

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE  
FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA PROSTOROVÝCH VĚD

Využití dálkového průzkumu Země za účelem  
ověření možnosti úhynu slonů afrických vlivem  
zvýšeného výskytu sinic v deltě Okavango

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. David Moravec, Ph.D.

Diplomant: Bc. Sára Marcinková

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Sára Marcinková

Inženýrská ekologie  
Ochrana přírody

Název práce

**Využití dálkového průzkumu Země za účelem ověření možnosti úhynu slonů afrických vlivem zvýšeného výskytu sinic v deltě Okavango.**

Název anglicky

**Use of remote sensing to verify the possibility of the death of African elephants due to the increased occurrence of cyanobacteria in the Okavango Delta.**

---

### Cíle práce

Obecným cílem práce je pomoci vysvětlit úhyn více jak 300 slonů afrických ve státě Botswana. Konkrétně bude využito satelitního snímání v oblasti jižní Afriky za účelem vyhodnotit množství chlorofylu-a indikující výskyt sinic ve vodách v oblasti delty Okavango jakožto možné příčiny úhynu slonů mezi květnem a červnem roku 2020.

### Metodika

V rešeršní části práce budou probrána témata potřebná z hlediska této práce: dálkový průzkum Země, výskyt sinic ve vodách a slon africký.

V následující praktické části studentka zpracuje satelitní snímky družice Landsat 8. Bude využito optického pásma pro mapování chlorofylu-a povrchových vod delty Okavango. Dále bude porovnáno období, kdy docházelo k úhynům slonů se shodným obdobím předchozích let. Také bude využito termální pásmo zmíněného satelitu pro sledování tepelných charakteristik zmíněné lokality.

**Doporučený rozsah práce**

35 stran

**Klíčová slova**

Dálkový průzkum Země, eutrofizace vod, slon africký, Landsat 8

---

**Doporučené zdroje informací**

Halounová, Lena, a Karel Pavelka. Dálkový průzkum Země. Praha: Vydavatelství ČVUT, 2005.  
Chase M. J., Schlossberg S., Griffin C.R., Bouché P.J.C., Djene S.W., Elkan P.W., Ferreira S., Grossman F., Kohi E.M., Landen K., Omondi P., Peltier A., J.S.A. & Sutcliffe R., 2016: Continent-wide survey reveals massive decline in African savannah elephants, PeerJ, 4:e2354.  
Pelc F. & Jelínková J., 2016: Sloni v defenzivě Velké sčítání slonů odhalilo, že ikona afrických savan mizí děsivou rychlostí, Ochrana přírody, 6: 38-44.

---

**Předběžný termín obhajoby**

2020/21 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

Ing. David Moravec, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra prostorových věd

---

Elektronicky schváleno dne 27. 3. 2021

**doc. Ing. Petra Šímová, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 28. 3. 2021

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 29. 03. 2021

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením Ing. Davida Moravce, Ph.D., a že jsem uvedla veškeré literární prameny a publikace, ze kterých jsem čerpala.

Jsem si vědoma, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědoma, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby. Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 31.3 2021

Podpis: .....

## **Poděkování**

Touto cestou bych ráda poděkovala Ing. Davidu Moravcovi, Ph.D. za odborné rady a konzultace, které mi v průběhu vedení práce poskytl. Dále bych chtěla poděkovat mé rodině a příteli za neutuchající podporu. A v neposlední řadě také nejbližším přátelům, za jejich oporu.

## Abstrakt

V africkém státě Botswana v oblasti delty Okavango došlo v květnu a červnu minulého roku k záhadným úhynům zhruba 350 slonů afrických (*Loxodonta africana*). Za tyto úhyny mohou být zodpovědné sinice, které se přirozeně vyskytují ve vodním prostředí. Při jejich přemnožení vzniká na hladině vegetační zákal, nazývaný vodní květ, který může být pro ostatní organismy toxický. Cílem této práce je vyhodnotit koncentrace chlorofylu a spolu s dalšími ukazateli, indikující výskyt sinic ve vodním prostředí. K vypočtení zvolených charakteristik byly využity volně dostupné snímky družice Landsat 8. Pro stanovení koncentrací chlorofylu a byly vybrány dvě metody: poměr pásem o vlnových délkách R560/R480 a nástroj C2RCC Processor. Zároveň byla spočtena teplota vody a v neposlední řadě byly využity teploty vzduchu z místní meteorologické stanice. Veškeré charakteristiky byly porovnány v období, kdy docházelo k úhynům slonů se shodným obdobím předchozích dvou let. Výsledné koncentrace chlorofylu a nevykazovaly ani u jedné z vybraných metod žádné nenadále výkyvy, které by mohly znamenat zvýšené množství sinic ve vodním prostředí. S tímto tvrzením korelovala také teplota vody, teplota vzduchu a index NDVI, kdy ani jeden z ukazatelů nevykazoval žádné významné odchylky ve výsledných hodnotách. Důležité je však zmínit, že data získaná metodou poměru pásem negativně korelovala s daty získanými nástrojem C2RCC Processor. Na základě této skutečnosti nebyly dále analyzovány korelace koncentrací chlorofylu s teplotou vody. Vzhledem k tomu, že v této práci nebylo možné získat data měřená in situ, nelze určit která z uvedených metod funguje spolehlivěji.

**Klíčová slova:** Dálkový průzkum Země, slon africký, cyanobakterie, Landsat 8

## Abstract

In the African state of Botswana by the Okavango Delta, approximately 350 African elephants (*Loxodonta africana*) mysteriously died last year in May and June. The deaths could have been caused by cyanobacteria which are toxic bacteria that occur naturally in standing water and sometimes grow into large blooms known as blue-green algae. The main objective of this work is to evaluate the concentration of chlorophyll A and other parameters to indicate algal bloom in the water ecosystem. To be able to do this, pictures from Landsat 8, which are available for the public, were used. Two methods were used to determine the concentration of chlorophyll A, a ratio of R560/R480 wavelengths, and the C2RCC Processor. In addition to these steps, the temperature of the water level was measured and data from the nearest weather station were collected. All of the data were compared to the data from the past two years during the same time of the year. None of the methods showed any irregularities that could have caused an increase of algal bloom in the waters. There were no spikes in temperatures and the NDVI values were stable throughout all of the years. Something worth mentioning is the fact that the data gained by the comparison of wavelengths R560/R480 contradicted the data gained by using the C2RCC Processor. Based on this, no further actions were made. As the data could not have been collected in situ, it cannot be determined which of the above mentioned methods is the most reliable one.

**Key words:** Remote sensing, african elephant, cyanobacteria, Landsat 8

# Obsah

<b>1. Úvod</b> .....	<b>9</b>
<b>2. Cíle práce</b> .....	<b>10</b>
<b>3. Literární rešerše</b> .....	<b>11</b>
3.1 Slonovití ( <i>Elephantidae</i> ) .....	11
3.1.1 Slon africký ( <i>Loxodonta africana</i> ) .....	12
3.2 Eutrofizace a cyanobakterie .....	14
3.3 Dálkový průzkum Země .....	16
3.3.1 Odhad koncentrací chlorofylu .....	16
3.3.2 Termální DPZ .....	20
<b>4. Charakteristika zájmového území</b> .....	<b>22</b>
<b>5. Metodika</b> .....	<b>24</b>
5.1 Vstupní data .....	24
5.2 Odhad koncentrace chlorofylu <i>a</i> .....	25
5.3 Teplota vody .....	26
5.3.1 NDVI a Emisivita .....	27
5.3.2 Atmosférické korekce .....	28
5.3.3 Planckova rovnice .....	29
5.4 Teplota vzduchu .....	30
5.5 Vrstva vodních ploch .....	31
5.5.1 Databáze HydroLAKES .....	31
5.5.2 Areál výskytu slona afrického .....	32
5.6 Zonální statistika .....	33
<b>6. Výsledky</b> .....	<b>34</b>
6.1 Koncentrace chlorofylu a další vybrané ukazatele .....	34
6.2 Spolehlivost metod pro odhad koncentrací chlorofylu .....	40
<b>7. Diskuze</b> .....	<b>41</b>
<b>8. Závěr</b> .....	<b>45</b>
<b>Přehled literatury a použitých zdrojů</b> .....	<b>46</b>



# 1. Úvod

V africkém státě Botswana byly během minulého roku zaznamenány záhadné úhyny více než tří stovek slonů afrických (*Loxodonta africana*). K úmrtí docházelo v období mezi květnem a červnem, nejčastěji v blízkosti vodních zdrojů v oblasti delty Okavango. Shromážděné fotografie a informace ukazují, že jedinci uhynuli bez ohledu na věk či pohlaví a někteří navíc náhle, jelikož byli nalezeni v poloze hlavou vpřed. Pozoruhodnost této události tkví v tom, že při vyšetřování nebyla nalezena žádná jiná uhynulá zvířata, kromě zmíněných slonů a jednoho koně. Zároveň se nemohlo jednat o pytláctví, jelikož těla byla nalezena s neporušenými kly. Tyto poznatky vyvolaly mezi biology a ochránci přírody značné obavy a spekulace ohledně možných příčin úmrtí (Azeem et al., 2020; Kozlov, 2020).

První teorie naznačuje, že k úhynům mohlo dojít v důsledku působení kardiovirů, které způsobují onemocnění encefalomyokarditida. Kardioviry jsou nejčastěji spojovány s hlodavci a jejich exkrementy, které mohou kontaminovat zdroje potravy a vody dalším živočichům (Gaskin, 2013). Druhá teorie přisuzuje hromadné úhyny sinicím, které se ve vodě přirozeně vyskytují. Sinice produkují sinicové jedy neboli cyanotoxiny, které jsou pro mnohé živočichy toxické. Tuto teorii podporuje fakt, že sloni tráví podstatnou část dne ve vodním prostředí a navíc sají vodu pomocí chobotů v mnohem větších hloubkách, kde se vyskytují anaerobní toxiny (Azeem et al., 2020; Kozlov, 2020).

Tato práce si klade za cíl zpracovat satelitní snímky družice Landsat 8, za účelem posoudit, zda může teplota vody, vzduchu a koncentrace chlorofylu *a*, souviset s toxicitou vodních nádrží v africké Botswaně. V teoretické části jsou popsány metody, které slouží k analýze dat ze satelitních snímků. V praktické části jsou z těchto snímků vypočteny koncentrace chlorofylu a teploty vody.

## 2. Cíle práce

Obecným cílem této práce je objasnit náhlé úhyny slonů afrických (*Loxodonta africana*), které se staly v roce 2020 v oblasti delty Okavango, za využití dálkového průzkumu Země.

Cílem literární rešerše je seznámit čtenáře s ekologií a stupněm ochrany slona afrického. Dále jsou představeny sinice a jejich toxické účinky pro ostatní organismy. A v neposlední řadě také metody dálkového průzkumu země, které mohou být využity při odhadu koncentrací chlorofylu *a*, jakožto možného indikátoru zvýšené hojnosti sinic ve vodním prostředí.

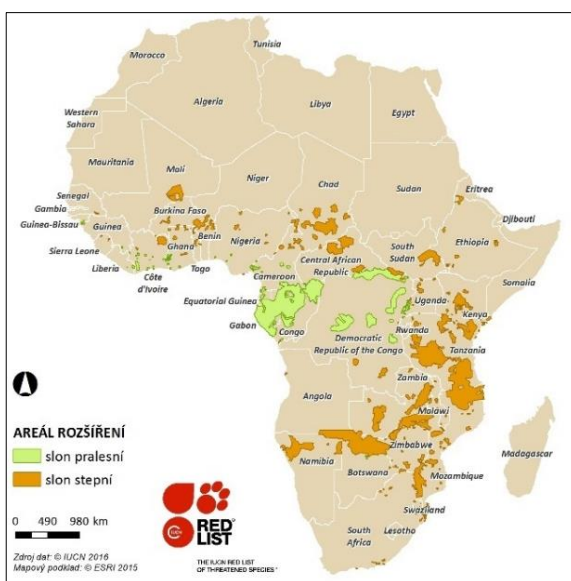
V praktické části byla zpracována optická a termální pásma satelitních snímků družice Landsat 8. Samotné zpracování probíhalo v programu Sentinel Application Platform (SNAP) a ArcGIS for Desktop, konkrétně ArcMap. Hlavními cíli praktické části se rozumí:

- odhad koncentrací chlorofylu *a* pomocí poměru spektrálních pásem
- odhad koncentrací chlorofylu *a* pomocí nástroje C2RCC Processor
- výpočet teploty vody
- zjištění vodních ploch v oblasti delty Okavango

### 3. Literární rešerše

#### 3.1 Slonovití (*Elephantidae*)

Sloni představují největší suchozemské savce na této planetě (Pelc et Jelínková, 2016). Z taxonomického hlediska je lze řadit do čeledi slonovití (*Elephantidae*), která se dále dělí do tří základních rodů: *Elephas*, *Loxodonta* a *Mammuthus*, který je již vyhynulý (Cooke, 1947; Maglio, 1972). Rod *Elephas* obsahuje 7 druhů, z nichž v současné době žije pouze slon indický (*Elephas maximus*). Rod *Loxodonta* obsahuje 4 druhy, ze kterých se dochovaly pouze slon africký (*Loxodonta africana*), nazývaný stepní nebo savanový a slon pralesní (*Loxodonta cyclotis*). Zatímco hlavními útočišti zástupců rodu *Elephas* jsou Indie a Srí Lanka, zástupci rodu *Loxodonta* obývají menší část afrického kontinentu (Pelc et Jelínková, 2016). Druhy slonů vyskytující se v Africe hostí poměrně rozdílné areály, které spolu částečně hraničí (Obr. 1). Slon pralesní se vyskytuje v pralesních oblastech podél západního pobřeží a zároveň také ve střední Africe. Jeho největší areál je rozšířen na území tří států: Gabon, Kongo a Rovnická Guinea (Grubb et al., 2000; Pelc et Jelínková, 2016). Slon africký obývá výrazně větší část afrického kontinentu, přičemž od západu lemují areál slona pralesního a postupně přechází ve východní pobřeží. Z pohledu států se vyskytuje od Mali přes Chad, Keňu až do Jihoafrické republiky. Mezi jeho největší areály patří oblasti států Tanzánie, Rwandy, Zimbabwe a Botswany. Jinými slovy jde o území bohaté na vodní zdroje, které se nacházejí podél delty velkých řek a jezer (Blanc, 2008; Pelc et Jelínková, 2016; Vančurová, 2019).



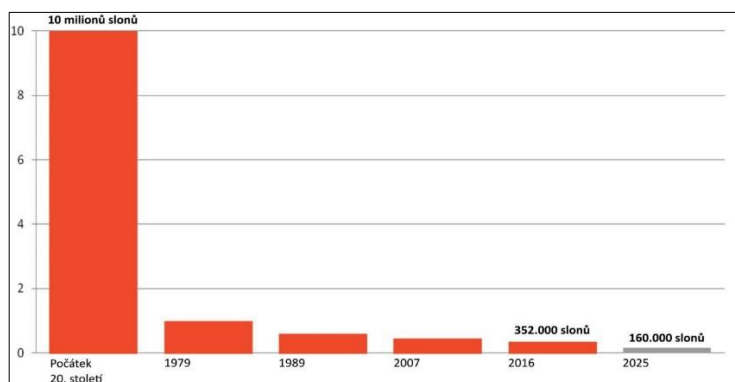
Obr. 1 areály rozšíření druhů slonů obývajících africký kontinent, zdroj: Pelc et Jelínková, 2016

### 3.1.1 Slon africký (*Loxodonta africana*)

Slon africký patří mezi vlajkové a klíčové druhy (Bond, 1994). Pozornost biologů a ochránců přírody poutá především z důvodu jeho velikosti, dopadu činností na rozsáhlé ekosystémy a v neposlední řadě kvůli úbytku populací, který je způsoben antropogenní činností (Chase et al., 2016; Jackson et al., 2008; Pelc et Jelínková, 2016). V současné době jsou tito sloni největšími žijícími terestrickými savci na naší planetě (Pelc et Jelínková, 2016). Hmotnost i velikost je závislá na pohlaví, kdy samice dosahují hmotnosti až 4000 kg a samci dokonce 7000 kg (Grubb et al., 2000; Vančurová, 2019). Stáda slonů fungují v závislosti na pohlaví odděleně. Stádo samic se společně stará o mláďata, dokud se nestanou samostatnými, čehož je dosaženo zhruba v osmi letech. Jestliže je mládě samec, opustí stádo hned po dosažení dospělosti (Grubb et al., 2000; Miller et Andrews, 2013; Vančurová, 2019). Samci slonů afrických jsou pohlavně dospělí zhruba ve 35 letech, přičemž je všeobecně známo, že se průměrně dožívají 65 let (Hollister-Smith et al., 2007). Oproti tomu jsou samice pohlavně dospělé už ve svých 11 letech a za svůj život porodí v průměru 4 mláďata (Hildebrandt et al., 2006; Hollister-Smith et al., 2007; Vančurová, 2019).

Slon africký se z hlediska trofických úrovní potravní sítě řadí mezi herbivory (Bond, 1994). Dospělá samice dokáže během dne spást 170 kg potravy a dospělý samec až 300 kg potravy. Ačkoliv složení potravy závisí na gradientu prostředí, kde se sloni aktuálně vyskytují, v případě travinných porostů mohou trávy tvořit až 95 % potravy. Opakem je období sucha, kdy sloni preferují spíše dřevnaté větve stromů a keřů (Laws, 1970). V případě nedostatku potravy se jedinci mohou uchýlit k okusování kůry a lámání či vyvracení stromů (Pringle, 2008). V důsledku těchto aktivit je slon africký řazen do skupiny ekosystémových inženýrů. Disturbance způsobené slony přímo i nepřímo upravují dostupnost zdrojů jiným druhům živočichů a přitom formují, udržují nebo vytvářejí nová stanoviště (Jones et al., 1994). Jako ekosystémoví inženýři jsou nejvíce známí při udržování otevřených zalesněných pastvin anebo při prohlubování vodních koryt, což způsobují jejich častým koupáním (Dublin et al., 1999; Haynes, 2011). Studie autorů Pringle et al. (2007) navíc uvádí, že lámáním a vyvracením stromů sloni vytvářejí nové mikrohabitaty pro druhy ještěrek. Dostupnost štěrbin je pro ještěrky zásadní, a proto se s množstvím štěrbin zvyšuje i početnost ještěrek, což má vliv i na hojnost bezobratlých, kterými se ještěrky živí (Pringle et al., 2007). Výše zmíněné činnosti činí ze slona afrického ukázkový příklad klíčového býložravce, bez kterého dojde k degradaci mnoha stanovišť a postupnému zarůstání savany (Bond, 1994).

