjanus griseus</i>	Gray snapper	RTS	U/A	26–35
<i>Arius felis</i>	Hardhead catfish	TS	A	32–40
<i>Elops saurus</i>	Ladyfish	TS	A	40–65
<i>Lutjanus synagris</i>	Lane snapper	TR	U	30
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	Nurse shark	TR	U/A	45–100
<i>Haemulon parrai</i>	Sailor's choice	TR	U/A	42
<i>Lutjanus apodus</i>	Schoolmaster	R	U	30
<i>Carcharhinus brevipinna</i>	Spinner shark	S	A	105
<i>Elops atlanticus</i>	Tarpon	R	U	200
<i>Caranx bartholomaei</i>	Yellow jack	R	U	45
<i>Ocyurus chrysurus</i>	Yellowtail snapper	R	U	35

Jak jsme již říkali, přežití malých mořských želv je ohroženo predátory v hnízdě, během cesty od hnízda k moři, během plavby od pobřeží. Po sečtení hrozeb je pravděpodobnost, že mláďata přežijí prvních 24hodin po vyklubání z hnízda méně než 21% (Spotila et al 1996).

Kromě přirozené predace, která se s rostoucí velikostí mláďat snižuje, má na mortalitu juvenilů vliv i člověk. Častá je smrt po zachycení v rybářských sítích či v mořském odpadu skládajícím se z trosek všech možných materiálů včetně dehtu a různých plastů. Kombinace přirozené predace s antropickými vlivy způsobuje mizivou šanci na přežití mládých želv. Predaci v moři můžeme při ochraně vyhynutím ohrožených druhů ovlivnit jen těžko. Jednou z možností je, nezvyšovat ji atrahováním predátorů na místo, kde pravidelně vypouštíme mláďata z líhni.

## 4.2.2 DOSPĚLÁ MOŘSKÁ ŽELVA

Dospělé mořské želvy v oceánu téměř postrádají přirozené nepřátele, jediné predátory představují velké druhy žraloků, především žraloci bílí (*Carcharodon carcharias*), žraloci bělaví (*Carcharhinus leucas*) a žraloci tygří (*Galeocerdo cuvier*). Útoky posledně jmenovaného druhu jsou nejčastější a nejvíc ovlivňují želví populace (Heithaus et al. 2002). Právě žraloci bílí jsou v blízkosti západoaustralské pláže Shark Bay hlavním zdrojem mortality karet obecných a karet obrovských (Heithaus et al. 2002). Karety obecné jsou napadány častěji, zřejmě proto, že jsou méně obratné a pomalejší než karety obrovské a představují tak pro žraloky snazší kořist. Mladé želvy jsou někdy dokonce nalezeny v žaludku žraloka celé. Útoky na dospělé želvy většinou nemají přímý letální účinek. Želvy si ze střetnutí odnášejí zranění v podobě ztráty oka, části či celé přední nebo zadní končetiny, odštípnutí části krunýře. Častěji napadány jsou také už jednou napadené želvy. V minulosti žralokem napadnutí samci bývají méně úspěšní v kompetici o partnerku v období rozmnožování (Heithaus et al. 2005). Predační tlak však může i nepřímo ovlivňovat kondici a přežívání želv, protože jsou nuceny využívat méně kvalitních biotopů s horší potravní nabídkou. Největší hrozbu představují žraloci pro želvy v příbřežních vodách, kde je nejvyšší hustota výskytu těchto velkých predátorů. Naopak zmenšení populací velkých žraloků na mnoha místech, má za následek nižší predáční tlak na mořské želvy (Heithaus et al. 2007).

Mnohem větší problém pro dospělé i větší mláďata mořských želv ovšem představuje člověk. Předně dospělé mořské želvy, zvláště pak karety právě byly a i přes zákaz obchodu se želvovinou na mnoha místech stále jsou, díky zbarvení svého krunýře vysoce ceněným artiklem. Tradiční užívání želvoviny v Japonsku je datováno více než 1 000 let do minulosti, jenže v 16. století se obchod rozrostl do mezinárodních měřítek. Z želvoviny se vyráběly šperky, hřebeny, dekorativní předměty, ale i obroučky brýlí (Storch 2003). Neuvěřitelné je, že Japonci a Kubánci dokonce chtějí na konferenci CITES v roce 2010 navrhnout znovupovolení mezinárodního obchodu s krunýři karet pravých (Bowen et al. 2007b, Roberts et al. 2005)!

Častější, legální a pro želvy celkově nebezpečnější je rybolov, uváděný jako největší zdroj mortality mořských želv vůbec. To mj. dokazuje i dálkové sledování želv pomocí satelitů (Hays et al. 2003b). Decimování rybích zásob díky mezinárodním rybářským koncernům je dnes už neoddiskutovatelný fakt. Rybářský průmysl má ovšem za následek i odchyt a často smrt mnoha druhů obratlovců (mořských želv, savců, ptáků i žraloků), kteří nejsou cílovým úlovkem (sekundární odchyt - *bycatch*). Dopad těchto aktivit na populace mořských želv je obrovský, nicméně toto téma se stalo ochrannářskou prioritou teprve nedávno.

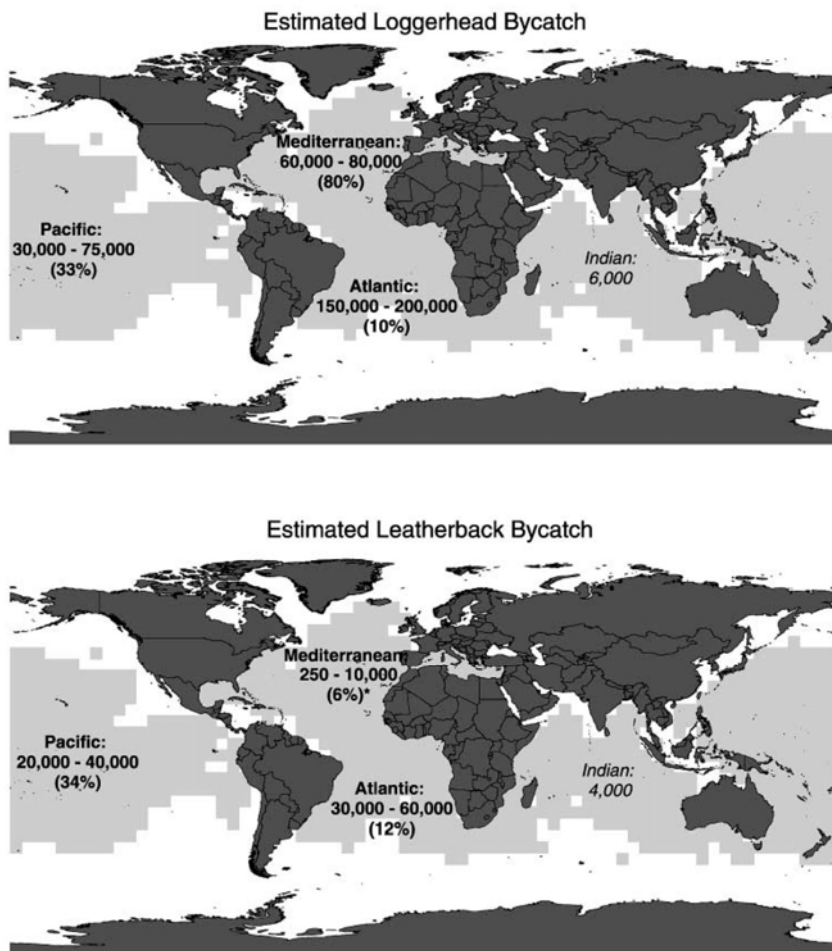
Celosvětově nejčastěji dochází k sekundárním odchytům želv pelagickými rybáři využívajícími silné dlouhé vlasce se sériemi háčků (*longline fisheries*). Nebezpečná je i interakce želv