Ještě v roce 1930 putovalo po africkém kontinentě zhruba 10 milionů slonů (Obr. 2). S příchodem masivního pytláctví, intenzivního využívání krajiny člověkem a působení proměnlivých klimatických podmínek se tato čísla v průběhu let výrazně změnila. Vlna pytláctví v 70. a 80. letech zdecimovala populace v mnoha oblastech. Po krátké pauze bylo na tuto aktivitu v roce 2005 navázáno, což vedlo k bezprostřednímu úmrtí přibližně 30 000 slonů ročně (Barnes, 1999; Douglas-Hamilton, 1987; UNEP et al., 2013). Populace slonů afrických čítaly v roce 2007 okolo 470 až 690 tisíc jedinců (Chase et al., 2016; Ngcobo et al., 2018). Autoři studie Cumming et Jones, (2007) v roce 2007 uvedli, že pokud bude v chráněných oblastech docházet pouze k pasivnímu managementu, populace slonů mohou do roku 2020 vykazovat zvýšení počtu jedinců zhruba o 50 až 100 tisíc. Tento předpoklad bohužel nepotvrdilo poslední sčítání slonů provedené v roce 2016. Sčítání probíhalo na území 18 států, které dohromady představují 93 % celkového areálu slonů afrických (Chase et al., 2016). Kombinací nových a historických informací bylo zjištěno, že populace vykazovaly mezi lety 2007 a 2014 pokles o nejméně 144 tisíc jedinců (Obr. 2). Tento údaj podporuje skutečnost, že mezi těmito lety došlo ke ztrátě biotopů, které veškerá divoká zvěř obývá, a to až o 82 %. Ničení biotopů bylo zapříčiněno populačním růstem lidí a jejich následnému tlaku na těžbu dřeva a využití půdy pro zemědělství (Chase et al., 2016; IUCN, 2016). Trend poklesu pokračuje až do současnosti, kdy dochází ke snížení počtu jedinců o 8 % ročně, a to především v důsledku zmíněného pytláctví a nelegálního obchodu se slonovinou (Chase et al., 2016; Douglas-Hamilton, 1987; Pelc et Jelínková, 2016). V návaznosti na tyto informace reagoval Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN), který slona afrického uvedl na svém červeném seznamu jako zranitelný. Zároveň byl také přidán do přílohy CITES I. a II., kdy u druhů přílohy CITES I. je obchod s ohroženými druhy přísně zakázán (Pelc et Jelínková, 2016). Místní ochránci přírody přidávají ruku k dílu ochranou na vlastní pěst. Budoucnost slonů afrických tak zatím spočívá pouze v malé síti dobře chráněných oblastí (Barnes, 1999).



Obr. 2 Vývoj početnosti slona afrického v posledních sto letech, zdroj: Pelc et Jelínková, 2016

### 3.2 Eutrofizace a cyanobakterie

Většina velkých afrických řek jsou pro živočichy jediným dostupným zdrojem vody, a to především v obdobích sucha. Živočichové se v tomto období převážně agregují u těchto řek. Ve vlhkých obdobích se naopak rozptylují do oblastí s přechodovými vodami jako jsou například menší jezírka (Skarpe et al., 2004). Ke zlepšení této situace napomáhá zřizování umělých vodních napajedel, které jsou v mnohých případech trvale zásobovány vodou (Shannon et al., 2009; Smith et Grant, 2009). Avšak kvalita vody se může napříč jednotlivými vodními útvary výrazně lišit v chemickém či fyzikálním složení (Ndlovu et al., 2018). Různá kvalita vody může být zapříčiněna vysokým množstvím živin neboli eutrofizací (Harper, 1992). Nadměrné množství živin se do vod dostává především antropogenní činností, a to konkrétně vypouštěním odpadních vod a zavlažováním půdy při zemědělství (Chorus et al., 2000). Odpadní vody z domácností i průmyslových činností sice procházejí čistícími technologiemi, avšak i přesto obsahují vysoké množství živin. Podle zákona Jihoafrické republiky je vyžadováno, aby byly vody vypouštěny do říčních ekosystémů k opakovanému využití (Republic of South Africa Government Gazette, 1998).

Proces eutrofizace je doprovázen zvýšenou primární produkcí, která zapříčiňuje nekontrolovatelné množení fytoplanktonu ve vodním prostředí (Harper, 1992). Termín fytoplankton označuje společenstva fotosyntetizujících řas a sinic (*Cyanobacteria*; *Cyanophyta*), které se volně vznášejí ve vodním sloupci a jsou přítomné téměř ve všech povrchových vodách. Pokud dojde k obrovskému nárůstu množství těchto organismů, vznikne na hladině vegetační zákal, nazývaný vodní květ (Obr. 3). Ideální dobou vzniku tohoto květu je přelom jarních a letních měsíců. Zástupci kmene *Cyanobacteria* tomuto procesu výrazně dominují. Mezi nejčastější a nejhojnější patří rod *Microcystis* tvořící kolonie a rod *Anabaena* s vláknitým uspořádáním buněk (Oberholster et al., 2005; Šejnohová et Maršálek, 2005). Vedle odpudivého vzhledu a nepříjemného zápachu, jsou cyanobakterie také velmi nebezpečné pro okolní prostředí a organismy (Carmichael, 1992; Maršálek, 2005). Za napáchané škody jsou zodpovědné sekundární metabolity, do kterých patří kromě enzymatických a antibiotických látek také toxiny (Carmichael, 1992). Autor studie Carmichael (1992) rozděluje cyanobakteriální toxiny podle typu biologického testu používaného k jejich screeningu do dvou hlavních kategorií: cytotoxiny a biotoxiny. V případě cytotoxinů nebyl dosud evidován žádný případ úhynů živočichů po jejich užití. Naopak v souvislosti s biotoxiny existuje mnoho evidovaných případů o úhynech divokých i hospodářských zvířat po požití kontaminované vody s obsahem těchto látek. Běžní zástupci cyanobakterií jako jsou *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Nodularia*,

*Nostoc* a *Oscillatoria* tyto biotoxiny produkují. Rozsáhlé laboratorní testy odhalily dvě nejčastější skupiny cyanobakteriálních biotoxinů: neurotoxiny a hepatotoxiny. Neurotoxiny produkují především rody *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria* a *Trichodesmium*. Mezi hlavní příznaky intoxikace patří potácení, svalové fascikulace, lapání po dechu, křeče a opistotonus u ptáků. Smrt je pravděpodobně způsobena zástavou dýchání, přičemž nastává během několika minut nebo několika hodin, v závislosti na druhu a množství požitých toxinů. V laboratorních podmínkách bylo u myši a potkanů sledováno výrazné zhoršení pohybových funkcí a zároveň cyanóza s následnou smrtí. Toxicita těchto látek je tak vysoká, že stačí požit pouze pár mililitrů vodního květu (Carmichael, 1992). Hepatotoxiny vznikají jako sekundární metabolity rodů *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria* a *Nostoc*. Klinické příznaky otravy byly pozorovány u ovcí, koní, prasat, kachen a další druhů. Hlavní příznaky se vyznačují slabostí, anorexií, bledostí sliznic, častým vyprazdňováním a chladnými končetinami. Po počáteční expozici nastává smrt během několika málo hodin až několika dní a může jí předcházet kóma, třes svalů a nucené vydechování (Carmichael, 1992).



Obr. 3 Vodní květ v Erijském jezeře zachycený satelitem Landsat 8, zdroj: USGS, 2017

Aby bylo možné regulovat dopady nekontrolovatelně se množících cyanobakterií, je důležité porozumět ekologii a chování tohoto druhu. Z pohledu evoluce fosilní záznamy napovídají, že sinice existovaly již před více než třemi miliardami let a podílely se na vzniku kyslíkaté atmosféry (Maršálek, 2005). Cyanobakterie tvoří morfologicky rozmanitou skupinu fotoautotrofních prokaryot. Organické látky si dokážou vytvořit sami pomocí fotosyntézy, která využívá světelnou energii. Hnacím

prvkem fotosyntézy jsou molekuly pigmentů uspořádané do fykobilizomů, které obsahují chlorofyl (Šmarda, 1996). Stélky sinic jsou kromě vegetativních buněk tvořeny také akinety a heterocyty. Akinety neboli artrospory slouží k přežívání sinic při nepříznivých podmínkách a zároveň obsahují velké množství zásobních látek. Heterocyty zajišťují fixaci molekulárního dusíku, který je následně přeměněn na biologicky přístupnou formu. Sinice jsou z pohledu ekologie nenáročná organismy, které dokážou přežít extrémní podmínky, jako jsou například termální prameny nebo vody ledovcových jezer. Tyto skutečnosti je oproti jiným organismům výrazně zvýhodňují (Maršálek, 2005; Šejnohová et Maršálek, 2005).

### **3.3 Dálkový průzkum Země**

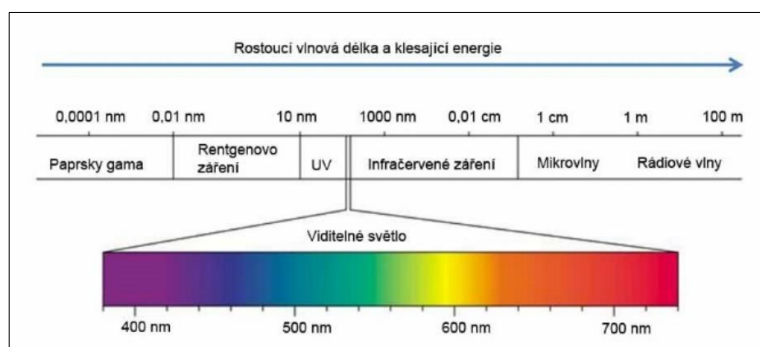
Mnoho vědců a ochránců přírody se snažilo odhalit, co předchází vzniku toxického vodního květu. Pro jeho zkoumání se nejčastěji používá monitoring in situ. Přestože se náklady na odběry vzorků stále zvyšují, probíhá vzorkování čím dál tím častěji. Navíc je nedostatek pracovní síly a rozpočty alokované na tyto monitoringy jsou téměř vždy omezené. Metody dálkového průzkumu Země (DPZ) se jeví jako vhodné preventivní nástroje, například při monitoringu rozsáhlého či nerovnoměrně zeměpisně situovaného území (Oberholster et al., 2008).

#### **3.3.1 Odhad koncentrací chlorofylu**

Chlorofyl patří mezi pigmenty zelených rostlin, sinic a řas. V přírodě existuje více forem tohoto pigmentu, přičemž pro fotosyntézu je nejdůležitější chlorofyl *a*. Ve vodním prostředí je koncentrace chlorofylu *a* považována za indikátor hojnosti fytoplanktonu a množství biomasy. Tuto koncentraci lze využít ke stanovení kvality vody a k hodnocení trofické úrovně vodního tělesa (Desortová, 1981). Většina algoritmů pro odhad koncentrací chlorofylu *a* je založena na principu chlorofylových molekul, které absorbují modrou a červenou část viditelného spektra (Obr. 4; Obr. 5). (Ha et al., 2017a; Ha et al., 2017b). Dálkový průzkum Země disponuje několika metodami, které se k tomuto odhadu dají využít. Příkladem může být výpočet pomocí poměrů pásem anebo využití již naprogramovaných nástrojů, do kterých vstupují různé parametry (Cannizzaro et Carder, 2005; Datt, 1998; Kyriliuk et Kratzer, 2019). V terestrickém prostředí jsou nejčastěji využity poměry pásem blízkého infračerveného záření a viditelné části elektromagnetického spektra (Obr. 4). Jedním z příkladů je běžně používaný index NDVI neboli Normalizovaný diferenční vegetační index. Obsah chlorofylu zjištěný pomocí NDVI poukazuje na množství zelené vegetace, která se ve vybrané oblasti nachází (Gitelson et al., 1996; Mahajan et Bundel, 2016). K jeho výpočtu je využita červená část spektra, kterou zelená vegetace velmi dobře absorbuje a zároveň blízké infračervené záření, které naopak



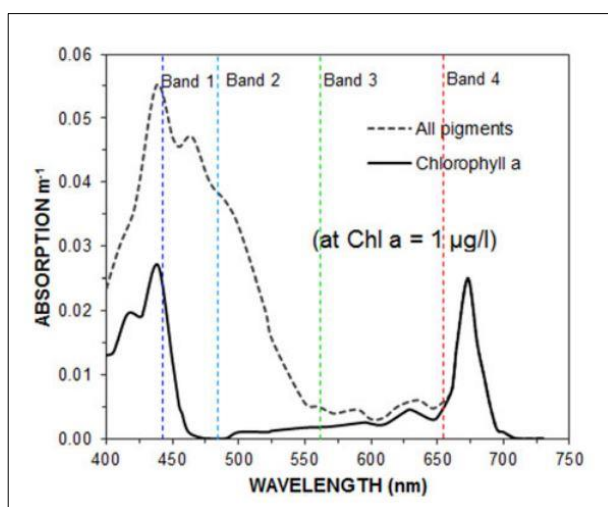
z velké části odráží (Gitelson et al., 1996; Gitelson, 2004). Index NDVI je citlivý na nízké koncentrace chlorofylu, podíl vegetačního pokryvu a také na absorbované sluneční záření. Na druhou stranu však není citlivý při vyšších koncentracích (Yoder a Waring, 1994). Ačkoliv výpočet NDVI zahrnuje červenou část viditelného spektra, autoři studie Thomas et Gaussman (1977) definovali přesnější korelace mezi odrazivostí a koncentrací chlorofylu při využití zelené části viditelného spektra neboli „zeleného“ NDVI.



Obr. 4 Elektromagnetické spektrum, zdroj: LabGuide, 2015

Pásma, která se používají při výpočtu indexu NDVI mohou být využity při stanovení koncentrací chlorofylu ve vodním prostředí. Nicméně záleží na použitém snímku daného senzoru a zároveň na stupni trofie daného vodního prostředí (Boucher et al., 2018). Vhodné využití se jeví například pro snímky pořízené senzorem MERIS družice Envisat. Tuto skutečnost definovali autoři studie Gilerson et al. (2010), když hodnotili obsah chlorofylu pomocí poměru dvou a tří spektrálních pásem. Výsledně definovali červenou část spektra a blízké infračervené záření jako nejvhodnější pásma pro stanovení chlorofylu ve vnitrozemských vodách (Gilerson et al., 2010). Podobně postupovali autoři Boucher et al. (2018), při zjišťování koncentrací chlorofylu v mnoha jezerech USA. Výsledné hodnoty z měření in situ srovnávali s daty získanými dálkovým průzkumem Země, za využití satelitních snímků družice Landsat 8. Index NDVI vykazoval nejsilnější korelace s jezery s nízkými koncentracemi chlorofylu (Boucher et al., 2018). To může být způsobeno umístěním pásma NIR, které je v případě družice Landsat 8 posunutě za hranici absorpčního maxima chlorofylu a (Obr. 5) (Ha et al., 2017b). Pásma NIR je proto vhodné využít pouze pro hodnocení obsahu chlorofylu v oligotrofním vodním prostředí (Boucher et al., 2018). Podrobněji se tomuto tématu věnovali autoři dvou studií, jejichž cílem bylo zjistit co nejpřesnější poměr pásem ve vodním prostředí, pro satelitní snímky družice Sentinel 2 a Landsat 8 (Ha et al., 2017a; Ha et al., 2017b). V případě studie se snímky družice Sentinel 2 zkoumali autoři celkem 9 poměrů pásem pomocí 7 satelitních

snímků, jejichž výsledky poté porovnali s měřením in situ. Do výpočtu zahrnuli dva poměry zelenomodrého pásma, jeden poměr zelenočerveného pásma, pět poměrů NIR a červeného pásma a jeden třípásmový poměr. Nejsilnější korelace s měřením in situ byla zjištěna u poměrů zeleného a červeného pásma s ohlednutím na skutečnost, že vždy záleží na daném vodním prostředí (Ha et al., 2017a). V případě studie, kde byly použity snímky družice Landsat 8 analýza zkoumala prvních pět pásem, na základě kterých byly stanoveny následující poměry v těchto vlnových délkách: R562/R443, R562/R483, R865/R655 a R562/R655. Druhá část experimentu zahrnovala měření in situ, které obsahovalo kromě sběru vody také měření její spektrální odrazivosti. Nejlepší možné korelace s odebranými vzorky vykazoval poměr zeleného (Band 3) a modrého (Band 2) pásma (Obr.5). Při měření odrazivosti vodního prostředí byly zjištěny 4 vrcholy. Zelené a červené pásmo snímků družice Landsat 8 tyto vrcholy zahrnuje (Obr. 5). Poměr červeného a NIR pásma byl naopak pro tyto satelitní snímky vyhodnocen jako nevhodný (Ha et al., 2017b). Shrnutím lze říct, že metoda poměrů pásem nese velký potenciál. Nicméně aby docházelo k co nejpresnějším výsledkům, je důležité poměry upravit pro konkrétní vodní prostředí a daný senzor (Boucher et al., 2018).