s tenatovými sítěmi (*gillnet fisheries*; James et al. 2005), s dlouhými vlečnými sítěmi na lov garnátů a se sítěmi na humry (Cardona et al. 2005, NRC 1990 ex Hart et al. 2006). Želvy se chytí při snaze získat návnadu navlečenou na háčku, nebo uvíznou zamotané v sítích. Naštěstí ne všechny chycené želvy zemřou. To se stane především těm, které uvíznou příliš hluboko, a které se nemohou dostat na hladinu, aby se nadechly. Přímo na následek odchyty ihned zemře sice jen 0,4 % želv, ovšem dalších zhruba 34 % podlehně utrpěným zraněním později (Gómez de Segura et al. 2006).

Nejčastěji chycenými želvami jsou karety obecné a kožatky velké, ohrožení ale čelí i karety zelenavé, karety obrovské, karety pravé a karety menší. Lewison et al. (2004a) shrnuli záznamy o sekundárním odchyty karet obecných a kožatek velkých pomocí dat od 40 velkých národních a 13 mezinárodních rybářských koncernů (Obr. 11). Zjistili, že jen za rok 2000 bylo pelagickými rybáři využívajícími silné dlouhé vlasce se sériemi háčků (*longline fisheries*) chyceno více než 200 000 karet obecných a 50 000 kožatek velkých. Průměrně se na 1 000 háčků (denně jich je v oceánech nastraženo přes 3,8 milionů) chytí 0-14 karet obecných a 0-2,4 kožatek velkých. V roce 2 000 bylo takto chyceno 250 000 karet obecných a 60 000 kožatek velkých.

V Tichém oceánu je odhadem 335 000 karet obecných a 160 000 kožatek velkých, z čehož 67 000 a 32 000 je jich ve velikosti obvykle bezděčně chytaných jedinců. Jen v roce 2 000 tu bylo chyceno 30 000 karet obecných a 20 000 kožatek velkých, což znamená odchyt 45% a 0,63% tichomořských populací těchto dvou druhů za jediný rok (Obr.11). Nejhorší je však situace karet obecných ve Středozemním moři (Obr. 11). Díky velkému počtu rybářů bylo v jeho západní části jen za rok 2 000 chyceno přibližně 60 000 želv (Báez et al. 2007a), což tvoří zhruba 80% středomořské populace. Dle Obr.11 by to vypadalo, že v Indickém oceánu mají želvy s rybáři jen minimální problém, bohužel opak je pravdou. Za nízkým číslem uvedeným na Obr.11 se skrývá nedostatek dat ze zmiňované oblasti.

Pokud počty odchycených želv za rok 2 000 zkombinujeme s pravděpodobností smrti, vyjde, že za pouhý rok jen v Tichém oceánu zemřelo zbytečně něco mezi 2 600 a 6 000 karami obecnými a 1 000 až 3 200 kožatkami velkými. A právě mortalita způsobená rybáři je zvláště v posledních 20ti letech hlavní příčinou (80-95 %) poklesu želvích populací právě v Tichém oceánu (Spotila et al. 2000, Caminas et al. 2006), kde je evidována více než polovina (52 %) všech rybářských aktivit.



Obr. 11: Odhady karet obecných (horní mapa) a kožatek velkých (dolní) sekundárně chycených v roce 2 000 pelagickými rybáři ve světových oceánech a mořích. Procenta v závorce odpovídají poměru chycených želv a všech želv v dané oblasti (Lewison et al. 2004).

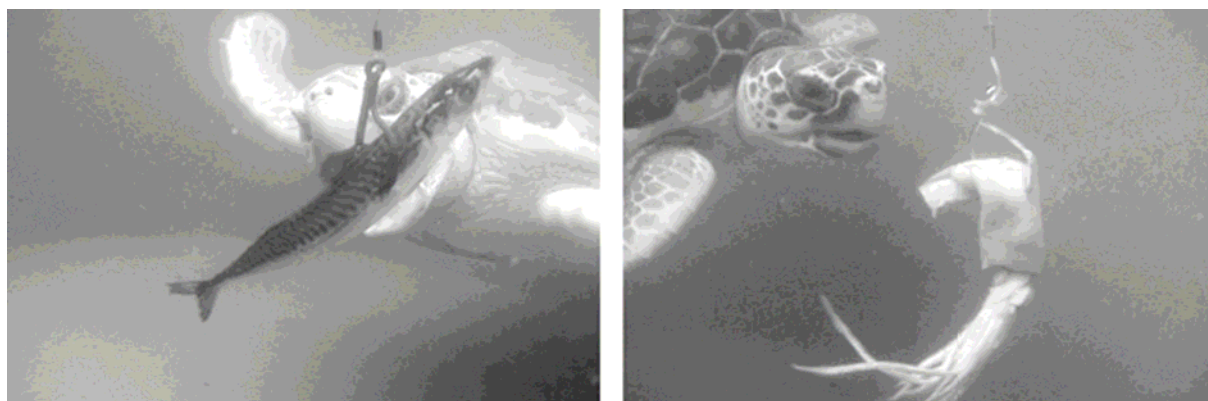
Ztráty na želvách by se ale při dobré vůli daly minimalizovat:

- Např. lovem v hlubších vodách (pod 40m, Gilman et al. 2006). Kožatky jsou totiž sice schopné se potopit až do hloubek přes tisíc metrů (největší změřený ponor je 1280m; Hays et al. 2004a), ale většina želvích ponorů není příliš hluboká, což zvyšuje šanci na střetnutí s longline fisheries (Hays et al. 2004b).
- Lovem ryb v noci, což by kapacitu úlovků ryb nesnížilo, došlo by ale zřejmě k redukcí sekundárních odchyťů, ke kterým dochází převážně během dne, kdy želvy loví (Báez et al. 2007a).
- Lovem ryb blíž u pobřeží, kde se vyskytuje méně želv (Báez et al. 2007b).
- Jednou z uvažovaných možností minimalizace odchyťů želv baly redukce obarvením návnad. Při laboratorních i terénních experimentech zkoumajících zda by se potravně preferenčního chování želv nedalo využít k redukcí sekundárních odchyťů rybáři se prokázalo, že karety obecné i karety menší dávají přednost neupraveným olihním před olihniemi obarvenými na modro. Karety obecné preferují přirozeně zbarvenou potravu i před červeně zbarvenou, karety menší si ale spíše vyberou červeně zbarvenou kořist. Jenže při pokusném zavedení nebyl,



zřejmě kvůli dobrému visuálnímu rozeznání obou, signifikantní rozdíl mezi počtem želv chycených na obarvenou (8,4 chycených jedinců na 1 000 háčků) a na neobarvenou (8,1 chycených jedinců na 1000 háčků) návnadu, obarvená návnada tedy nechtěný odchyt želv nesnižuje (Swimmer et al. 2005).

- Absence světel lákajících ryby a bohužel i želvy by pomohla určitě. A pokud jsou pro rybáře podvodní světla nutná, nešlo by vyvinout taková, která by želvy lákala méně? Wang et al. (2007) testovali odpověď mladých karet obecných na různě barevná světla a to, zda by se změnou barvy dal snížit sekundární odchyt želv. Ukázalo se ale, že želvy jsou atrahovány zelenými, modrými, žlutými i oranžovými světly, jediné co želvy nepřitahovalo byla inaktivovaná kontrola.
- Jako prostředek redukující počet chycených želv na udržitelnou úroveň (Obr. 12, Obr. 13) se díky svému tvaru a velikosti konstruuje kruhové háčky (circle hook). Čtyři z pěti experimentů provedených Readem (2007) demonstrovaly významné snížení odchytů (až 90% u karet obecných při použití makrely jako návnady, tu želvy přirozeně neloví a menší ale stále signifikantní snížení u kožatek). Míra mortality chycených karet obecných je u kruhových háčků poloviční než u J háčků (0,33%). Kruhové háčky s rybí návnadou tedy mohou snížit odchyt a tím i mortalitu želv (Read 2007, Gilman et al. 2007; Obr. 12). Používání kruhových háčků je ale nutné vyzkoušet přímo při lovu ryb. Nedokážeme totiž přesvědčit rybáře, aby kruhové háčky používali, pokud by se jim to ekonomicky nevyplatilo.

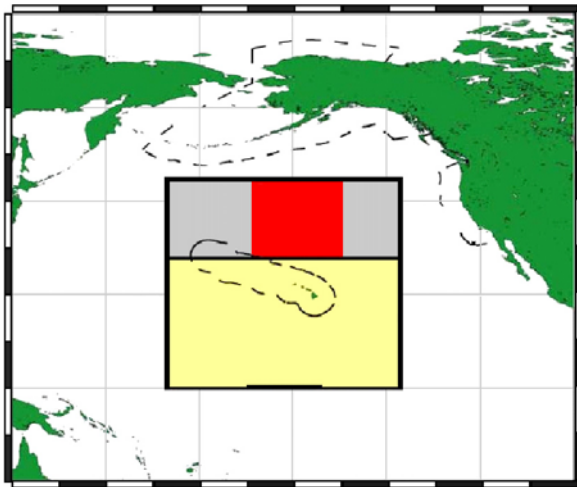


Obr. 12: Rybí návnada na kruhovém háčku je pro želvy bezpečnější (Gilman et al. 2006).



Obr. 13: J-háček a kruhový háček (Gilman et al. 2007)

- Dobrým krokem vpřed v ochraně želv se ukázalo i zavedení zakázu lovu ryb v areálech se zvýšeným výskytem želv (Obr. 14, Obr.15). Přestože je vyzorováno, že se individua v trasách přes oceán různí (Hays et al. 2004b), existují frekventovaná místa, kde lze vytvořit chráněné oblasti a tam lov ryb zakázat (James et al. 2005). Takové území vzniklo po zjištění alarmujícího úbytku želv např. v okolí Hawaje. Byla zde (viz Obr. 14) vytvořena zóna bez lovu od 15. března do 31. května. I mimo toto období rybáři musí používat kruhové háčky s makrelami jako návnadou a užívat speciální světla, která by měla atrahovat ryby, ale odpuzovat želvy (Huang & Leung 2007).



Obr. 14: Oblast v okolí Havajských ostrovů, kde je v rámci ochrany mořských želv zakázán lov ryb (Huang & Leung 2007).

V Tichém oceánu je naštěstí oblastí, kde je sezóně zakázáno rybaření, pro ochranu želv více. Příkladem je kromě okolí Havajských ostrovů i oblast na západním pobřeží severní Ameriky:



Obr.15: Před lovem sezónně chráněná oblast na západě severní Ameriky (Gutierrez 2007).

- Záleží také na teplotě vody. Ve vodách pod 20°C je sekundárních odchyťů zaznamenáno minimum (Gilman et al. 2006).
- Pro redukci mortality chycených želv je důležitá i délka intervalu, kdy rybáři sítě vytahují. Při častějším vytahování sítí by i želvy zachycené hluboko, měly šanci na nádech a tedy na přežití. Nutné je šetrné vypouštění zachycených želv (Gilman et al. 2006).
- V neposlední řadě i my všichni jako zákazníci hrajeme důležitou roli, můžeme si přece vybrat produkty šetrné lovicích společností, což bude nutit ostatní koncerny přizpůsobit se poptávce a být taktéž ohleduplný (Lewison et al. 2004b).

Možností jak redukovat sekundární odchyty mořských želv je mnoho. Některé se ukázaly jako efektivní (lov v hlubších a chladnějších vodách, v noci a blíž u pobřeží, používání kruhových háček s rybí návnadou, zakáz lovu ryb v želvích hotspotech a častější vytahování sítí), jiné (obarvení návnad a změna barvy světel atrahujících ryby) počty sekundárních odchyťů nesnižují. Bohužel ani prosazení účinných opatření do denních rybářských praktik, pro které je nutné koordinované mezinárodní úsilí, není jednoduché. Redukce sekundárních odchyťů želv rybáři může společně se snížením ostatních zdrojů mortality přispět k obnovení populací mořských želv.

### 4.2.3 CELOŽIVOTNÍ OHROŽENÍ

Mezi nejvýznamnější faktory ohrožující mořské želvy během celé marinní fáze života patří nemoci, znečištění moří a spolupůsobení mnoha vlivů a změn životního prostředí souvisejících s probíhající změnou klimatu (Jones 2004, Mascarenhas et al. 2004, Hawkes et al. 2007).