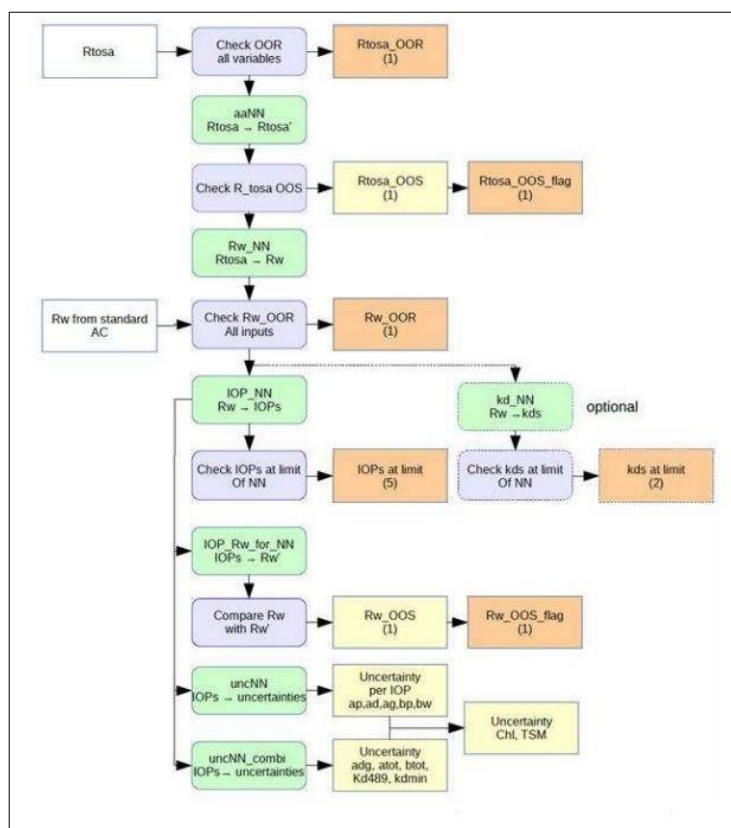


Obr. 5 Absorpce záření Chl *a* (při 1 µg/l) a celkového pigmentu

(všechny chlorofyly i karotenoidy) ve viditelné části spektra a blízkého infračerveného záření, barevné linie znázorňují střední vlnové délky čtyř prvních pásem družice Landsat 8, zdroj: Ha et al., 2017

Druhou možností, jak zjistit obsah chlorofylu *a* ve vodním prostředí je využití nástrojů či softwarů k tomu určených. Algoritmus pro takový nástroj vymysleli autoři studie Doerffer et al. (1999). Během projektu CoastColour byl aktualizován a následně pojmenován jako The Case-2 Regional CoastColour Processor neboli C2RCC Processor (Kyryliuk et Kratzer, 2019). Aktuálně ho lze aplikovat

prostřednictvím programu Sentinel Application Platform (SNAP). C2RCC Procesor umožňuje zpracování dat z mnoha satelitních sensorů jako například OLI, MERIS, MODIS, SeaWiFS, MSI a OLCI (Brockmann et al., 2016). Primárně byl tento nástroj konstruován na pobřežní oceánské ekosystémy. V současnosti však obsahuje sady pomocných parametrů, které umožňují přizpůsobení konkrétním inherentním optickým vlastnostem vody (IOP). Mezi pomocné parametry patří například slanost, teplota, ozon, tlak vzduchu, ale také chlorofilový absorpční koeficient a specifický rozptyl nerozpuštěných pevných látek (TSM). Vzhledem k tomu, že se vlastnosti vodního prostředí regionálně mění, nastavení umožňuje využití na vnitrozemské vody (Kyryliuk et Kratzer, 2019). C2RCC Processor funguje na principu neuronových sítí, které se generují pomocí podmnožiny pásem daného senzoru. Celý proces zahrnuje dvě části: atmosférické korekce a vodní prostředí. Do atmosférických korekcí vstupuje záření na povrchu atmosféry, přičemž po jeho zpracování odvozuje hlavní neuronová síť záření opouštějící vodní prostředí neboli „Rw“. V druhé části je právě Rw použité jako vstupní údaj. Po kontrole hodnot, které jsou mimo spektrální rozsah, dojde k inverzi spektra do IOP, které následně přepočítají spektrum zpět a zároveň provedou kontrolu kvality. Pomocí aritmetických konverzních faktorů jsou po několika dalších krocích IOP převedeny na chlorofyl a (Obr. 6) (Brockmann et al., 2016).

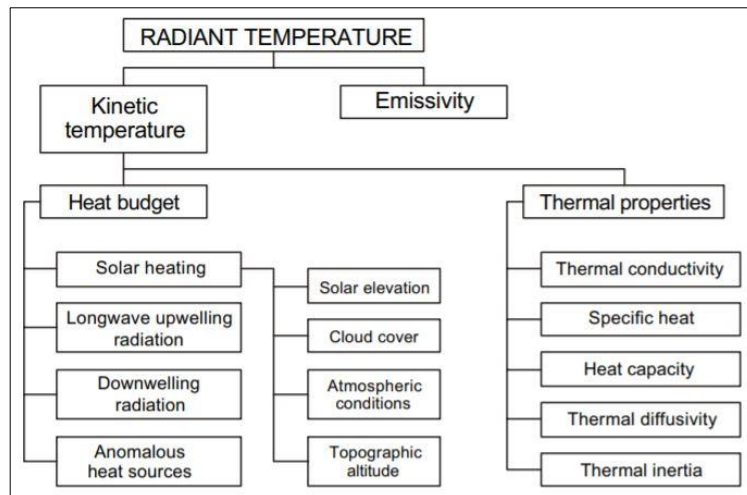


Obr. 6 Princip zpracování dat nástrojem C2RCC, neuronové sítě jsou zobrazené zeleně a kontroly kvality modře, zdroj: Brockmann et al., 2016

### 3.3.2 Termální DPZ

Koncentrace chlorofylu ve vodním prostředí je nejdůležitější ukazatel k predikci vzniku vodního květu. Dalším vhodným indikátorem je také teplota, jelikož při nekontrolovatelném množení fytoplanktonu funguje jako limitující prvek (Šejnohová et Maršálek, 2005). Dálkový průzkum Země získává teploty povrchu pomocí termálního snímání, k čemuž primárně využívá infračervenou část elektromagnetického spektra (TIRS) (Obr. 5). Vzhledem k tomu že mnoho těles o vysoké teplotě emituje značné záření na kratších vlnových délkách, je možné zahrnout také krátkovlnné infračervené záření (SWIR), blízké infračervené záření (NIR) a v extrémních případech viditelné části spektra (Obr. 5). Data jsou získávána v oblastech s nejnižší spektrální absorpcí neboli atmosférických oknech. V TIR jsou taková okna detekována hned tři: 3-5  $\mu\text{m}$ , 8–14  $\mu\text{m}$  a 17-25  $\mu\text{m}$ . Interpretace dat v prvním okně je složitější, protože se překrývá se slunečním odrazem při denním snímání. K eliminaci tohoto jevu se využívá noční snímání. Třetí okno ještě nebylo dostatečně otestováno, a proto se druhé atmosférické okno jeví jako nejlepší (Prakash, 2000).

Základním kamenem termálního DPZ je skutečnost, že veškerá tělesa s teplotou vyšší než absolutní nula (0 K,  $-273,15^\circ\text{C}$  nebo  $-459^\circ\text{F}$ ) vyzařují záření. Vlnové délky a množství tohoto záření definuje radiační teplota, která je získána při měření pomocí DPZ. Radiační teplota závisí na emisivitě a kinetické teplotě (Prakash, 2000). Emisivita ( $\epsilon$ ) je vyjádřena jako poměr intenzity vyzařování reálného tělesa k intenzitě vyzařování černého tělesa, kterým je myšlen objekt absorbující a emitující veškerou energii všech vlnových délek (Becker et Li, 1995). Hodnoty emisivity se pohybují od 0 (dokonalý reflektor) do 1 (dokonalý emitör), přičemž většina přírodních povrchů dosahuje hodnot mezi 0,75 a 0,95 (Avdelidis et Moropoulou, 2003; Van De Griend et Owe, 1993). Kinetická teplota určuje množství energie obsažené v daném tělese či zemském povrchu. Definuje ji pohyb molekul v závislosti na teplotě, která musí nabývat kladných hodnot. Kinetická teplota může být měřena v různých jednotkách jako například v Kelvinech (K), stupních Celsia ( $^\circ\text{C}$ ) či stupních Fahrenheita ( $^\circ\text{F}$ ). Faktory ovlivňující kinetickou teplotu lze rozdělit do dvou skupin: tepelný potenciál a tepelné vlastnosti materiálů. Mezi zdroje tepelného potenciálu patří solární ohřev, upwelling, downwelling, aktivní tepelné zdroje (např.: požáry a sopky) a přenos tepla na rozhraní země a atmosféry. Tepelné vlastnosti materiálu zahrnují tepelnou vodivost, měrné teplo, hustotu, tepelnou kapacitu, difuzivitu a setrvačnost materiálu (Obr. 7) (Prakash, 2000).



Obr. 7 Faktory ovlivňující kinetickou teplotu, zdroj: Prakash, 2000

Data DPZ lze získávat pasivní i aktivní metodou (Halounová et Pavelka, 2005). U termálního DPZ se primárně jedná o pasivní metodu, kdy senzor žádné záření nevysílá, ale pouze zachycuje záření, které na něj dopadá (Schmugge et al., 2002). Aktivní metodu lze provést za využití Light Detection And Ranging neboli LIDAR, který vysílá laserové paprsky (Aggarwal, 2003; Hrdina et Danihelka, 2008). Termální data lze získávat během dne i noci. U některých aplikací se však dává přednost nočnímu snímání, z důvodu minimálního účinku diferenciálního solárního ohřevu (Prakash, 2000). Využití těchto dat je možné v celé řadě odvětví jako je například meteorologie, životní prostředí, environmentální modelování, hydrologie a další. Získaná data mohou sloužit jako doplňková k dalším datům DPZ a zároveň mohou být klíčová při identifikaci povrchových materiálů, typů hornin, vlhkosti půdy a geotermálních anomálií (Hrdina et Danihelka, 2008; Prakash, 2000).

## 4. Charakteristika zájmového území

Vzhledem k lokalizaci hromadných úhynů slonů byla jako zájmová oblast vybrána delta Okavango, která se nachází v africkém státě Botswana (Obr. 8).



Obr. 8 Delta Okavango, zdroj: Google Earth

Delta Okavango je jedním z největších mokřadních biotopů afrického kontinentu. Zároveň je také jedním ze dvou stálých zdrojů vody v Botswaně. Oblast delty hostí stejnojmennou řeku, která přirozeně meandruje krajinou za vzniku doprovodných tůní a bažin (Obr. 9). Hydrologický režim této oblasti je nepozměněný z důvodu malé hustoty osídlení (McCarthy FRSSAf et Ellery, 1998). Delta Okavango je tak právem zařazena na seznamu chráněných mokřadů dle Ramsarské úmluvy, přičemž díky své rozloze v seznamu figuruje jako nejrozsáhlejší lokalita. Od roku 2014 je také nově zapsána na seznamu světového dědictví UNESCO jako jedinečný ekosystém (Ramsar, 2007).

Z hlediska přírodních poměrů se tato oblast nachází v nadmořské výšce mezi 900 až 1100 metrů. V letních měsících se teploty pohybují okolo 40 °C a nejvíce srážek je zaznamenáno na začátku roku. Samotná delta zaujímá rozlohu 16.000 km<sup>2</sup>,



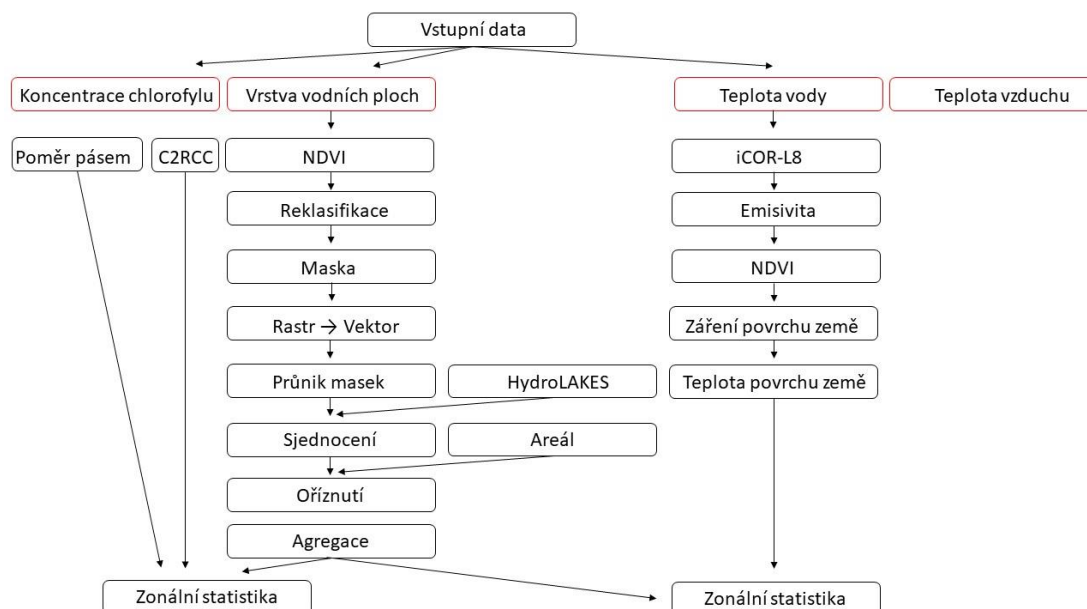
příčemž pokud jsou zahrnuty okrajové části, rozloha území dosahuje až 50 000 km<sup>2</sup>. Zvláštním jevem je napájení delty, které začíná v Angolské vysočině vzdálené zhruba 1200 km. Srážky které na vysočině spadnou, zásobují řeku Kubango, poté Kavango a následně na hranicích Botswany a Namibie Okavango. V období mezi dubnem a červnem začínají tyto srážky postupně plnit oblast vodou, přičemž dochází k masivnímu znásobení rozlohy tohoto vodního ekosystému. Není tedy náhodou, že se zde vyskytuje zhruba 400 druhů ptáků, 70 druhů ryb a 200 tisíc jedinců velkých savců. (Ramsar, 2014; Slavík, 2017).



Obr. 9 Delta Okavango, zdroj: okacom.org

## 5. Metodika

Metodická část této práce popisuje zvolená vstupní data a samotné zpracování jednotlivých analýz, vedoucích k naplnění stanovených cílů práce. Základní postup zpracování je nastíněn v následujícím diagramu (Obr. 10).

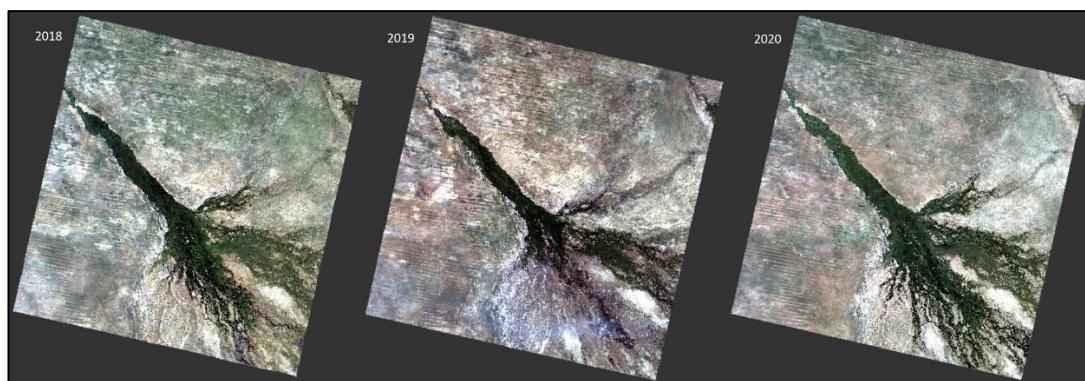


Obr. 10 Diagram zpracování dat

### 5.1 Vstupní data

V této práci byly zpracovány satelitní snímky z družice Landsat 8 kolekce 2 (C2) úrovně 1 (L1) bez atmosférických korekcí, dostupné na adrese: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (Obr. 11). Družice Landsat 8 sloužící k pozorování zemského povrchu disponuje dvěma senzory: *Operational Land Imager (OLI)* a *Thermal Infrared Sensor (TIRS)*. Funkcí senzoru OLI je shromažďování dat pro 9 krátkovlnných spektrálních pásem a funkcí senzoru TIRS je shromažďování obrazových dat pro 2 tepelná pásma (USGS, 2019). Jednotlivé satelitní snímky, které byly při práci využity, obsahují všechna zmíněná pásma a jsou navíc popsány souborem metadat *MTL.txt*, jenž je klíčový pro následující analýzy.





Obr. 11 Ukázka satelitních snímků z družice Landsat 8 pořízených v měsíci květen (2018, 2019, 2020)

Satelitní snímky mohou být limitovány nepříznivými atmosférickými podmínkami, v podobě oblačnosti. Z toho důvodu bylo pro zpracování vybráno celkem 11 snímků s minimálním výskytem oblak (Tab. 1). Snímky byly pořízeny v období mezi květnem a červnem v letech 2018, 2019 a 2020, přičemž následně byly zpracovány v prostředí programů *Sentinel Application Platform (SNAP) Desktop* a *ArcGIS for Desktop*, konkrétně *ArcMap*.