V současné době je velký problém světového oceánu kromě chemického znečištění i rostoucí množství pevného odpadu. Ten představují nejen kusy sítí, vlasců a provazů, souvisejících s intenzivním mořským rybolovem, ale i lidské odpadky jako igelitové tašky, polystyren, sklo a nejrůznější předměty, do kterých se mořské želvy mohou zamotat nebo je sežrat. Síť a vlasce mohou želvy navíc zranit, což k nim přitáhne pozornost predátorů (Gutierrez et al. 2007). Plasty a dehet v trávicím traktu mrtvých želv dokazují, že požití těchto nepřírodních materiálů je pro želvy velkým problémem (Mascarenhas et al. 2004, Mignucci-Giannoni 1998). Želvy si často pletou plovoucí plastové předměty s jejich přirozenou potravou - medúzami (Mascarenhas et al. 2004, Gutierrez et al. 2007, Tab. 3).

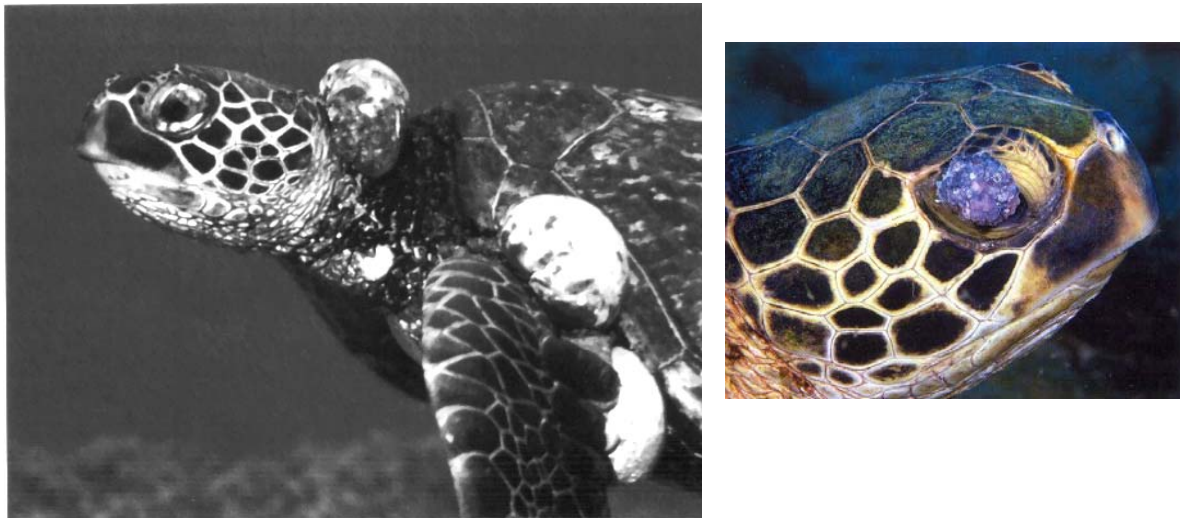
Tabulka 3: Počet plastových předmětů požitých dvěma mořskými želvami karetou zelenavou a karetou obrovskou. Čísla v závorkách ukazují průměrnou velikost předmětů v centimetrech. Podtržená písmena pak označují barvu předmětů: b – modrá, g – zelená, w – bílá a t – průhledný objekt (Mascarenhas et al. 2004).

<i>L. olivacea</i>	9 (1.5×1.1) <u>w</u>	0	1 (4.35×3.6) <u>w</u>	10
<i>C. mydas</i>	10 (2.1×1.51) <u>b g w</u>	1 (2.2×0.75×0.75) <u>b</u>	9 (2.5×1.8) <u>b t w</u>	20

Smrt je nejčastěji způsobena otravou, ucpaním jícnu nebo perforací střeva. Konzumace plastových předmětů způsobuje kromě těchto přímých následků i dlouhodobé snížení množství přijímané potravy a následné zpomalení rychlosti růstu jedince. Takto postižení jedinci snáze podléhají predaci, chybí jim i dostatečné energetické rezervy, což snižuje nejenom jejich reprodukční úspěch, ale i šanci na přežití. McCauley & Bjorndal (1999) zjistili, že 32 % z odchycených želv v sobě mělo zbytky nestravitelných odpadů, což na ně mělo subletální vliv.

Stres vyvolaný znečištěním, změnami prostředí ale i zranění snižují imunitní odpovědi želv na nemoci. Dnes je velmi obtížné najít jedince bez zhojených ran, nedostatku minerálních látek, bakteriální, virové, houbové či parazitární infekce. Za nejvážnější onemocnění želv dnes jsou považovány fibropapily (Obr. 16), nádorům podobné výrůstky na kůži i vnitřních orgánech, které se ve zvýšené míře vyskytují až od 80tých let 20. století. Hlavním důvodem jejich vzniku je zřejmě snížená obranyschopnost vůči virovým onemocněním u želv v důsledku znečištění prostředí (Spotila

2004). Fibropapily, které mohou bránit normální pohyblivosti, konzumaci potravy, ale často omezují i funkci zrakových a vnitřních orgánů (Obr.16; Jones 2004).



Obr.16: Želvy zasažené fibropapilami (Jones 2004, Spotila 2004).

Velkým problémem pro želvy je také vzrůst globálních teplot (za posledních sto let o  $0,6^{\circ}\text{C}$  a pokračuje). Želvy, stejně jako všichni živočichové s teplotně určeným pohlavím, jsou citlivé na změny teploty. Pokud u nich zvýšíme teplotu snůšek o  $7,5^{\circ}\text{C}$ , což je vzrůst předpovídaný nejhorším scénářem Mezivládního klimatického panelu (IPCC 2001), produkovaná mláďata budou mít pouze samičí pohlaví a v určitých oblastech bude teplota tak vysoká, že embrya zemřou dřív než se vylíhnou (Hawkes et al. 2007). Při nedostatku jednoho pohlaví se dramaticky sníží efektivní velikost populace, ztratí se celé kohorty a nakonec dojde k extinkci. Hays et al. (2003a) empiricky pomocí vztahu mezi teplotou vzduchu, písku a i dalších veličin zrekonstruoval teplotu snůšek od roku 1855 na ostrově Ascension, hlavním láništi karet obrovských. Ukázalo se, že průměrná teplota se zvýšila v únoru o  $0,36^{\circ}\text{C}$ , v březnu o  $0,41^{\circ}\text{C}$  a v květnu o  $0,49^{\circ}\text{C}$ . I tato na první pohled nepatrná změna je ve chvíli, kdy teplota u želv jako u většiny plazů rozhoduje o pohlaví, důležitá. Navíc teploty dál vzrůstají. Mořské želvy samozřejmě mohou čelit oteplování např. přesunutím své lání sezony do chladnějších měsíců či mohou klást jen na světle zbarvené pláže nebo pod vegetaci (Hawkes et al.2007), vytvoření vhodných adaptací je ale pomalý proces.

Klimatická změna nemá na svědomí jen růst teplot, zvyšuje se i hladina moří, což pro želvy znamená vyšší riziko eroze a úbytek láních pláží (v Karibiku až o 32 % pokud hladina stoupne o 0,5m; Fish et al. 2005, Matsuzawa et al. 2002). Díky změnám v globálním klimatu vzrůstá i počet tropických bouřek a hurikánů, které významně snižují lání úspěšnost např. zaplavováním snůšek a ztěžováním cesty mláďat do moře díky naplaveninám (Storch 2003). Pike & Stiner (2007) zjistili, že nejvíce postižené jsou karety obrovské, jejichž lání sezona leží přímo v období bouřek a cyklonů.

Samozřejmě vejce uložená ve snůšce hlouběji jsou bouřkami a hurikány, charakteristickými větrem a deštěm, ovlivněny méně (Pike & Stiner 2007). I intenzivní déšť může mořské želvy ovlivnit v mnoha směrech - od změny dostupnosti potravy v moři, přes fyziologický stres až po reprodukční úspěch.

Na druhou stranu zvyšování teploty může ektotermním organismům pomoci k dalšímu rozšíření. Např. areál kožatky velké, který je na severu limitován teplotou vody nad 15° C, se v důsledku posunu letní pozice této limity (ta se za posledních 17 let v severním Atlantiku posunula o 330km severněji - průměrně 200km za 10 let) významně zvětšil (McMahon & Hays 2006).

Člověk by mohl snížit rizika související s celoživotním ohrožením želv například důslednou minimalizací dalšího znečišťování moří. Nezbytné je také řešení problému globální klimatické změny. Redukce obou těchto problémů je však velmi složitá a zdlouhavá.

## 5. ZÁVĚR

V současné době dochází v mnoha Atlantických líhništích k vzrůstu počtu samic (Seminoff & Shanker, Dutton et al. 2005, Broderick et al. 2006, Tomillo et al. 2007). V Tortuguero (Kostarika) odhadem vzrostl počet snášejších želv o 471 % od roku 1971 (dnes 17 402-37 290 samic, ale v roce 1978 pouze 5 723-23 142 samic). Což sice nutně nevypovídá jen o zvýšení počtu samic (remigrační intervaly se zkrátily vlivem změn životního prostředí; Chaloupka & Balazc 2007), ale i tak to ukazuje velký ochránářský úspěch. V Kostarice neprobíhají jen aktivity přímo na líhních plážích, ale ochrana je také podporována politickými rozhodnutími. V roce 1963 byl zákazán sběr vajec i zabíjení želv na plážích a v roce 1969 i vývoz želvích produktů (Government of Costa Rica 1969 ex Troeng & Rankin 2005). V roce 1970 byl navíc deklarován Národní park Tortuguero (Government of Costa Rica 1970 ex Troeng & Rankin 2005), který byl později vyhlášen zákonem (Legislative Assembly 1975 ex Troeng & Rankin 2005).

Díky stále lepší znalosti ekologie a chování mořských želv i poznání hlavních příčin jejich úbytku jsme schopni identifikovat prioritní opatření, která by měla vést k ochraně zbývajících populací a jejich postupnému nárůstu:

- je třeba chránit habitaty želv
  - o mořské (proti znečištění..)
  - o suchozemské (proti úbytku pláží vhodných pro inkubaci želvích snůšek a zbytkovému světlu z vesnic a měst)
- zabránit ilegálnímu sběru vajec a zabíjení samic na plážích. Což povede k vyšší reprodukční zdatnosti samic.
- redukovat sekundární lov rybáři i úmrtnost způsobenou kolizemi s loděmi. To přispěje k minimalizaci mortality juvenilů a dospělých jedinců.
- důležité je, ale i vzdělávání a zapojení lokálních obyvatel do ochrany např. v rámci rozvoje ekoturismu (Troeng et al. 2002, Tisdell & Wilson 2002, Cambell & Smith 2006).

Možností jak pomoci je mnoho. Zásadní je mezinárodní spolupráce a koordinace ochránářských projektů (Ferraroli et al. 2004).

Má bakalářská práce shrnuje dosavadní poznatky o příčinách ohrožení želv, je ale také podkladem pro mou další práci. Ta bude spočívat ve sledování početnosti, distribuce a chování kožatek velkých (*Dermochelys coriacea*) na jihu Irska, kam se tento největší želví druh rozšířil díky probíhajícím klimatickým změnám.