2018	2019	2020
06.05.2018	09.05.2019	-
22.05.2018	25.05.2019	27.05.2020
07.06.2018	10.06.2019	12.06.2020
23.06.2018	26.06.2019	28.06.2020

Tab. 1 - Datумы pořízení satelitních snímků

## 5.2 Odhad koncentrace chlorofylu a

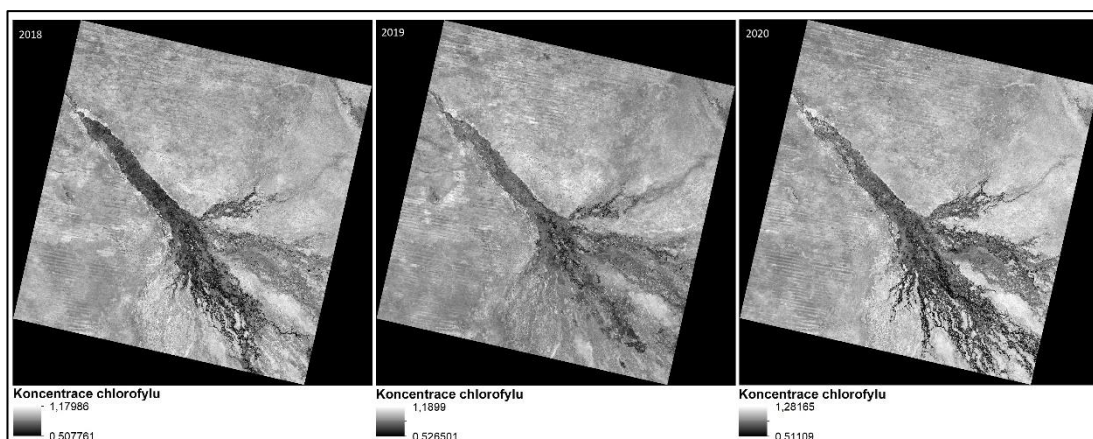
Pro zjištění koncentrace chlorofylu byly použity dvě různé metody. Konkrétně metoda výpočtu pomocí poměru spektrálních pásem a metoda výpočtu pomocí nástroje *C2RCC Processors*, který je součástí toolboxů programu *SNAP Desktop*. Odhady chlorofylu jsou v obou případech bezrozměrné.

Koncentrace chlorofylu byla v prvním případě vypočtena nástrojem *Band Maths*, který funguje jako kalkulátor a obsahuje velké množství operátorů. Odhady množství chlorofylu (Obr. 12) byly získány dle vzorce:

$$\text{Chl} = \text{R560}/\text{R480}$$

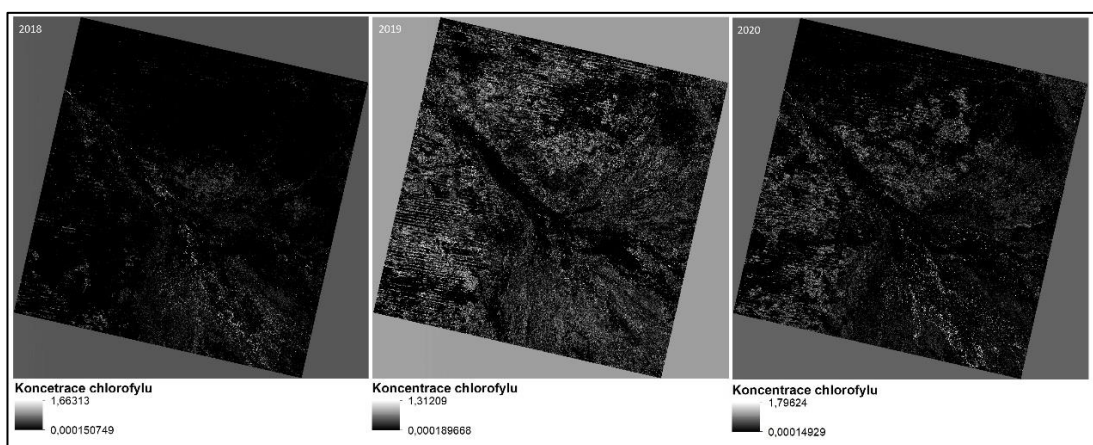
kde:

R560= zelené pásmo (560 nm)  
R480= modré pásmo (480 nm)



Obr. 12 Koncentrace chlorofylu metodou poměru pásem, v měsíci květen (2018, 2019, 2020)

V druhém případě byl využit nástroj *C2RCC Processor*, který obsahuje sady pomocných parametrů, umožňující přizpůsobení konkrétním optickým vlastnostem vody a konkrétnímu vodnímu tělesu (Kapitola 3.3.1). K dosažení co nejlepších výsledků (Obr. 13) byla pro vybranou oblast nastavena průměrná nadmořská výška 980 m.n.m., salinita 0.5, tedy sladká voda a průměrná teplota 26°C.



Obr. 13 Koncentrace chlorofylu metodou C2RCC, v měsíci květen (2018, 2019, 2020)

### 5.3 Teplota vody

Vzhledem k nedostupnosti satelitních snímků úrovně 2 (Level 2) v období zpracování praktické části práce, byly satelitní snímky staženy na úrovni 1 (Level 1) bez atmosférických korekcí. Nicméně tyto korekce jsou velmi podstatné pro zjištění co nejpřesnějších teplotních hodnot, a právě proto musely být následně dopočítány.

Program *SNAP Desktop*, ve kterém byla tato práce zpracována je primárně navržen pro zpracování dat z družic Sentinel, tudíž neobsahuje žádné nástroje pro zpracování atmosférických korekcí satelitních snímků družice Landsat. Jako alternativní varianta byla využita nástavba programu *SNAP Desktop: iCOR*, dostupná na adrese: <https://remotesensing.vito.be/case/icor>. Nástavba *iCOR*, dříve známá jako *OPERA (OPERational Atmospheric correction)* je navržena pro zpracování atmosférických korekcí nejen na souši, ale především také ve vnitrozemských, pobřežních nebo sezonních vodách (Keukelaere et al., 2018; Nurgiantoro et al., 2019). Samotný nástroj disponuje korekcemi pro družice Landsat 8 a Sentinel 2,3, přičemž v této práci byla využita varianta *iCOR-L8*. Satelitní snímky obsahovaly ve výsledku prvních 7 pásem.

### 5.3.1 NDVI a Emisivita

Satelitní snímky upravené o atmosférické korekce byly dále využity při zjišťování emisivity povrchu, která je klíčová k určení teploty povrchu. Studie autorů Van De Griend et Owe (1993) uvádí, že existuje vztah mezi emisivitou a *NDVI* neboli *Normalized Difference Vegetation Index*, který se pohybuje v intervalu od -1 do 1. Výpočet *NDVI* byl proveden v prostředí *Band Maths* na základě vzorce:

$$NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$$

kde:

NIR = blízké infračervené záření (865 nm)  
Red = červená viditelná část spektra (655nm)

*NDVI* dosahuje nejnižších hodnot pro holé půdy a zvyšuje se s rostoucím vegetačním krytem a biomasou. Hodnoty indexu *NDVI* korelují s emisivitou povrchu, která se také zvyšuje s rostoucím pokryvem zelenou vegetací. Výpočet průměrné emisivity vychází z průměrných hodnot *NDVI*, které jsou definované pro různé povrchy (Van De Griend et Owe, 1993). K výpočtu emisivity byl v této práci použit logaritmický vzorec, který definovali autoři studie Van De Griend et Owe (1993) takto:

$$\varepsilon = a + b * \ln(NDVI)$$

kde:

$\varepsilon$  = emisivita  
a = 1,0094  
b = 0,047

### 5.3.2 Atmosférické korekce

Pro další postup je důležité spojit snímky vypočtené emisivity s původním snímkem, který před použitím nástroje *iCOR-L8* obsahoval obě termální pásma. K tomu byl použit nástroj *Collocation*, přičemž výsledný snímek obsahoval všechna potřebná pásma pro další zpracování.

Aby bylo možné použít snímky termálního pásma (v této práci pásmo 10 - Band 10) bylo nejprve nutné odstranit vlivy atmosféry, které mohou vyzařovaný signál opouštějící zemský povrch potlačit (downwelling) nebo umocnit (upwelling). Eliminace vlivů atmosféry byla docílena pomocí kalkulátoru atmosférických korekcí (*Atmospheric Correction Parameter Calculator*), který v roce 2003 představili autoři studie Barsi et al. (2003). Kalkulátor je dostupný na adrese: <https://atmcorr.gsfc.nasa.gov/>. V případě použití je nezbytné zadat rok, měsíc a den pořízení snímku a dále také zeměpisnou šířku a délku spolu s emailovou adresou na kterou jsou poté výsledné hodnoty zaslány (Barsi et al., 2003; Barsi et al., 2005). Příslušné hodnoty jsou uvedeny v následující tabulce (Tab. 2).

rok	$L_u$	$L_d$	$\tau$
2018	0,50	0,90	0,94
	0,63	1,11	0,93
	0,62	1,08	0,93
	1,96	3,29	0,77
2019	0,99	1,73	0,88
	0,72	1,28	0,92
	2,00	3,39	0,72
	1,08	1,89	0,87
2020	0,94	1,43	0,90
	1,34	2,32	0,85
	1,02	1,78	0,88

Tab. 2 Použité hodnoty parametrů  $L_u$ ,  $L_d$ ,  $\tau$

Získané hodnoty  $L_u$ ,  $L_d$ ,  $\tau$  (Tab. 2) byly dále využity k výpočtu povrchového spektrálního záření, které bylo odvozeno z následujícího vztahu (Barsi et al., 2005):

$$L_{TOA} = \tau \varepsilon L_T + L_u + \tau(1 - \varepsilon)L_d$$

do příslušného tvaru:

$$L_T = \frac{L_{TOA} - L_u - \tau(1 - \varepsilon)L_d}{\tau\varepsilon}$$

kde:

$L_T$  = záření černého tělesa (cíle) kinetické teploty  $T$  ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ )

$\tau$  = atmosférický přenos

$\varepsilon$  = emisivita

$L_{TOA}$  = záření na povrchu atmosféry ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ )

$L_u$  = hodnota záření, které atmosféra navíc emitovala neboli upwelling

$L_d$  = hodnota záření, které atmosféra navíc absorbovala neboli downwelling

### 5.3.3 Planckova rovnice

Jednou z možností, jak zjistit teplotu povrchu je využití Planckovy rovnice, která vypočtené povrchové záření transformuje na teplotu v Kelvinech. Studie autorů Barsi et al. (2005) uvádí, že pro satelitní snímky družice Landsat existuje specifická aproximace Planckovy rovnice vyjádřená jako:

$$T_{(kelvin)} = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_T} + 1\right)}$$

kde:

$T$  = teplota (K)

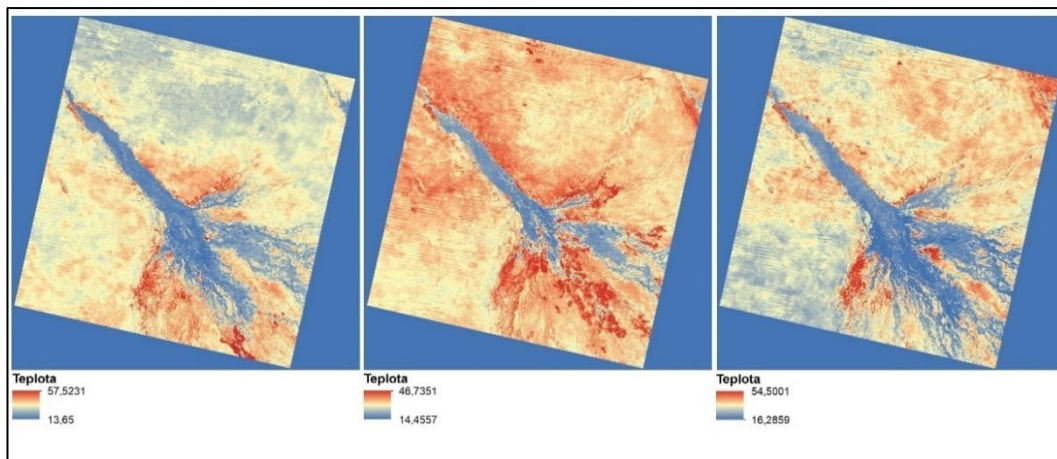
$L_T$  = spektrální záření ( $W/m^2 \cdot sr \cdot \mu m$ )

$K1$  = teplotní konstanta z metadat (MTL.txt)

$K2$  = teplotní konstanta z metadat (MTL.txt)

Uvedené konstanty vycházejí z metadat (MTL.txt), které jsou součástí každého satelitního snímku, jak již bylo uvedeno dříve. Výsledná teplota byla poté přepočtena na stupně Celsia (Obr. 14), dle následujícího vztahu:

$$T_{(celsius)} = T_{(kelvin)} - 273.15$$



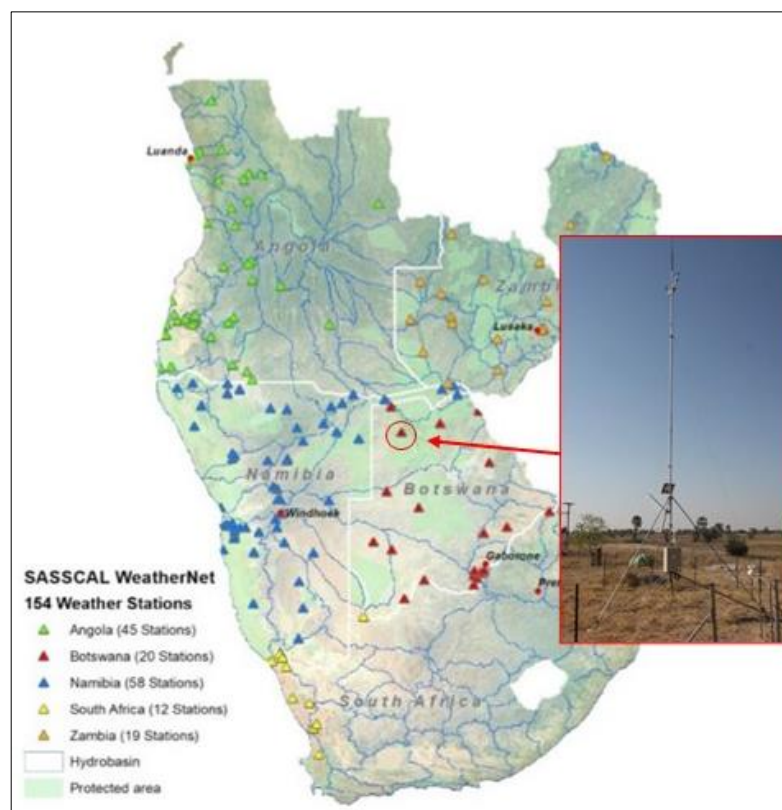
Obr. 14 Ukázka výsledných snímků teplot ( $^{\circ}C$ ) v měsíci květen (2018, 2019, 2020)



## 5.4 Teplota vzduchu

Pro zjištění teploty vzduchu byla využita webová služba *SASSCAL WeatherNet*, dostupná na adrese: [www.sasscalweathernet.org/](http://www.sasscalweathernet.org/). *SASSCAL WeatherNet* je iniciativou jihoafrického vědeckého střediska pro změnu klimatu a hospodaření s půdou. Součástí vědeckého střediska je aktuálně 5 zemí Jižní Afriky, které poskytují data z více než 70 stanic. *SASSCAL WeatherNet* integruje data o vlhkosti vzduchu, rychlosti a směru větru, teploty, srážek a to téměř v reálném čase. Data jsou k dispozici v hodinovém, denním i měsíčním intervalu a zároveň se dají stáhnout ve formátu podporovaném programem *MS Excel* (Helmschrot et al., 2015).

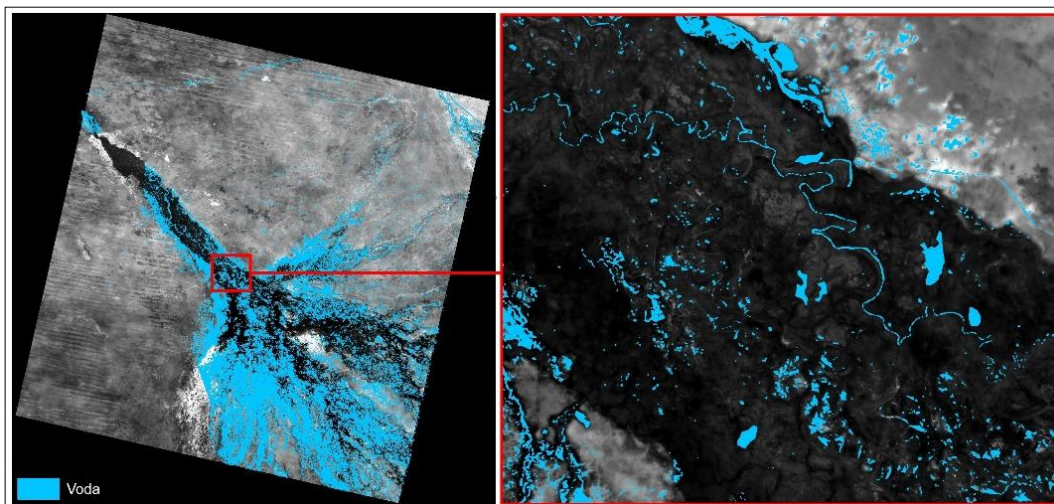
V této práci byla vybrána meteorologická stanice *Tubu (Okavango Delta)* vyskytující se co nejbližší studovanému území (Obr. 15). Kromě polohy této stanice je důležité, že je provozována již od roku 2015, tudíž pokrývá studované období této práce. Jednotlivá data byla stažena pro každý rok a daný měsíc v denním intervalu, viz Příloha 1.