## 6. LITERATURA

- Aguirre AA, Gardner SC, Marsh JC, Delgado SG, Limpus CJ, Nichols WJ** (2006) Hazards associated with the consumption of sea turtle meat and eggs: a review for health care workers and the general public. *Ecohealth* 3: 141 - 153
- Aiken JJ, Godley BJ, Broderick AC, Austin T, Ebanks-Petrie G, Hays GC** (2001) Two hundred years after a commercial marine turtle fishery: the current status of marine turtles nesting in the Cayman Islands. *Oryx* 35 (2): 145 - 151
- Antworth RL, Pike DA, Stiner JC** (2006) Nesting ecology, current status, and conservation of sea turtles on an uninhabited beach in Florida, USA. *Biological Conservation* 130: 10 - 15
- Báez JC, Real R, Caminas JA** (2007a) Differential distribution within longline transects of Loggerhead turtles and swordfish captured by the Spanish Mediterranean surface longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 87: 801 - 803
- Báez JC, Real R, García-Soto C, JM de la Serna, Macías D, Caminas JA** (2007b) Loggerhead turtle by-catch depends on distance to the coast, independent on fishing effort: implications for conservation and fisheries management. *Marine Ecology Progress Series* 338: 249 - 256
- Bell CD, Solomon JL, Blumenthal JM, Austin TJ, Ebanks-Petrie G, Broderick AC, Godley BJ** (2007) Monitoring and conservation of critically reduced marine turtle nesting populations: lessons from the Cayman Islands. *Animal Conservation* 10: 39 - 47
- Bjorndal K, Balazs G, Crouse D, Limpus C, Marcovaldi N, Margaritoulis D, Woody J** - A Global Strategy for the Conservation of Marine Turtles. The IUCN Species Survival Commission; 30stran
- Bouchard SS, Bjorndal KA** (2000) Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine ecosystem to terrestrial ecosystems. *Ecology* 81 (8): 2305 - 2313
- Bowen BW, Bass AL, Soares L, Toonen RJ** (2005) Conservation implications of complex population structure: lesson from the Loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 14: 2389 - 2402
- Bowen BW, Grant WS, Hillis-Starr Z, Shaver DJ, Bjorndal KA, Bolten AB, Bass AL** (2007b) The advocate and the scientist: debating the commercial exploitation of endangered hawksbill turtles. *Molecular Ecology* 16: 3514 - 3515
- Bowen BW, Karl SA** (2007a) Population genetics and phylogeography of sea turtles. *Molecular Ecology*
- Broderick AC, Frauenstein R, Glen F, Hays GC, Jackson AL, Palembe T, Ruxton GD, Godley BJ** (2006) Are green turtles globally endangered? *Global Ecology And Biogeography* 15: 21 - 26
- Cambell LM, Smith C** (2006) Whats makes them pay? Values of volunteer tourist working for sea turtle conservation. *Environmental Management* 38 (1): 84 - 98
- Caminas JA, Báez JC, Valeiras X, Real R** (2006) Differential Loggerhead by-catch and direct mortality due to surface longlines according to boat strata and gear type. *Scientia Marina* 70 (4): 661 - 665
- Cardona L, Revelles M, Carreras C, San Félix M, Gazo M, Aguilar A** (2005) Western Mediterranean immature loggerhead turtles: habitat use in spring and summer assessed through satellite tracking and aerial surveys. *Marine Biology* 147: 583 - 591
- Caut S, Angulo E, Courchamp F** (2008) Dietary shift of an invasive predator: rats, seabirds and sea turtles. *Journal Of Applied Ecology*
- Caut S, Guirlet E, Jouquet P, Girondot M** (2006a) Influence of nest location and yolkless eggs on the hatching success of Leatherback turtle clutches in French Guiana. *Canadian Journal of Zoology* 84: 908 - 915
- Caut S, Hulin V, Girondot M** (2006b) Impact of density-dependent nest destruction on emergence success of Guianan leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Animal Conservation* 9: 189 - 197
- Chan EH, Liew HC** (1996) Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956 - 1995. *Chelonian Conservation And Biology* 2 (2): 196 - 203
- Crouse DT, Crowder LB, Caswell H** (1987) A stage-based population model for Loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68 (5): 1412 - 1423
- Deraniyagala PEP** (1939) The Tetrapod Reptiles of Ceylon. Vol 1. Testudinates and Crocodylians. Colombo, Ceylon: Colombo Museum, 412pp (ex Spotila et al. 1996)
- Donland EM, Townsend JH, Golden EA** (2004) Predation of *Caretta caretta* (Tetudines: Cheloniidae) eggs by larvae of *Lanelater sillei* (Coleoptera: Elateridae) on Key Biscayne, Florida. *Caribbean Journal Of Science* 40 (3): 415 - 420
- Dutton L, Dutton PH, Chaloupka M, Boulon RH** (2005) Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation* 126 (2): 186 - 194
- Ferraroli S, Georges JY, Gaspar P, Maho Y** (2004) Where leatherback turtles meet fisheries. *Nature* 429: 521 - 522
- Fish MR, Cote IB, Gill JA, Jones AP, Renshoff S, Watkinson AR** (2005) Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* 19 (2): 482 - 491



- Fowler LE** (1979) Hatching success and nest predation in the Green sea turtle, *Chelonia mydas*, at Tortuguero, Costa Rica. *Ecology* 60 (5): 946 - 955
- Gilman E, Kobayashi D, Swenarton T, Brothers N, Dalzell P, Kinan-Kelly I** (2007) Reducing sea turtle interactions in Hawaii-based longline swordfish fishery. *Biological Conservation* 139: 19 - 28
- Gilman E, Zollett E, Beverly S, Nakano H, Davis K, Shiode D, Dalzell P, Kinan I** (2006) Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish And Fisheries* 7: 2-23
- Girondot M, Tucker AD, Rivalan P, Godfrey MH, Chevalier J** (2001) Density-dependent nest destruction and population fluctuations of Guianan leatherback turtles. *Animal Conservation* 5: 75 – 84
- Godfrey MH, Barreto R** (1995) Beach vegetation and seafinding orientation of turtle hatchlings. *Biological Conservation* 74: 29 - 32
- Gómez de Segura A, Tomás J, Pedraza SN, Crespo EA, Raga JA** (2006) Abundance and distribution of the endangered Loggerhead turtle in Spanish Mediterranean waters and the conservation implications. *Animal Conservation* 9: 199 - 206
- Gutierrez CM, Hogarth W, Kempthorne D, Hall DH** (2007) Petition to revise the habitat designation for the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) under the endangered species . Center For Biological Diversity Oceana; 40stran
- Gyuris E** (1994) The rate of predation by fishes on hatchlings of the green turtle (*Chelonia mydas*). *Coral Reefs* 13: 137 - 144
- Hawkes LA, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Lopez-Jurado L-F, Lopez-Suarez P, Merino SE, Varo-Cruz N, Godley BJ** (2006) Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. *Current Biology* 16: 990 - 995
- Hawkes LA, Broderick AC, Godfrey MH, Godley BJ** (2007) Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology* 13: 923 - 932
- Hays GC** (2004c) Conservation of turtles. *Trends In Ecology And Evolution* 19: 512 - 513
- Hays GC** (2004d) Good news for sea turtles. *Trends In Ecology And Evolution* 19: 349 - 351
- Hays GC** (2005) Stemming the tide of turtle extinction. *Nature* 433: 109
- Hays GC, Ashworth JS, Barnsley MJ, Broderick AC, Emery DR, Godley BJ, Henwood A, Jones EL** (2001) The importance of sand albedo for the thermal conditions on sea turtles nesting beaches. *OIKOS* 93: 87 - 94
- Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ** (2003a) Climate change and sea turtles : a 150-year reconstruction of incubation temperatures at a major marine turtle rookery. *Global Change Biology* 9: 642 - 646
- Hays GC, Broderick AC, Godley BJ, Luschi P, Nichols WJ** (2003b) Satellite telemetry suggest high levels of fishing-induced mortality in marine turtles. *Marine Ecology Progress Series* 262: 305 - 309
- Hays GC, Houghton JDR, Myers AE** (2004b) Pan-atlantic leatherback turtle movements. *Nature* 429: 522
- Hays GC, Houghton JDR, Isaacs C, King RS, Lloyd C, Lovell P** (2004a) First record of oceanic dive profiles for leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, indicate behavioural plasticity associated with long-distance migration. *Animal Behaviour* 67: 733 - 743
- Heithaus MR, Frid A, Dill LM** (2002) Shark-inflicted injury frequencies, escape ability, and habitat use of green and loggerhead turtles. *Marine biology* 140: 229 - 236
- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Bejder L, Dill LM** (2005) Biology of sea turtles under risk from tiger sharks at a foraging ground. *Marine Ecology Progress Series* 288: 285 - 294
- Heithaus MR, Frid A, Wirsing AJ, Dill LM, Fourqurean JW, Burkholder D, Thomson J, Bejder L** (2007) State-dependent risk-taking by green sea turtles mediates top-down effects of tiger shark intimidation in marine ecosystem. *Journal Of Animal Ecology*
- Huang H, Leung PS** (2007) Modeling protected species as an undesirable output: The case of sea turtle interactions in Hawaii's longline fishery. *Journal Of Environmental Management* 84: 523 - 533
- Chaloupka M, Balazs G** (2007) Using Bayesian state-space modelling to assess the recovery and harvest potential of the Hawaiian green sea turtle stock. *Ecological Modelling* 205: 93 - 109
- Ilgaz C, Turkozan O, Ozdemir A, Kaska Y, Stachowitsch M** (2007) Population decline of loggerhead turtles: potential scenarios for Fethiye beach, Turkey. *Biodiversity Conservation* 16:1027 - 1037
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)** (2001) *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Contribution of working group I to the third assessment report of the IPCC (eds Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Xiaosu D), Cambridge University Press, Cambridge, 881 pp. (ex Hawkes et al. 2007)
- IUCN** (2004) IUCN Red list of threatened species. A global species assessment. Baillie JEM, Hilton - Taylor, Stuart SN. Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. www.iucnredlist.org
- James MC, Ottensmeyer CA, Myers RA** (2005) Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters: new direction for conservation. *Ecology Letters* 8: 195 – 201
- Janzen FJ** (1994) Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 91, 7487–7490 (ex Hawkes 2007)
- Jones AG** (2004) Sea turtles: old viruses and new tricks. *Current biology* 14: R842 - 843

- Kamel SJ, Mrosovsky N** (2004) Nest site selection in leatherbacks, *Dermochelys coriacea*: individual patterns and their consequences. *Animal Behaviour* 68 (2): 357 - 366
- Kamel SJ, Mrosovsky N** (2005) Repeatability of nesting preferences in the hawksbill sea turtle, *Erytmochelys imbricata*, and their fitness consequences. *Animal Behaviour* 70 (4): 819 - 828
- Koch AU, Guinea ML, Whiting SD** (2007) Effects of sand erosion and current harvest practices on incubation of the flatback sea turtle (*Natador depressus*). *Australian Journal of Zoology* 55: 97 - 105
- Koch V, Nichols WJ, Peckham H, Victor de la Toba** (2006) Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Biological Conservation* 128: 327 - 334
- Krenz JG, Naylor GJP, Shaffer HB, Janzen FJ** (2005) Molecular phylogenetics and evolution of turtles. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 37: 178 - 191
- Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA** (2004b) Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19 (11): 598 - 604
- Lewison RL, Freeman SA, Crowder LB** (2004a) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on Loggerhead and Leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7: 221 - 231
- Lohmann KJ, Salmon M, Wyneken J** (1990) Functional autonomy of land and sea orientation systems in sea turtle hatchlings. *Biology Bulletin* 179: 214 - 218
- López-Castro MC, Carmona R, Nichols WJ** (2004) Nesting characteristics of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Cabo Pulmo, southern baja California. *Marine Biology* 145: 811 - 820
- Makowski Ch, Seminoff JA, Salmon M** (2006) Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas*) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. *Marine Biology* 148: 1167 - 1179
- Maros A, Louveaux A, Godfrey MH, Girondot M** (2003) *Scapteriscus didactylus* (Orthoptera, Gryllotalpidae), predator of leatherback turtle eggs in French Guiana. *Marine Ecology Progress Series* 249: 289 - 296
- Maros A, Louveaux A, Liot E, Marmet J, Girondot M** (2005) Identifying characteristics of *Scapteriscus spp.* (Orthoptera: Gryllotalpidae) apparent predators of marine turtle eggs. *Environmental Entomology* 34 (5): 1063 - 1070
- Mascarenhas R, Santos R, Zeppelini D** (2004) Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 49: 354 - 355
- Matsuzawa Y, Sato K, Sakamoto W, Bjorndal KA** (2002) Seasonal fluctuations in sand temperature: effects on the incubation period and mortality of Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) pre-emergent hatchlings in Minabe, Japan. *Marine Biology* 140: 639 - 646
- Mazaris AD, Broder B, Matsinos YG** (2006) An individual based model of a sea turtle population to analyze effects of age dependent mortality. *Ecological Modelling* 198: 174 - 182
- McCaughey SJ, Bjorndal KA** (1999) Conservation implications of dietary dilution from debris ingestion: sublethal effects in post-hatchling Loggerhead sea turtles. *Conservation Biology* 13 (4): 925 - 929
- McClenachan L, Jackson JBC, Newman MJH** (2006) Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4 (6): 290 - 296
- McMahon CR, Hays GC** (2006) Thermal niche, large-scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. *Global Change Biology* 12: 1330 - 1338
- Mignucci-Giannoni AA** (1998) Assessment and rehabilitation of wildlife affected by oil spill in Puerto Rico. *Environmental Pollution* 104: 323 - 333
- Miller JD** (1996) Reproduction in Sea Turtles. In: Lutz PL, Musick JA (eds) *The Biology of Sea Turtles*. CRC Press, Boca Raton, p 51-81 (ex Storch 2003)
- Mingozzi T, Masciari G, Paolillo G, Pisani B, Russo M, Massolo A** (2007) Discovery of a regular nesting area of loggerhead turtle *Caretta caretta* in southern Italy: a new perspective for national conservation. *Biodiversity and Conservation* 16: 3519 - 3541
- Nordmoe ED, Sieg AE, Sotherland PR, Spotila JR, Paladino FV, Reina RD** (2004) Nest site fidelity of leatherback turtles at Playa Grande, Costa Rica. *Animal Behaviour* 68 (2): 387 - 394
- NRC 1990 ex Hart KM, Mooreside P, Crowder LB** (2006) Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with flow. *Biological Conservation* 129: 283 - 290
- Ordonez C, Troeng S, Meylan A, Meylan P, Ruiz A** (2007) Chiriqui beach, Panama, the most important leatherback nesting beach in Central America. *Chelonian Conservation and Biology* 6 (1): 122 - 126
- Pike DA, Stiner JC** (2007) Sea turtle species vary in their susceptibility to tropical cyclones. *Oecologia* 153: 471 - 478
- Ralph CR, Reina RD, Wallace BP, Sotherland PR, Spotila JR, Paladino FV** (2005) Effect of egg location and respiratory gas concentrations on developmental success in nest of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*. *Australian Journal of Zoology* 53: 289 - 294
- Read AJ** (2007) Do circle hooks reduce the mortality of sea turtles in pelagic longlines? A review of recent experiments. *Biological Conservation* 135 (2): 155 - 169
- Reece JS, Castoe TA, Parkinson CL** (2005) Historical perspectives on population genetics and conservation of three marine turtle species. *Conservation Genetics* 6: 235 - 251