Obr. 15 Vybraná meteorologická stanice, zdroj: SASSCAL, 2018

## 5.5 Vrstva vodních ploch

Aby bylo možné spojit výsledné koncentrace chlorofylu a teploty s vodním prostředím, bylo důležité toto prostředí nejprve lokalizovat. K tomu byly vybrány tři satelitní snímky, pořízené na konci května ve všech studovaných letech. Na tyto snímky byl poté v prostředí nástroje *Band Maths* aplikován index *NDVI* (viz kapitola 5.3.1). Hranice mezi vodním a terestrickým prostředím byla zjišťována pomocí nástroje *Mask Manager*. Do tohoto nástroje bylo aplikováno několik podmínek s následnou vizuální kontrolou. Pro stanovení hranice byla vybrána podmínka, která vystihovala trend vodního prostředí nejpřesněji:  $NDVI \leq 0.05$ . Nástrojem *Band Math* byla tato podmínka ukotvena a výsledné snímky byly poté převzorkovány a exportovány do geografického informačního systému *ArcMap*. Jednotlivé snímky byly poté upraveny nástrojem *Reclassify* a převedeny z rastrové grafiky na vektorovou, nástrojem *Raster to Polygon*. Výsledná vrstva vodních ploch (Obr. 16) byla nakonec zjištěna pomocí nástroje *Intersect*, který vytvořil průnik těchto tří snímků.

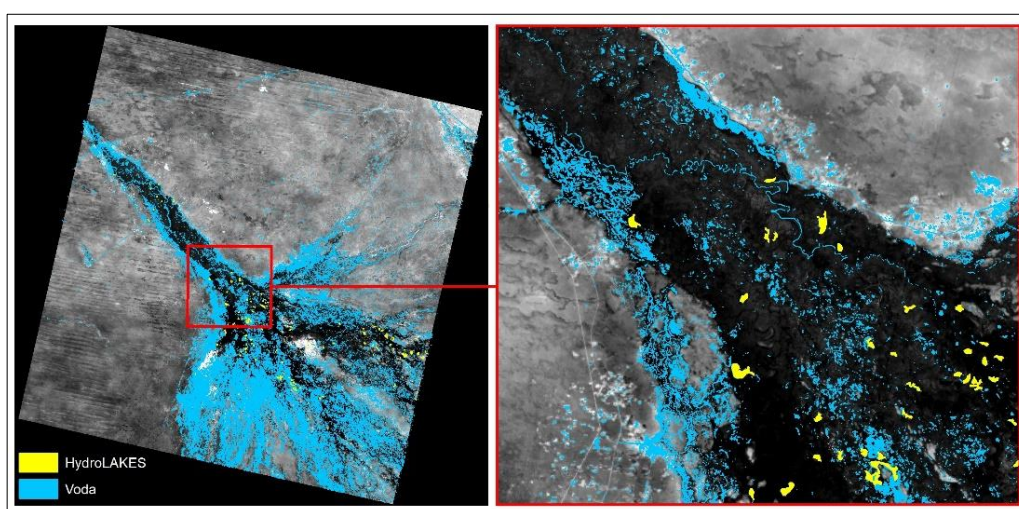


Obr. 16 Detail zjištěných vodních ploch

### 5.5.1 Databáze HydroLAKES

Vrstva vodních ploch zjištěná v předchozím kroku vychází z použitých satelitních snímků. Z důvodu ověření těchto ploch, byla využita databáze *HydroLAKES*, která poskytuje globální polygonovou vrstvu přírodních jezer a nádrží o ploše nejméně 10 ha. V současné době databáze disponuje 1,43 miliony polygonů a je dostupná na adrese: <https://www.hydrosheds.org/page/hydrolakes>. Data se dají stáhnout jako ESRI Geodatabáze nebo ve formátu shapefile (.shp) (Messenger et al., 2016).

Polygonová vrstva *HydroLAKES* byla v této práci stažena ve formátu ESRI Geodatabáze a zpracována v prostředí programu *ArcMap* (Obr. 17). Nástrojem *Select By Attributes* byly vybrány vodní plochy vyskytující se pouze na území státu Botswana, které byly následně vyexportovány do nové vrstvy. Pro sjednocení vrstvy zjištěných vodních ploch a vrstvy *HydroLAKES* byl použit nástroj *Merge*. Vrstva vodních ploch poté obsahovala obě vstupní vrstvy spolu se všemi atributy. Vodní plochy, které ležely mimo oblast satelitního snímku byly odstraněny v editačním režimu. Po vizuální kontrole zjištěných vodních ploch s databází *HydroLAKES* byla potvrzena vysoká shoda v těchto datech. Pomocí databáze *HydroLAKES* došlo k zpřesnění okrajů neboli hranic vodních polygonů.

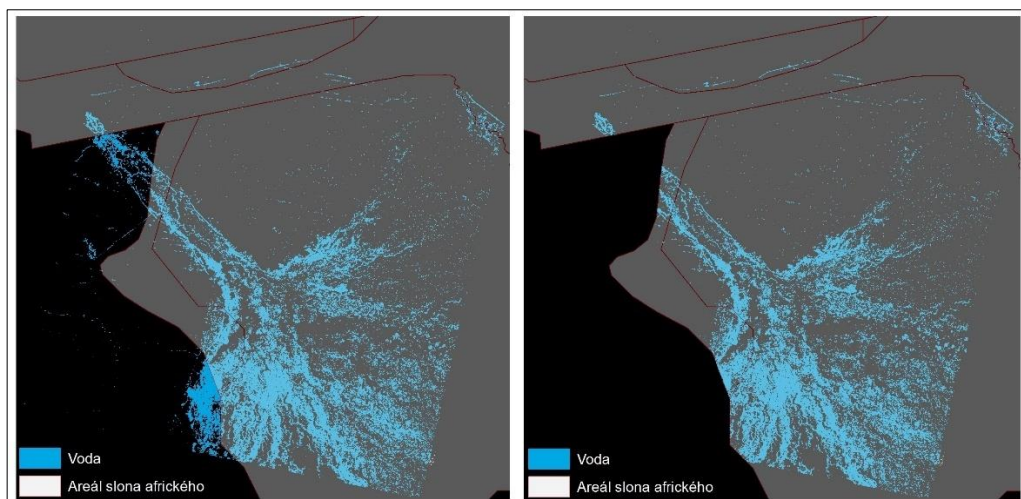


Obr. 17 Polygonová vrstva *HydroLAKES*

### 5.5.2 Areál výskytu slona afrického

Z důvodu co nejpřesnějších výsledků je důležité do výpočtů zahrnout pouze vodní plochy, které se nacházejí v areálu výskytu slona afrického. Taková data poskytuje Mezinárodní svaz ochrany přírody (IUCN) a jsou dostupné na adrese: <https://www.iucnredlist.org/resources/spatial-data-download>. Polygonová vrstva obsahuje kromě skutečně zaznamenaných výskytů, také výskyt pravděpodobné, které byly v editačním režimu odstraněny. Vrstva vodních ploch byla zbylými areály oříznuta, pomocí nástroje *Clip*. Aby bylo možné správně interpretovat výsledky, bylo nutné jednotlivé polygony agregovat do jednoho velkého polygonu pomocí funkce *Dissolve*. Výsledná vrstva využitá v dalším postupu je zobrazena na následujícím obrázku (Obr. 18).





Obr. 18 Výsledná vrstva použitá v dalším postupu

## 5.6 Zonální statistika

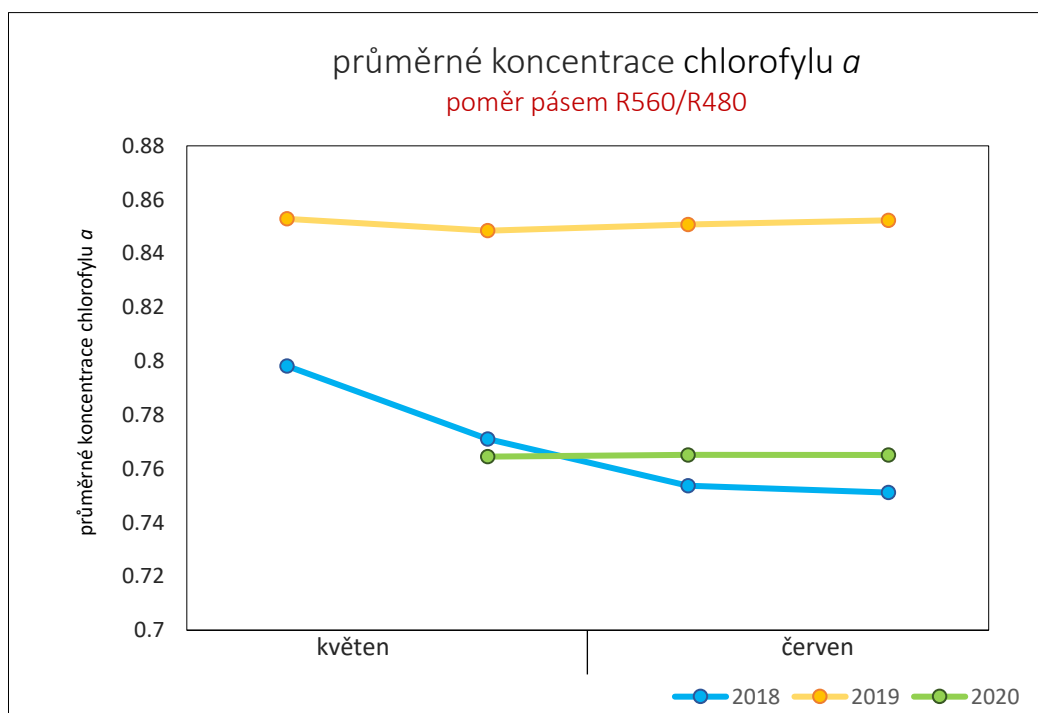
Posledním krokem pro zjištění koncentrací chlorofylu, teploty a NDVI v jednotlivých vodních polygonech, bylo použití nástroje *Zonal Statistics as Table* který je součástí toolboxu programu *ArcMap*. Nástroj funguje na principu zón, v tomto případě vodních polygonů (u NDVI areál slonů), ve kterých hodnotí statistické ukazatele jako například průměr, minimum, maximum či směrodatná odchylka. Hodnocení probíhá podle vstupních rastrů, kterými jsou v této práci koncentrace chlorofylu, teploty vody a hodnoty indexu NDVI. Finální výstupy tvoří tabulky s hodnotami statistických ukazatelů jednotlivých zón.

## 6. Výsledky

Dle uvedeného postupu v předchozí kapitole bylo zpracováno celkem 11 satelitních snímků, ze kterých byl vypočten odhad koncentrací chlorofylu *a*. Zjištěné výsledky jsou rozděleny do dvou částí: koncentrace chlorofylu a další vybrané ukazatele a spolehlivost měření použitých metod.

### 6.1 Koncentrace chlorofylu a další vybrané ukazatele

Následující graf (Obr. 19) znázorňuje odhady koncentrací chlorofylu *a* zjištěné pomocí metody poměru spektrálních pásem (R560/R480). V roce 2018 v období mezi květnem a červnem vykazovaly koncentrace chlorofylu *a* klesající charakter. Nejvyšší průměrné koncentrace byly zaznamenány v roce 2019 ( $c = 0,85$ ) (Tab. 3). Data z roku 2020 měla podobný charakter jako data z předchozích let a nevykazovala žádné extrémní hodnoty. Metodou poměru pásem nebyl v roce 2020 zjištěný žádný významný nárůst koncentrací chlorofylu *a*, který by mohl znamenat zvýšené množství sinic ve vodním prostředí (Obr. 19).



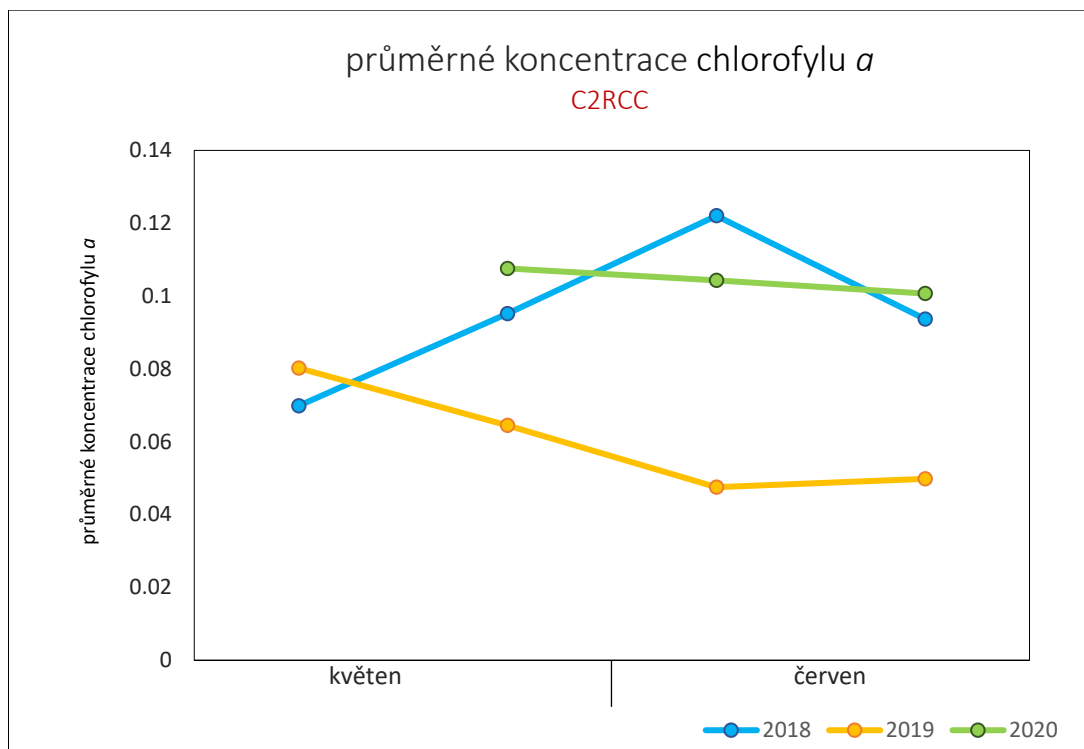
Obr. 19 Grafické znázornění vývoje průměrných koncentrací chlorofylu *a* metodou poměru pásem R560/R480

### Hodnoty chlorofylu *a* – poměr pásem R560/R480

datum pořízení snímku	průměrné hodnoty	minimální hodnoty	maximální hodnoty
06.05.2018	0,798185	0,503992	1,39783
22.05.2018	0,771101	0,491704	1,277256
07.06.2018	0,753708	0,485281	1,471797
23.06.2018	0,751156	0,506952	1,381841
09.05.2019	0,852866	0,36464	1,450423
25.05.2019	0,84847	0,526501	1,222443
10.06.2019	0,850806	0,516994	1,241155
26.06.2019	0,852306	0,502114	1,416844
27.05.2020	0,764518	0,491925	1,332964
12.06.2020	0,765175	0,486895	1,314706
28.06.2020	0,765154	0,473496	1,472054

Tab. 3 Zjištěné hodnoty chlorofylu *a* metodou poměr pásem

V případě použití nástroje C2RCC Processor jsou patrné nižší hodnoty odhadu koncentrací než v předchozí metodě. Od začátku května roku 2018 průměrné hodnoty koncentrací rostly až dosáhly svého maxima v polovině června. V roce 2019 byl zaznamenán opačný trend, kdy koncentrace měsíc a půl klesala a poté došlo v polovině června k pomalému nárůstu. Hodnoty zjištěné v roce 2020 vykazovaly během května a června pozvolný pokles, kdy nedocházelo k žádným významným výkyvům. Při srovnání všech tří studovaných období byla na konci června zjištěna nejvyšší průměrná hodnota pro rok 2020 (Tab. 4). Nicméně hodnoty z roku 2020 nebyly významně vyšší než hodnoty v ostatních letech. Lze tedy konstatovat, že ani tato metoda nepotvrdila významný nárůst koncentrací chlorofylu *a*, který by predikoval zvýšené množství sinic ve vodním prostředí (Obr. 20).



Obr. 20 Grafické znázornění vývoje průměrných koncentrací chlorofylu *a* metodou C2RCC

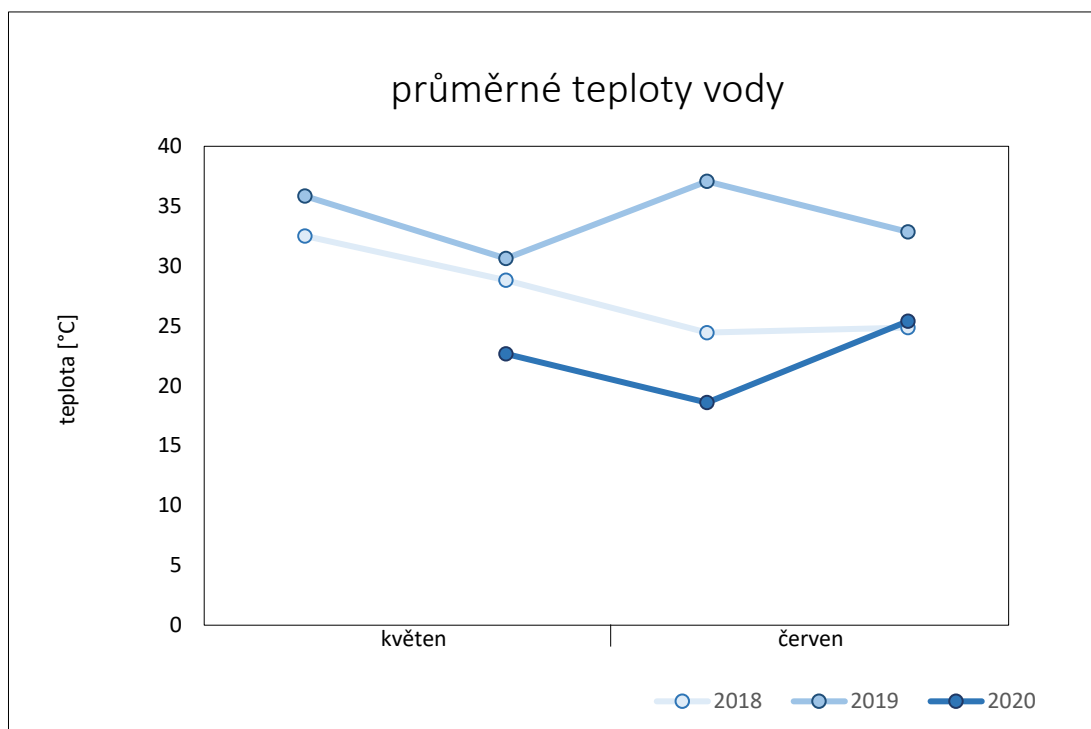
#### Hodnoty chlorofylu *a* – C2RCC Processor

datum pořízení snímku	průměrné hodnoty	minimální hodnoty	maximální hodnoty
06.05.2018	0,069879	0,000126	2,366305
22.05.2018	0,095154	0,000132	2,408772
07.06.2018	0,122039	0,000076	2,388864
23.06.2018	0,093703	0,000038	2,184186
09.05.2019	0,080236	0,000041	2,170975
25.05.2019	0,06453	0,000153	2,011564
10.06.2019	0,047538	0,000135	2,111359
26.06.2019	0,049815	0,000126	2,166446
27.05.2020	0,107601	0,000136	2,479963
12.06.2020	0,104343	0,000137	2,210608
28.06.2020	0,1007	0,000137	2,136256

Tab. 4 Zjištěné hodnoty chlorofylu *a* metodou C2RCC Processor

Teplota vody vykazovala v roce 2019 nepravidelné výkyvy. V první polovině května hodnoty udávající teplotu vody klesaly a začaly stoupat v druhé polovině daného měsíce. V červnu měly výkyvy teplot stejný průběh jako v předchozím měsíci. Ve stejném roce byly zaznamenány také nejvyšší teploty vody (37 °C) ze všech tří studovaných let (Tab. 5). V roce 2018 teplota vody klesala až do poloviny června

a poté se ustálila. Nejnižší teploty (18,5 °C) byly zaznamenány v roce 2020 v polovině června. Vývoj teploty vody v roce 2020 vykazoval stejný trend jako v roce 2018 (Obr.21). Z pohledu teploty vody nelze rok 2020 uvažovat jako mimořádný.