- Reece JS, Ehrhart LM, Parkinson CL** (2006) Mixed stock analysis of juvenile Loggerheads (*Caretta caretta*) in Indian River Lagoon, Florida: implications for conservation planning. *Conservation Genetics* 7: 345 - 352
- Richardson JI, Hall DB, Mason PA, Andrews KM, Bjorkland R, Cai Y, Bell R** (2006) Eighteen years of saturation tagging data reveal a significant increase in nesting hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Long Island, Antigua. *Animal Conservation* 9: 302 - 307
- Rivalan P, Prévot-Julliard AC, Choquet R, Pradel R, Jacquemin B, Girondot M** (2005) Trade-off between current reproductive effort and delay to next reproduction in the leatherback sea turtle. *Oecologia* 145: 564 - 574
- Roberts MA, Anderson ChJ, Stender B, Segars A, Whittaker JD, Grady JM, Quattro JM** (2005) Estimated contribution of Atlantic coastal loggerhead turtle nesting populations to offshore feeding aggregations. *Conservation Genetics* 6: 133 - 139
- Salmon M, Reiners R, Lavin C, Wyneken J** (1995) Behavior of Loggerhead sea turtle on an urban beach. *Journal of Herpetology* 29 (4): 560 - 567
- Salmon M, Wyneken J** (1987) Orientation and swimming behavior of hatchling Loggerhead turtles *Caretta caretta* during their offshore migration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 109: 137 - 153
- Sarti ML, Eckert SA, Garcia TN, Barragan AR** (1996) Decline of world's largest nesting assemblage of leatherback turtles. *Marine Turtle Newsletter* 74: 2 - 5 (ex Spotila 2000)
- Seminoff JA, Shanker K** Marine turtles and IUCN Red Listing: a review of the process, the pitfalls, and novel assessment approaches. MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP; 55stran
- Shanker K, Ramadevi J, Choudhury BC, Singh L, Aggarwal RK** (2004) Phylogeography of Olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) on the east coast of India: implications for conservation theory. *Molecular Ecology* 13: 1899 - 1909
- Smith MA** (1931) The fauna of british India including Ceylon and Barma. Reptilia and Amphibia. Vol 1. Loricata, Testudines. Taylor and Francis Ltd., London, 185pp (ex Spotila 1996)
- Spotila JR** (2004) Sea turtles: a complete guide to their biology, behavior and conservation. 225 stran
- Spotila JR, Dunham AE, Leslie AJ, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino** (1996) Worldwide population decline of *Dermodochelys coriacea*: Are leatherback turtles going to extinct? *Chelonian Conservation and Biology* 2 (2): 209 - 222
- Spotila JR, Reina RD, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino FV** (2000) Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405: 529 - 530
- Steinitz MJ, Salmon M, Wyneken J** (1998) Beach renourishment and Loggerhead turtle reproduction: a seven year study at Jupiter island, Florida. *Journal of Coastal Research* 14 (3): 1000 - 1013
- Steyermark AC, Williams K, Spotila JR, Paladino FV, Rostal DC, Morreale SJ, Koberg MT, Arauz R** (1996) Nesting leatherback turtles at Las Baulas National park, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 2 (2): 173 - 183
- Stewart KR, Wyneken J** (2004) Predation risk to Loggerhead hatchlings at a hight-density nesting beach in southeast Florida. *Bulletin of Marine Science* 74 (2): 325 - 335
- Storch S** (2003) The Behaviour of Immature and Female Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) at Sea. Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel; 185stran
- Swimmer Y, Arauz R, Higgins B, Mcnaughton L, Mccracken M, Ballestero J, Brill R** (2005) Food color and marine turtle feeding behavior: Can blue bait reduce turtle bycatch in commercial fisheries? *Marine Ecology Progress Series* 295: 273 - 278
- Tisdell C, Wilson C** (2002) Ecotourism for the survival of the sea turtles and other wildlife. *Biodiversity and Conservation* 11: 1521 - 1538
- Tisdell C, Wilson C** (2005) Do open-cycle hatcheries relying on tourism conserve sea turtles? Sri Lankan developments and economic-ecological considerations. *Environmental Management* 35 (4): 441 - 452
- Tomillo PS, Vélez E, Reina RD, Piedra R, Paladino FV, Spotila JR** (2007) Reassessment of the Leatherback turtle (*Dermodochelys coriacea*) nesting population at Parque National Marino Las Baulas, Costa Rica: Effects of conservation efforts. *Chelonian Conservation and Biology* 6 (1): 54 - 62
- Troeng S** (2000) Predation of green (*Chelonia mydas*) and leatherback (*Dermodochelys coriacea*) turtles by jaguars (*Panthera onca*) at Tortuguero National Park, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 3(4):751 - 753
- Troeng S, Chaco N D, Dick B** (2002) The leatherback turtle *Dermodochelys coriacea* nesting population of Caribbean Central America, with an emphasis on Costa Rica. Unpublished report presented by the Caribbean Conservation Corporation, Asociacio'n ANAI, and Endangered Wildlife Trust to the IUCN Leatherback Taskforce, 8 pp. (ex Troeng 2007b)
- Troeng S, Harrison E, Evans D, Haro A, Vargas E** (2007b) Leatherback turtle nesting trends and threats at Tortuguero, Costa Rica. *Chelonian Conservation and Biology* 6 (1): 117 - 122
- Troeng S, Chaloupka M** (2007a) Variation in adult annual survival probability and remigration intervals of sea turtles. *Marine Biology* 151: 1721 - 1730
- Troeng S, Rankin E** (2005) Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation* 121: 111 - 116

- Velez-Zuazo X, Ramos WD, Van Dam RP, Diez CE, Abreu-Grobois A, McMillan O** (2008) Dispersal, recruitment and migratory behaviour in a hawksbill sea turtle aggregation. *Molecular Ecology* 17: 839 - 853
- Wallace BP, Sotherland PR, Spotila JR, Reina RD, Franks BF, Paladino FV** (2004) Biotic and abiotic factors affect the nest environment of embryonic leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Physiological and Biochemical Zoology* 77 (3): 423 - 432
- Wang JH, Boles LC, Higgins B, Lohman KJ** (2007) Behavioral responses of sea turtles to lightsticks used in longline fisheries. *Animal Conservation* 10: 176 - 182
- Weir CR, Ron T, Morais M, Duarte ADC** (2007) Nesting and at-sea distribution of marine turtles in Angola, West Africa, 2000-2006: occurrence, threats and conservation implications. *Oryx* 41 (2): 224 – 231
- Whelan CL, Wyneken J** (2007) Estimating predation levels and site-specific survival of hatchling Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) from South Florida beaches. *Copeia* 3: 745 – 754
- www.cccturtle.org**
- Wyneken J, Burke TJ, Salmon M, Pederson DK** (1988) Egg failure in natural and relocated sea turtle nests. *Journal of Herpetology* 22 (1): 88 - 96
- Wyneken J, Salmon M** (1992) Frenzy and postfrenzy swimming activity in Loggerhead, Green and Leatherback hatchling sea turtles. *Copeia* 2: 478 - 484