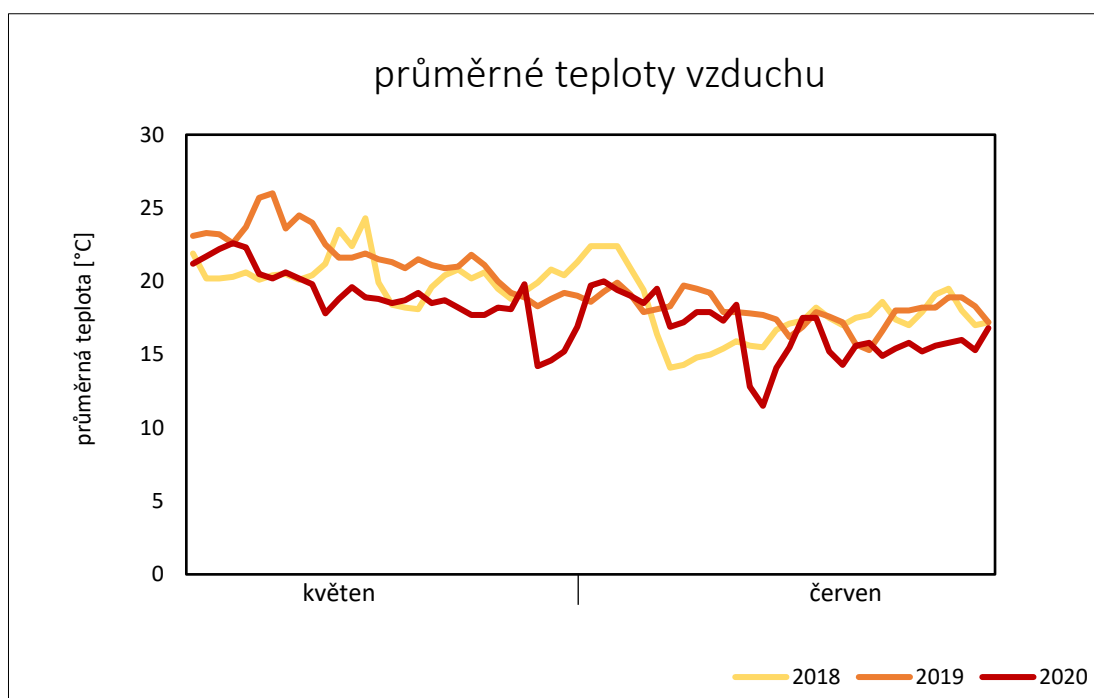
Obr. 21 Grafické znázornění vývoje průměrných teplot vody

Hodnoty teploty vody [°C]			
datum pořízení snímku	průměrné hodnoty	minimální hodnoty	maximální hodnoty
06.05.2018	32,515818	15,2882	57,2882
22.05.2018	28,816877	13,65	57,5231
07.06.2018	24,441176	12,9091	47,1769
23.06.2018	24,867331	17,5712	39,1161
09.05.2019	35,846764	7,96514	45,391
25.05.2019	30,630373	20,7346	45,6339
10.06.2019	37,070771	14,4557	46,7351
26.06.2019	32,858829	17,3742	49,0746
27.05.2020	22,650921	16,2859	54,5001
12.06.2020	18,593318	12,6787	38,018
28.06.2020	25,39446	11,4672	48,9463

Tab. 5 Zjištěné hodnoty teploty vody

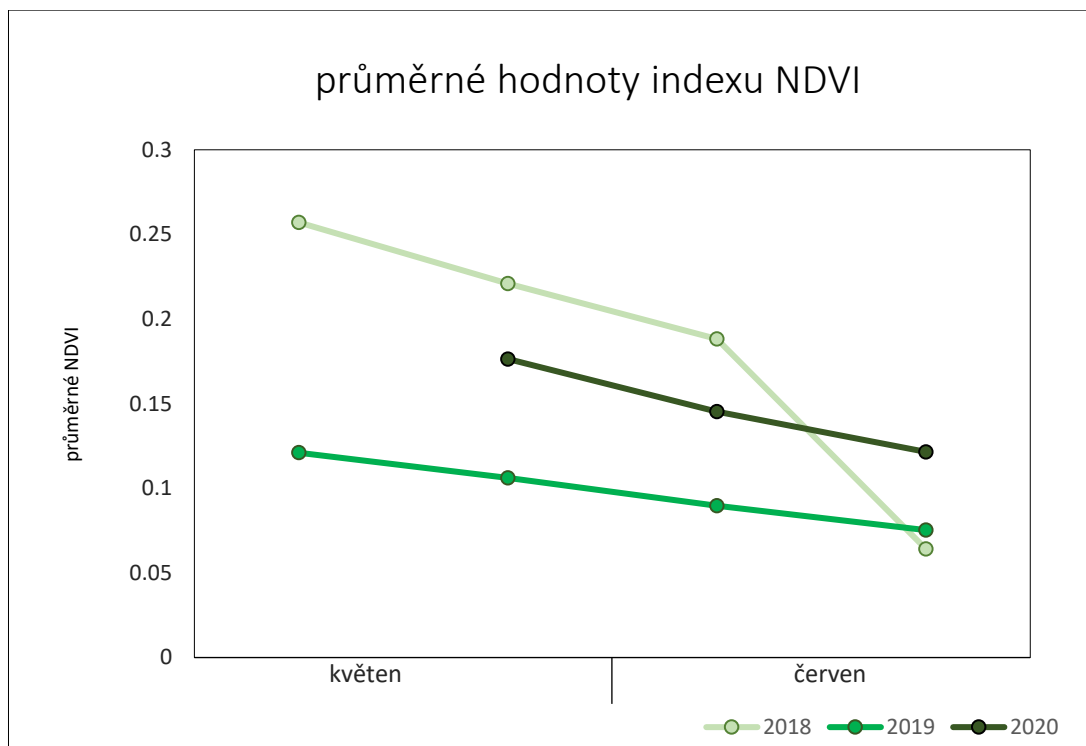
Průměrné teploty vzduchu, které by mohly ovlivnit množství sinic ve vodním prostředí jsou znázorněny v následujícím grafu (Obr. 22). Nejvyšší teplota (26 °C)

byla zaznamenána na začátku května v roce 2019 (Příloha 1). Nejnižší teplota vzduchu (11,5 °C) byla zjištěna zhruba v polovině června v roce 2020, stejně jako tomu bylo u teploty vody. K výraznějšímu propadu teplot došlo nejdříve na přelomu mezi květnem a červnem a poté v polovině června roku 2020. Z pohledu všech tří studovaných období dosahovaly právě teploty z roku 2020 nejnižších hodnot, avšak ne nijak výrazněji než v jiných letech. Z grafického znázornění teplot vyplývá, že nedošlo k výrazným změnám v teplotě vzduchu v průběhu zkoumaných let.



Obr. 22 Grafické znázornění vývoje průměrných teplot vzduchu

Jako další ukazatel byl vybrán index NDVI indikující stav vegetace v celém zájmovém území. Zjištěná data indexu NDVI nabývají hodnot pro řídkou až středně hustou vegetaci. Ve všech sledovaných letech docházelo v průběhu měsíce května a června k poklesu těchto hodnot. Nejvýraznější pokles byl detekován v druhé polovině června roku 2018. Ve stejném roce byla zaznamenána také nejvyšší průměrná hodnota indexu NDVI (0,257) (Tab. 6). Pozvolnější trend poklesu vykazovaly data z roku 2019 a 2020. Způsobeno to může být nedostatkem srážek, což je v této oblasti a období běžný jev. Při srovnání dat ze všech studovaných let nejsou patrné žádné výrazné výkyvy (Obr. 23). Lze tedy konstatovat, že z pohledu indexu NDVI se v jednotlivých letech stav vegetace významně neměnil.



Obr. 23 Grafické znázornění vývoje průměrného NDVI

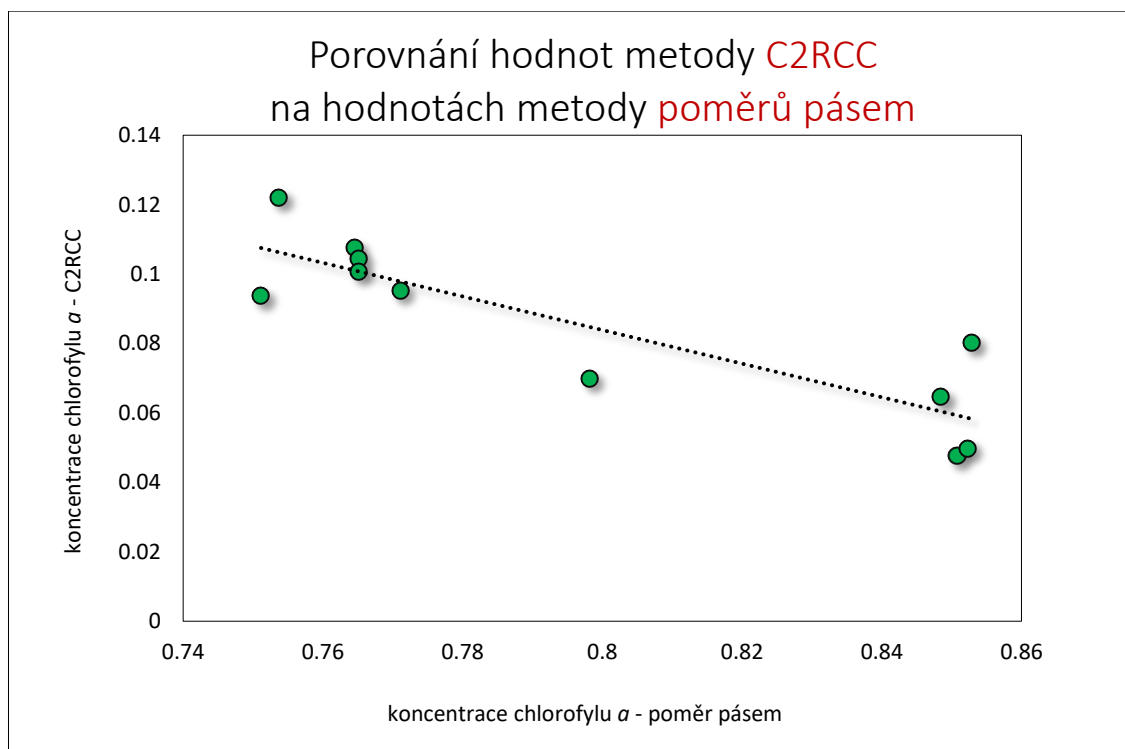
### Hodnoty indexu NDVI

datum pořízení snímku	průměrné hodnoty	minimální hodnoty	maximální hodnoty
06.05.2018	0,257072	-1,361261	0,734153
22.05.2018	0,220901	-1,443018	0,743702
07.06.2018	0,1883	-1,198708	0,703125
23.06.2018	0,064251	-1,043179	0,709131
09.05.2019	0,121002	-1,022864	0,737938
25.05.2019	0,106186	-0,899501	0,748785
10.06.2019	0,089608	-1,100847	0,734706
26.06.2019	0,07531	-0,992381	0,735615
27.05.2020	0,176409	-1,397646	0,730163
12.06.2020	0,145278	-1,112587	0,722808
28.06.2020	0,121539	-1,147983	0,718766

Tab. 6 Zjištěné hodnoty indexu NDVI

## 6.2 Spolehlivost metod pro odhad koncentrací chlorofylu

Hodnoty zjištěné pomocí použitých metod odhadu koncentrací chlorofylu  $a$  byly mezi sebou porovnány (Obr. 24). Data získaná metodou poměru pásem negativně koreluje s daty získanými metodou C2RCC Processor. Tento výsledek se v grafickém znázornění projevuje kumulací dat z jedné metody v levé části grafu a z druhé metody v pravé části grafu. Lze tedy vidět značnou nekonzistenci mezi hodnotami zjištěnými různými metodami. V důsledku toho nebyly dále analyzovány korelace koncentrací chlorofylu a výsledných hodnot teploty vody.



Obr. 24 Grafické znázornění porovnání dvou použitých metod

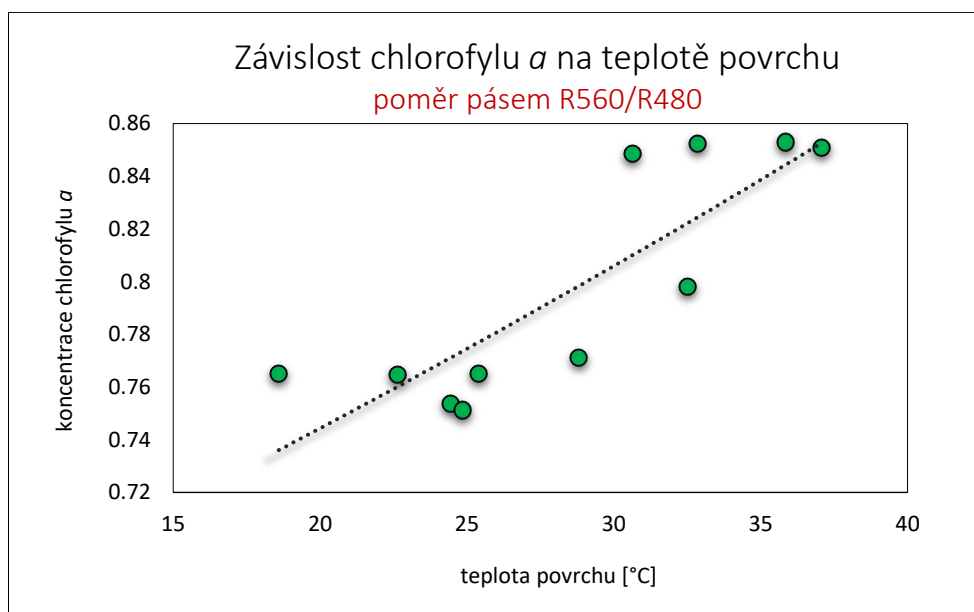


## 7. Diskuze

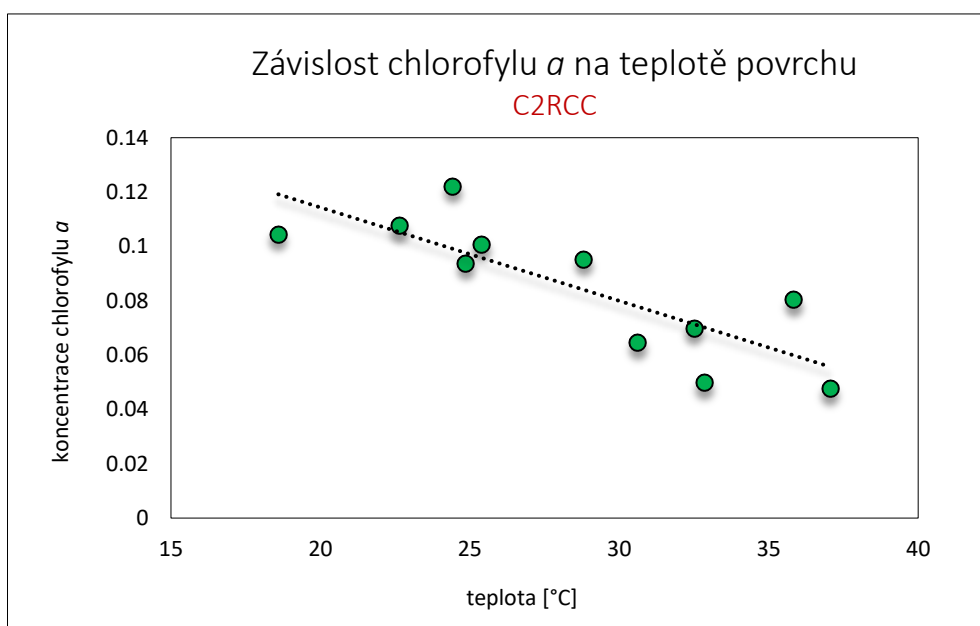
V africkém státě Botswana v oblasti delty Okavango došlo v květnu a červnu minulého roku k neočekávaným úhynům zhruba 350 slonů afrických. Možné příčiny úmrtí uvedli autoři Azeem et al. (2020), mezi které zahrnuli intoxikaci vlivem zvýšeného množství sinic ve vodním prostředí. Při přemnožení sinic vzniká na hladině vodní květ, který může být po jeho požití pro ostatní organismy toxický (Carmichael, 1992). Taková úmrtí byla několikrát zaznamenána v oblasti Krugerova národního parku v Jihoafrické republice. Autoři studie Masango et al. (2010) odebrali v roce 2007 vzorky z několika přehradních nádrží na základě kterých zjistili vysoké množství sinic rodu *Microcystis*. Koncentrace toxinů byly tak vysoké, že zapříčinily úhyny impal, zeber a nosorožců. Eutrofizace vod, která přemnožení sinic způsobuje, přímo souvisela s výměškou hrochů vyskytujících se v přehradních nádržích (Azeem et al., 2020; Masango et al., 2010). Vzhledem k tomu, že je v oblasti delty Okavango v období jarních a letních měsíců čítáno zhruba 200 tisíc jedinců velkých savců (Slavík, 2017), nelze tuto možnost eutrofizace vyloučit. V Jižní Africe je tento jev navíc podpořen vypouštěním odpadních vod do říčních ekosystémů. V důsledku toho si tato práce kladla za cíl stanovit odhady koncentrace chlorofylu *a*, jakožto možného indikátoru zvýšeného množství sinic ve vodním prostředí. Pro stanovení těchto odhadů byly vybrány dvě různé metody: poměr pásem a C2RCC Processor. Studované období zahrnovalo květen a červen roku 2020 a zároveň totéž období roku 2018 a 2019. Vzhledem k tomu, že k nekontrolovatelnému množení sinic mohlo dojít již dříve, měly být původně zahrnuty také dubnové satelitní snímky. Ty ovšem nebylo možné použít z důvodu vysoké oblačnosti překrývající zájmové území. Snímání družice Landsat 8 je navíc limitováno časovým rozlišením, kdy k pořízení snímků dochází každých 16 dní. Pro danou oblast jsou tak k dispozici pouze dva satelitní snímky za daný měsíc.

Při srovnání všech tří studovaných let nebyly v roce 2020 zjištěny žádné náhlé výkyvy koncentrací, které by naznačovaly zvýšené množství sinic ve vodním prostředí. Tuto skutečnost potvrdily také teploty vody a teploty vzduchu, které byly ve všech studovaných letech víceméně konstantní. Stejný trend vykazovaly také hodnoty vegetačního indexu NDVI, indikující stav a množství vegetace celé oblasti delty Okavango. Z uvedených charakteristik lze konstatovat, že rok 2020 nebyl oproti předchozím letem výjimečný. Na druhou stranu je důležité zmínit, že při srovnání výsledků obou metod, vykazovaly tyto hodnoty značnou nekonzistenci. Proto nejsou ve výsledcích práce uvedeny grafy závislosti koncentrací chlorofylu na teplotě vody. Předpoklad pozitivní korelace, kdy se koncentrace chlorofylu zvyšuje v závislosti na

vyšší teplotě vody, splnila pouze data získaná metodou poměru spektrálních pásem (Obr. 25). Výsledné hodnoty zjištěné metodou C2RCC Processor vykazovaly opačný trend neboli negativní korelaci, kdy se při rostoucí teplotě hodnoty koncentrací chlorofylu snižovaly (Obr. 26). Nekonzistence ve výsledných hodnotách jednotlivých metod může být způsobena tím, že tyto hodnoty vykazovaly v rámci studovaných let stabilní charakter s malými rozdíly. Z toho důvodu nebyly těmito málo citlivými metodami správně vyhodnoceny. Kdyby se koncentrace chlorofylu a lišily výrazněji, pravděpodobně by obě metody tyto změny zachytily a došly k podobným výsledkům.



Obr. 25 Závislost chlorofylu *a* na teplotě povrchu, poměr pásem



Obr. 26 Závislost chlorofylu *a* na teplotě povrchu, C2RCC Processor

Metoda poměru pásem, která funguje na principu absorpce spektrálního záření pomocí chlorofylových molekul, byla aplikována v několika dřívějších studiích (Boucher et al., 2018; Gilerson et al., 2010; Ha et al., 2017a; Ha et al., 2017b). Autoři těchto studií volili vstupní pásma dle daného senzoru a trofie vodního prostředí (Boucher et al., 2018). Poměr pásem vybraný v této práci sice splňuje dané předpoklady, avšak nezohledňuje další složky, které mohou ovlivnit optické vlastnosti vody (Pinkerton, 2005). Mezi takové složky patří například minerální částice, detritus a barevná rozpuštěná organická hmota. Vzhledem k proměnlivosti těchto složek, lze předpokládat odlišné optické vlastnosti vody v rámci jednotlivých vodních ploch (Ha et al., 2017b).

Nástroj C2RCC Procesor je původně konstruován na pobřežní oceánské ekosystémy. Nicméně obsahuje sady pomocných parametrů, díky kterým lze jednotlivé výpočty přizpůsobit konkrétnímu vodnímu tělesu (Kiryliuk et Kratzer, 2019). Parametry nastavené v této práci sice mohly ovlivnit výsledné hodnoty, ale ne natolik, aby docházelo k nekonzistenci s daty získanými metodou poměru pásem. Zkreslení výsledných hodnot mohlo být způsobeno také atmosférickými korekcemi, kterými C2RCC Processor disponuje (Brockmann et al., 2016). Stejný problém mohl nastat také s výslednými hodnotami povrchových teplot. V období zpracování praktické části práce nebyly dostupné satelitní snímky úrovně 2 (Level 2) s atmosférickými korekcemi. Ty musely být poté dopočítány pomocí nástroje iCOR. Obdobnou situaci řešili také autoři studie Ha et al. (2017b), kteří provedené atmosférické korekce validovali pomocí změřené spektrální odrazivosti vodních ploch in situ.

Oblast delty Okavango je vyznačována periodickými mokřady, které jsou zásobovány vodou ze srážek vzdálených tisíc kilometrů (Slavík, 2017). Aby bylo možné porovnat výsledné hodnoty chlorofylů z jednotlivých let, vycházela vrstva vodních ploch z průniku tří satelitních snímků. Zahrnuty byly trvalé vodní plochy vyskytující se ve všech studovaných letech. Je tedy důležité konstatovat, že do výsledných ploch nemusely být zahrnuty přechodové tůně či jezírka, které vznikaly nově v roce 2020.

Dosavadní studie, které zkoumaly odhady koncentrací chlorofylu a vycházely kromě zpracovaných satelitních snímků, také z hodnot naměřených in situ. Jednalo se o bodové odběry vody na několika místech studovaného území (Boucher et al., 2018; Gilerson et al., 2010; Ha et al., 2017a; Ha et al., 2017b). Vzorky získané na základě měření in situ lze poté pomocí různých algoritmů přepočítat, z čehož lze vyhodnotit co nejpřesnější korelace mezi měřením in situ a poměry pásem. Navíc je

možné bezrozměrná čísla získaná poměry pásem převést na přibližné koncentrace chlorofylu *a*. Vzhledem k tomu, že v této práci nebylo možné získat data měřená in situ, nelze určit která z uvedených metod funguje spolehlivě. Vzorkování a následné vyhodnocení dat získaných in situ, by tak mohlo být předmětem následujících studií. Zároveň je také důležité neopomenout a ověřit další možné příčiny úhynů těchto slonů, které diskutovali autoři Azeem et al. (2020).

## 8. Závěr

Náhle úhyny slonů afrických, zaznamenané v Botswaně během května a června minulého roku nebyly dosud objasněny (Azeem et al., 2020). Mezi teoretické příčiny těchto úhynů byly zahrnuty vyšší koncentrace sinic ve vodním prostředí, které se projevují vznikem vodního květu. Vedle odpudivého vzhledu a nepříjemného zápachu, je vodní květ také toxický pro ostatní organismy. Po jeho expozici lze sledovat například zhoršení pohybových funkcí, slabost, chladné končetiny, ale také cyanózu s následnou smrtí (Carmichael, 1992). Expanze sinic je v Jižní Africe zapříčiněna vypouštěním odpadních vod do říčních ekosystémů a zároveň také zavlažováním půdy při zemědělství (Chorus et al., 2000). Dálkový průzkum Země disponuje několika metodami, které dokážou odhadnout množství sinic ve vodním prostředí na základě koncentrace chlorofylu *a*.

V rámci diplomové práce bylo zpracováno 11 satelitních snímků družice Landsat 8. Množství sinic bylo analyzováno pomocí koncentrace chlorofylu *a*, získané na základě metody poměru pásem (R560/R480) a nástroje C2RCC Processor. Teploty vody byly zjištěny za využití výpočetních algoritmů vycházejících z termálního pásma. Teploty vzduchu byly staženy z webové aplikace SASSCAL WeatherNet. Hodnocení všech ukazatelů probíhalo v období, kdy docházelo k úhynům slonů (2020) se shodným obdobím předchozích dvou let (2018, 2019).

Na základě výsledných hodnot chlorofylu *a*, nebyl ani u jedné z vybraných metod zaznamenán žádný významný nárůst koncentrací, který by mohl znamenat zvýšené množství sinic ve vodním prostředí. Teploty vody i vzduchu byly rovněž konstantní během všech tří studovaných let. S čímž dále koreloval také index NDVI, jehož hodnoty nevykazovaly žádný neobvyklý průběh. Na druhou stranu je důležité zmínit, že při srovnání obou využitých metod pro stanovení koncentrací chlorofylu, byla zjištěná značná nekonzistence ve výsledných hodnotách, které spolu negativně korelovaly. Z tohoto důvodu nebyly dále analyzovány závislosti povrchových teplot na těchto koncentracích. Absence měření in situ znemožnila v této práci posoudit která z uvedených metod funguje spolehlivěji.

## Přehled literatury a použitých zdrojů

Avdelidisa N.P. & Moropouloub A., 2003: Emissivity considerations in building thermography, *Energy and Buildings*, 35: 663–667.

Azeem S., Bengis R., Aarde R. & Bastos A.D.S., 2020: Mass die-off of African elephants in Botswana: pathogen, poison or a perfect storm?, *African Journal of Wildlife Research*, 50: 149–156.

Barnes R. F. W., 1999: Is there a future for elephants in West Africa?, *Mammal Review*, 29(3): 175-199.

Barsi J.A., Barker J.L. & Schott J.R., 2003: An Atmospheric Correction Parameter Calculator for a Single Thermal Band Earth-Sensing Instrument, Landsat Project Science Office, Science Systems and Applications, Inc., Greenbelt MD 20771

Barsi J.A., Schott J.R., Palluconi F.D & Hook S.J., 2005: Validation of a web-based atmospheric correction tool for single thermal band instruments, *Proc. of SPIE*, 5882.

Becker F. & LI Z.-L., 1995: Surface Temperature and Emissivity at Various Scales: Definition, Measurement and Related Problem, *Remote Sensing Reviews*, 12: 225-253.

Bond W.J., 1994: Keystone Species. In: Schulze E.D. & Mooney H.A. (eds) *Biodiversity and Ecosystem Function*.

Boucher J., Weathers K. C., Norouzi H. & Steele B., 2018: Assessing the effectiveness of Landsat 8 chlorophyll a retrieval algorithms for regional freshwater monitoring, *Ecological Applications*, 0(0): 1-11.

Brockmann C., Doerffer R., Peters M., Stelzer K., Embacher S. & Ruescas A., 2018: Evolution of the C2RCC neural network for sentinel 2 and 3 for the retrieval of ocean colour products in normal and extreme optically complex waters, Proc. 'Living Planet Symposium 2016', Prague, Czech Republic 9–13 May 2016.

Cannizzaro J.P. & Carder K.L., 2006: Estimating chlorophyll a concentrations from remote-sensing reflectance in optically shallow waters, *Remote Sensing of Environment*, 101: 13-24.

Carmichael W.W., 1992: Cyanobacteria secondary metabolites- the cyanotoxins, *Journal of Applied Bacteriology*, 72: 445-459.

Chase M. J., Schlossberg S., Griffin C.R., Bouché P.J.C., Djene S.W., Elkan P.W., Ferreira S., Grossman F., Kohi E.M., Landen K., Omondi P., Peltier A., J.S.A. & Sutcliffe R., 2016: Continent-wide survey reveals massive decline in African savannah elephants, *PeerJ*, 4:e2354.

Chorus I., Falconer I.R., Salas H.J. & Bartram J., 2000: Health risks caused by freshwater cyanobacteria in recreational waters, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 3: 323-347.

Cooke, H. B. S. 1947: Variation in the molars of the living african elephants and a critical reversion of the fossil proboscidea of southern Africa, *American Journal of Science*, 245: 434-457.

- Cumming D. & Jones B., 2005: Elephants in southern africa: Management issues and options, *WWF – SARPO Occasional*, 11.
- Datt B., 1998: Remote Sensing of Chlorophyll a, Chlorophyll b, Chlorophyll a1b, and Total Carotenoid Content in Eucalyptus Leaves, *REMOTE SENS. ENVIRON.*, 66: 111–121.
- Desortová B., 1980: Relationship between Chlorophyll-a Concentration and Phytoplankton Biomass in Several Reservoirs in Czechoslovakia, *Internationale Revue der gestamen Hydrobiologie*, 66(2): 153-169.
- Doerffer R., Sorensen K. & Aiken J., 1999: MERIS potential for coastal zone applications, *International Journal of Remote Sensing*, 20(9): 1809-1818.
- Douglas – Hamilton I., 1987: African elephants: population trends and their causes, *Oryx*, 21(1).
- Dublin H. T., Sinclair A.R.E. & McGlade J., 1990: ELEPHANTS AND FIRE AS CAUSES OF MULTIPLE STABLE STATES IN THE SERENGETI-MARA WOODLANDS, *Journal of Animal Ecology*, 59: 1147-1164.
- Gilerson A. A., Gitelson A. A., Zhou J., Gurlin D., Moses W., Ioannou I. & Ahmed S. A., 2010: Algorithms for remote estimation of chlorophyll-a in coastal and inland waters using red and near infrared bands, *Optics Express*, 18(23).
- Gitelson A. A., Kaufman Y.J. & Merzlyak M. N., 1996: Use of a Green Channel in Remote Sensing of Global Vegetation from EOS-MODIS, *REMOTE SENS. ENVIRON.*, 58: 289-298.
- Gitelson A. A., 2004: Wide Dynamic Range Vegetation Index for Remote Quantification of Biophysical Characteristics of Vegetation, *Journal of Plant Physiology*, 161: 165–173.
- Grubb, P., Groves C. P., Dudley J. P. & Shoshani, J., 2000: Living African elephants belong to two species: *Loxodonta africana* (Blumenbach, 1797) and *Loxodonta cyclotis* (Matschie, 1900), *Elephant*, 2(4): 1-4.
- Ha N. T. T., Nguyen T. P. T., Koike K. & Nhuan M. T., 2017a: Selecting the Best Band Ratio to Estimate Chlorophyll-a Concentration in a Tropical Freshwater Lake Using Sentinel 2A Images from a Case Study of Lake Ba Be (Northern Vietnam), *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 6(290).
- Ha N. T. T., Koike K., Nhuan M. T, Canh B.D., Thao N.T.P. & Parsons M., 2017b: Landsat 8/OLI Two Bands Ratio Algorithm for Chlorophyll-A Concentration Mapping in Hypertrophic Waters: An Application to West Lake in Hanoi (Vietnam), *IEEE JOURNAL OF SELECTED TOPICS IN APPLIED EARTH OBSERVATIONS AND REMOTE SENSING*, 10(11).
- Halounová L., et Pavelka K., 2005: Dálkový průzkum Země, *ČVUT*.
- Harper D., 1992: Eutrophication of Freshwaters, *Springer Science Business Media Dordecht*. St Edmundsbury Press, Bury St Edmunds, Suffolk. DOI 10.1007/978-94-011-3082-0
- Haynes G., 2012: Elephants (and extinct relatives) as earth-movers and ecosystem engineers, *Geomorphology*, (157-158): 99–107.

Helmschrot J., Muche G., Hillmann T., Kanyanga J., Butale M., Nascimento D., Kruger S., Strohbach B., Seely M., Ribeiro C., De Clercq W., Kenabatho P., Josenhan K. & Jurgens N., 2015: SASSCAL WeatherNet to support regional weather monitoring and climate-related research in Southern Africa, *IAHS*, 336.

Hildebrandt T.B., Goritz F., Hermes R., Reid C., Dehnhard M. & Brown J.L., 2006: Aspects of the reproductive biology and breeding management of Asian and African elephants, *Int. Zoo Yb.*, 40: 20–40.

Hollister-Smith J.A., Poole J.H., Aarchie E.A., Vance E.A., Georgiadi N.J., Moss C.J. & Alberts S.C., 2007: Age, musth and paternity success in wild male African elephants, *Loxodonta africana*, *ANIMAL BEHAVIOUR*, 74: 287-296.

Jackson T.P., Mosojane S., Ferreira S.M. & Aarde R.J., 2008: Solutions for elephant *Loxodonta africana* crop raiding in northern Botswana: moving away from symptomatic approaches, *Oryx*, 42(1): 89-91.

Jones C. G., Lawton J. H. & Shachak M., 1994: Organisms as Ecosystem Engineers, *Oikos* 69: 373-386.

Keukelaere L.D., Sterckx S., Adriaensen S., Knaeps E., Reusen I., Giardino C., Bresciani M., Hunter P., Neil C., Van der Zande D. & Vaiciute D., 2018: Atmospheric correction of Landsat-8/OLI and Sentinel-2/MSI data using iCOR algorithm: validation for coastal and inland waters, *European Journal of Remote Sensing*, 51(1): 525-542.

Kyryliuk D. & Kratzer S., 2019: Evaluation of Sentinel-3A OLCI Products Derived Using the Case-2 Regional CoastColour Processor over the Baltic Sea, *Sensors*, 19(3609).

Laws, R. M., 1970: Elephants as Agents of Habitat and Landscape Change in East Africa, *Oikos*, 21:1-15.

Maglio V.J., 1972: Evolution of mastication in the Elephantidae, *Evolution*, 26(4): 638-658.

Mahajan U. & Bundel B.R., 2016: Drones for Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), to Estimate Crop Health for Precision Agriculture: A Cheaper Alternative for Spatial Satellite Sensors, Lingaya's University, Department of Mechanical Engineering. Faridabad, Haryana, INDIA. ISBN-978-93-85822-33-9

Masango M. G., Myburg J. G., Labuschange L., Govender D., Bengis R. G. & Maicker D., 2010: ASSESSMENT OF MICROCYSTIS BLOOM TOXICITY ASSOCIATED WITH WILDLIFE MORTALITY IN THE KRUGER NATIONAL PARK, SOUTH AFRICA, *Journal of Wildlife Diseases*, 46(1): 95–102.

McCarthy FRSSAf T.S. & Eller W.N., 1998: The Okavango Delta, *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 53(2): 157-182.

Messenger M.L., Lehner B., Grill G., Nedeva I. & Schmitt O., 2016: Estimating the volume and age of water stored in global lakes using a geo-statistical approach. *Nature Communications*, 13603.

Miller L.J. & Andrews J., 2013: Utilizing First Occurrence, Nursing Behavior, and Growth Data to Enhance Animal Management: An Example with African Elephants (*Loxodonta africana*), *International Journal of Comparative Psychology*, 26: 19-25.



Ndlovu M., Pérez-Rodríguez A., Devereux E., Thomas M., Colina A. & Molaba L., 2018: Water for African elephants (*Loxodonta africana*): faecal microbial loads affect use of artificial waterholes. *Biology Letters*, 14: 20180360.

Ngcobo J.N., Nedambale T.L., Nephawe K.A., Sawosz E. & Chwalibog A., 2018: The future survival of African elephants: implications for conservation, *Int J Avian & Wildlife Biol.*, 3(5): 379–384.

Nurgiantoro, Muliddin, Kurniadin N., Putra A. Y. S. I., Azharuddin M., Hasan J., Hardianto & Langumadi M. I. Y., 2019: Assessment of atmospheric correction results by iCOR for MSI and OLI data on TSS concentration, *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 389.

Oberholster P. J., Botha A.M. & Cloete T. E., 2005: An overview of toxic freshwater cyanobacteria in South Africa with special reference to risk, impact and detection by molecular marker tools, *BIOKEMISTRI*, 17(2): 57-71.

Oberholster P. J., Botha A. M. & Ashton P. J., 2008: The influence of a toxic cyanobacterial bloom and water hydrology on algal populations and macroinvertebrate abundance in the upper littoral zone of Lake Krugersdrift, South Africa, *Ecotoxicology*, 18: 34–46.

Pelc F. & Jelínková J., 2016: Sloni v defenzívě Velké sčítání slonů odhalilo, že ikona afrických savan mizí děsivou rychlostí, *Ochrana přírody*, 6: 38-44.

Pinkerton M. H., Richardson K. M., Boyd P. W., Gall M. P., Zeldis J., Oliver M. D. & Murphy R. J., 2005: Intercomparison of ocean colour band-ratio algorithms for chlorophyll concentration in the Subtropical Front east of New Zealand, *Remote Sensing of Environment*, 97: 382–402.

Prakash A., 2000: Thermal Remote Sensing: Concepts, Issues and Applications. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, 33, 239-243.

Pringle R. M., Young T. P., Rubenstein D. I. & McCauley D. J., 2007: Herbivore-initiated interaction cascades and their modulation by productivity in an African savanna, *PNAS*, 104(1): 193-197.

Pringle R.M., 2008: ELEPHANTS AS AGENTS OF HABITAT CREATION FOR SMALL VERTEBRATES AT THE PATCH SCALE, *Ecology*, 89(1): 26-33.

Republic of South Africa, 1998: Government Gazette, National Water Act 199X, *Cape Town 26.8 1998*, 398(19182).

Schmugge T. J., Kustas W. P., Ritchie J. C., Jackson T. J. & Rango A., 2002: Remote sensing in hydrology, *Advances in Water Resources*, 25: 1367–1385.

Shannon G., Matthews W. S., Page B. R., Parker G. E. & Smith R. J., 2009: The affects of artificial water availability on large herbivore ranging patterns in savanna habitats: a new approach based on modelling elephant path distributions, *Diversity and Distributions*, 15: 776–783.

Skarpe C., Aarrestad P. A., Andreassen H. P., Dhillion S. S., Dimakatso T., Toit J. T., Duncan, Halley J., Hytteborn H., Makhabu S., Mari M., Marokane W., Masunga G., Modise D., Moe S. R., Mojaphoko R., Mosugelo D., Motsumi S., Neo-Mahupeleng G., Ramotadima M., Rutina L., Sechele L., Sejoe T. B., Stokke S., Swenson J. E., Taolo

C., Vandewalle M. & Wegge P., 2004: The Return of the Giants: Ecological Effects on an Increasing Elephant Population, *Ambio*, 33(6): 276-282.

Smith I. P. J. & Grant C. C., 2009: Managing surface-water in a large semi-arid savanna park: Effects on grazer distribution patterns, *Journal for Nature Conservation*, 17: 61—71.

Šejnohová L. & Maršálek B., 2005: Pohled do mikroskopického světa sinic, *Živa*, 3.

Thomas J.R. & Gausman H.W., 1977: Leaf Reflectance vs. Leaf Chlorophyll and Carotenoid Concentrations for Eight Crops, *AGRONOMY JOURNAL*, 69.

Thouless C.R., Dublin H.T., Blanc J.J, Skinner D.P., Daniel T.E., Taylor R.D., Maisels F., Frederick H.L & Bouché P., 2016: African Elephant Status Report 2016: an update from the African Elephant Database. *IUCN, Gland, Switzerland*, 60.

UNEP, CITES, IUCN & TRAFFIC, 2013: Elephants in the Dust – The African Elephant Crisis. A Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal.

USGS, 2019: Landsat 8 (L8) Data Users Handbook, 5(November).

Yoder B. J. & Waring R. H., 1994: The Normalized Difference Vegetation Index of Small Douglas-Fir Canopies with Varying Chlorophyll Concentrations, *REMOTE SENS. ENVIRON.*, 49: 81-91.

Van de Gried A. A. & Owe M. 1993: On the relationship between thermal emissivity and the normalized difference vegetation index for natural surfaces, *International Journal of Remote Sensing*, 14(6), 1119–1131.

## Internetové zdroje

Blanc, J., 2008: *Loxodonta africana*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008, (online) [cit.2020.23.2], dostupné z: <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T12392A3339343.en.>>

Gaskin J. M., 2013: Overview of Encephalomyocarditis Virus Infection, (online) [cit.2020.23.2], dostupné z: <<https://www.msdevetmanual.com/generalized-conditions/encephalomyocarditis-virus-infection/overview-of-encephalomyocarditis-virus-infection>>

**Kozlov M., 2020:** Mass Elephant Die-Off Caused by Cyanobacteria, Officials Say, (online) [cit.2020.23.2], dostupné z: <<https://www.the-scientist.com/news-opinion/mass-elephant-die-off-caused-by-cyanobacteria-officials-say-67960>>

LabGuide, 2015: Elektromagnetické spektrum (online) [cit.2020.27.2], dostupné z: <<https://labguide.cz/fluorochromy/elektromagneticke-spektrum/>>

Maršálek B., 2005: Co jsou cyanobakterie / sinice? (online) [cit.2020.23.2], dostupné z: <[http://www.sinice.cz/res/file/popular/cyanobakterie\\_obecne.pdf](http://www.sinice.cz/res/file/popular/cyanobakterie_obecne.pdf)>

OKAKOM, 2020: (online) [cit.2020.23.3], dostupné z: <<https://www.okacom.org/review-okacom-agreement-nears-finalisation>>

Ramsar, 2014: Okavango Delta Ramsar Site is now 1000th World Heritage Site (online) [cit.2020.23.3] <<https://www.ramsar.org/news/okavango-delta-ramsar-site-is-now-1000th-world-heritage-site5>>

Ramsar, 2007: Okavango Delta Systém (online) [cit.2020.23.3] <<https://rsis.ramsar.org/ris/879?language=en>>

Slavík P., 2017: Delta Okavanga se jednou za rok mění v největší oázu divoké zvěře na světě (online) [cit.2020.23.3] <<https://www.stoplusjednicka.cz/delta-okavanga-se-jednou-za-rok-meni-v-nejvetsi-oazu-divoke-zvere-na-svete>>

Šmarda J., 1996: Sinice, *Vesmír*, 576, (online) [cit.2020.25.2], dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/1996/cislo-10/sinice.html>

Vančurová J., 2019: *Loxodonta africana* (Blumenbach, 1797); slon africký, (online) [cit.2020.5.2], dostupné z: <<https://botany.cz/cs/loxodonta-africana/>>

## Seznam obrázků

Obr. 1 areály rozšíření druhů slonů obývajících africký kontinent, zdroj: Pelc et Jelínková, 2016.....	11
Obr. 2 Vývoj početnosti slona afrického v posledních sto letech, zdroj: Pelc et Jelínková, 2016 .....	13
Obr. 3 Vodní květ v Erijském jezeře zachycený satelitem Landsat 8, zdroj: USGS, 2017.....	15
Obr. 4 Elektromagnetické spektrum, zdroj: LabGuide, 2015 .....	17
Obr. 5 Absorpce záření Chl a (při 1 µg/l) a celkového pigmentu .....	18
(všechny chlorofyly i karotenoidy) ve viditelné části spektra a blízkého infračerveného záření, barevné linie znázorňují střední vlnové délky čtyř prvních pásem družice Landsat 8, zdroj: Ha et al., 2017 .....	18
Obr. 6 Princip zpracování dat nástrojem C2RCC, neuronové sítě jsou zobrazené zeleně a kontroly kvality modře, zdroj: Brockmann et al., 2016 .....	19
Obr. 7 Faktory ovlivňující kinetickou teplotu, zdroj: Prakash, 2000.....	21
Obr. 8 Delta Okavango, zdroj: Google Earth.....	22
Obr. 9 Delta Okavango, zdroj: okacom.org .....	23
Obr. 10 Diagram zpracování dat.....	24
Obr. 11 Ukázka satelitních snímků z družice Landsat 8 pořízených v měsíci květen (2018, 2019, 2020).....	25
Obr. 12 Koncentrace chlorofylu metodou poměru pásem, v měsíci květen (2018, 2019, 2020).....	26
Obr. 13 Koncentrace chlorofylu metodou C2RCC, v měsíci květen (2018, 2019, 2020).....	26
Obr. 14 Ukázka výsledných snímků teplot (°C) v měsíci květen (2018, 2019, 2020) .....	29
Obr. 15 Vybraná meteorologická stanice, zdroj: SASSCAL, 2018.....	30
Obr. 16 Detail zjištěných vodních ploch .....	31
Obr. 17 Polygonová vrstva HydroLAKES.....	32
Obr. 18 Výsledná vrstva použitá v dalším postupu.....	33
Obr. 19 Grafické znázornění vývoje průměrných koncentrací chlorofylu a metodou poměru pásem R560/R480 ....	34
Obr. 20 Grafické znázornění vývoje průměrných koncentrací chlorofylu a metodou C2RCC.....	36
Obr. 21 Grafické znázornění vývoje průměrných teplot vody .....	37
Obr. 22 Grafické znázornění vývoje průměrných teplot vzduchu.....	38
Obr. 23 Grafické znázornění vývoje průměrného NDVI.....	39
Obr. 24 Grafické znázornění porovnání dvou použitých metod .....	40
Obr. 25 Závislost chlorofylu a na teplotě povrchu, poměr pásem .....	42
Obr. 26 Závislost chlorofylu a na teplotě povrchu, C2RCC Processor.....	42

## Seznam tabulek

Tab. 1 - Datумы pořízení satelitních snímků.....	25
Tab. 2 Použité hodnoty parametrů $L_u$ , $L_d$ , $\tau$ .....	28
Tab. 3 Zjištěné hodnoty chlorofylu a metodou poměr pásem .....	35
Tab. 4 Zjištěné hodnoty chlorofylu a metodou C2RCC Processor.....	36
Tab. 5 Zjištěné hodnoty teploty vody .....	37
Tab. 6 Zjištěné hodnoty indexu NDVI .....	39

# Příloha 1

Průměrné teploty vzduchu [°C], zdroj: SASSCAL WeatherNet

DATUM	TEPLOTA	DATUM	TEPLOTA	DATUM	TEPLOTA
01.05.2018	21,9	01.05.2019	23,1	01.05.2020	21,2
02.05.2018	20,2	02.05.2019	23,3	02.05.2020	21,7
03.05.2018	20,2	03.05.2019	23,2	03.05.2020	22,2
04.05.2018	20,3	04.05.2019	22,6	04.05.2020	22,6
05.05.2018	20,6	05.05.2019	23,7	05.05.2020	22,3
06.05.2018	20,1	06.05.2019	25,7	06.05.2020	20,5
07.05.2018	20,4	07.05.2019	26	07.05.2020	20,2
08.05.2018	20,5	08.05.2019	23,6	08.05.2020	20,6
09.05.2018	20,1	09.05.2019	24,5	09.05.2020	20,2
10.05.2018	20,4	10.05.2019	24	10.05.2020	19,8
11.05.2018	21,2	11.05.2019	22,5	11.05.2020	17,8
12.05.2018	23,5	12.05.2019	21,6	12.05.2020	18,8
13.05.2018	22,4	13.05.2019	21,6	13.05.2020	19,6
14.05.2018	24,3	14.05.2019	21,9	14.05.2020	18,9
15.05.2018	19,9	15.05.2019	21,5	15.05.2020	18,8
16.05.2018	18,4	16.05.2019	21,3	16.05.2020	18,5
17.05.2018	18,2	17.05.2019	20,9	17.05.2020	18,7
18.05.2018	18,1	18.05.2019	21,5	18.05.2020	19,2
19.05.2018	19,6	19.05.2019	21,1	19.05.2020	18,5
20.05.2018	20,4	20.05.2019	20,9	20.05.2020	18,7
21.05.2018	20,8	21.05.2019	21	21.05.2020	18,2
22.05.2018	20,2	22.05.2019	21,8	22.05.2020	17,7
23.05.2018	20,6	23.05.2019	21,1	23.05.2020	17,7
24.05.2018	19,5	24.05.2019	20	24.05.2020	18,2
25.05.2018	18,8	25.05.2019	19,2	25.05.2020	18,1
26.05.2018	19,3	26.05.2019	18,9	26.05.2020	19,8
27.05.2018	19,9	27.05.2019	18,3	27.05.2020	14,2
28.05.2018	20,8	28.05.2019	18,8	28.05.2020	14,6
29.05.2018	20,4	29.05.2019	19,2	29.05.2020	15,2
30.05.2018	21,3	30.05.2019	19	30.05.2020	16,9
31.05.2018	22,4	31.05.2019	18,6	31.05.2020	19,7
01.06.2018	22,4	01.06.2019	19,3	01.06.2020	20
02.06.2018	22,4	02.06.2019	19,9	02.06.2020	19,4
03.06.2018	20,9	03.06.2019	19,1	03.06.2020	19
04.06.2018	19,4	04.06.2019	17,9	04.06.2020	18,5
05.06.2018	16,4	05.06.2019	18,1	05.06.2020	19,5
06.06.2018	14,1	06.06.2019	18,3	06.06.2020	16,9
07.06.2018	14,3	07.06.2019	19,7	07.06.2020	17,2
08.06.2018	14,8	08.06.2019	19,5	08.06.2020	17,9
09.06.2018	15	09.06.2019	19,2	09.06.2020	17,9
10.06.2018	15,4	10.06.2019	17,9	10.06.2020	17,3
11.06.2018	15,9	11.06.2019	17,9	11.06.2020	18,4
12.06.2018	15,6	12.06.2019	17,8	12.06.2020	12,8
13.06.2018	15,5	13.06.2019	17,7	13.06.2020	11,5
14.06.2018	16,7	14.06.2019	17,4	14.06.2020	14,1
15.06.2018	17,1	15.06.2019	16,2	15.06.2020	15,5
16.06.2018	17,3	16.06.2019	16,9	16.06.2020	17,5
17.06.2018	18,2	17.06.2019	17,9	17.06.2020	17,5
18.06.2018	17,5	18.06.2019	17,6	18.06.2020	15,2
19.06.2018	17	19.06.2019	17,2	19.06.2020	14,3
20.06.2018	17,5	20.06.2019	15,7	20.06.2020	15,6
21.06.2018	17,7	21.06.2019	15,3	21.06.2020	15,8
22.06.2018	18,6	22.06.2019	16,6	22.06.2020	14,9
23.06.2018	17,4	23.06.2019	18	23.06.2020	15,4
24.06.2018	17	24.06.2019	18	24.06.2020	15,8
25.06.2018	17,9	25.06.2019	18,2	25.06.2020	15,2
26.06.2018	19,1	26.06.2019	18,2	26.06.2020	15,6
27.06.2018	19,5	27.06.2019	18,9	27.06.2020	15,8
28.06.2018	18	28.06.2019	18,9	28.06.2020	16
29.06.2018	17	29.06.2019	18,3	29.06.2020	15,3
30.06.2018	17,2	30.06.2019	17,2	30.06.2020	16,8