

**Univerzita Karlova**

**Přírodovědecká fakulta**

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Biologie



**Filip Tuháček**

**Vliv vysychání a zarůstání mokřadů mírného pásu na diverzitu a početnost ptáků**

Influence of temperate zone wetlands drying and overgrowth on bird diversity and abundance

Bakalářská práce

Školitel: doc. RNDr. David Hořák, Ph.D.

Praha, 2021

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Blatné 1. 5. 2021

Filip Tuháček

## **Poděkování**

Mnohokrát děkuji svému školiteli doc. RNDr. Davidovi Hořákovi, Ph.D. za užitečné rady i cenné připomínky a za čas, který mi věnoval. Dále děkuji rodině i přátelům za jejich laskavou podporu.

## Abstrakt

Mokřadní ekosystémy jsou domovem mnoha živočišných i rostlinných druhů. Jejich biodiverzita souvisí zejména s jejich různorodou podobou, která mnohdy dokáže podporovat velké množství organismů, včetně ptáků. Vzhled a adaptace tato zvířata připravila na život ve vodních podmínkách, některé druhy se staly přímo závislými na vodním prostředí. Mokřady jsou jimi využívány při shánění potravy, rozmnožování i hnízdění a různé druhy ptáků vyžadují i rozdílné podmínky prostředí, jejichž výhodnost se pro jednotlivé skupiny ptáků může v závislosti na jejich ekologii lišit. Vysychání a zarůstání mokřadů představuje pro tyto ekosystémy hrozbu a přítomné ptáky ovlivňuje v různé míře právě vzhledem k jejich různorodým adaptacím a schopnostem. Efektivita lovu, a stejně tak dostupnost potravy, může být ovlivněna změnami v rostlinném společenstvu, jeho rozsahu i hustotě a v hloubce vody. Tyto proměny mohou mít různý vliv i na hnízdění ptáků, jednak s ohledem na výběr hnízdiště, jednak i na přežití a úspěšnost hnízd, hlavně co se predace týče, jež je zvýšena s nižší hloubkou vody i nižším zakrytím hnízd. Vlivy těchto habitatových proměn však nelze mezi všemi ptačími druhy zobecňovat a v případě managementu je třeba na tyto poznatky pamatovat. Možností je vytváření nových mokřadních oblastí nebo obnova, kdy se využívá například odstraňování vegetace řezáním, vypalováním nebo pastvou, avšak i tyto snahy přinášejí jistá rizika.

**Klíčová slova:** ptačí společenstva, mokřady, sucho, sukcese, biodiverzita

## **Abstract**

Wetlands, the essential ecosystems, contain plenty of animal and plant species. Due to their various types and characters, wetlands support very different organisms, especially birds. Animals are thanks to their adaptation made for life in water, and some species are water-dependent – they use wetlands to forage and as breeding sites or nesting sites. Birds, and mainly waterbirds, require various habitat characteristics because some of these habitats are due to bird diverse ecology suitable just for a few bird species. Wetlands drying and overgrown is a major threat for these ecosystems, and they are influencing birds in different ways. The efficiency of hunt or food availability may be affected by both changes in water depth and the density and extent of vegetation. These variables have a diverse effect on nesting birds, firstly on habitat selection for nesting and secondly on nesting success and survival mainly because of predators, because predation tends to be increasing with decreasing both water depth and nest cover. In terms of possible wetland management and restoration, we have to remember that we cannot generalize these effects for all bird species. Possibilities are creating new wetlands or restoration, such as vegetation cutting, burning, and livestock grazing. These options bring advantages and disadvantages, too.

**Keywords:** avian communities, wetlands, drought, succession, biodiversity

## Obsah

1	Úvod.....	1
2	Změny vegetace a hloubky vody a jejich vliv na ptačí společenstva .....	3
2.1	Vegetace .....	3
2.1.1	Emerzní vegetace .....	4
2.1.2	Stromy a keře.....	5
2.1.3	Okraj vegetace.....	6
2.2	Tuňky jako vítaná narušení hustých porostů.....	7
2.3	Hloubka vody .....	7
2.4	Velikost mokřadu .....	8
2.5	Otevřená voda .....	9
3	Dostupnost potravy.....	10
4	Výběr hnízdní lokality .....	14
5	Přežití vajec, mládat i dospělců.....	16
5.1	Predace na hnízdech.....	16
5.2	Hnízdní parazitismus .....	19
6	Management mokřadů a jeho vliv na ptačí společenstva.....	20
7	Závěr.....	25
8	Seznam použité literatury.....	27

# 1 Úvod

Klasifikovat nebo definovat mokřady nemusí být jednoduché. Podle Ramsarské úmluvy na ochranu mezinárodně významných mokřadů to jsou přirozená nebo umělá území se stojatou nebo tekoucí sladkou, brakickou i slanou vodou, ale i bažiny nebo rašeliniště. Mokřady lze dělit na mořské a pobřežní, vnitrozemské a oblasti vzniklé lidskou činností (Ramsar Convention Bureau 1997 ex Čížková, Vlasáková & Květ, 2017).

Mokřadní oblasti jsou poměrně vzácnými ekosystémy, jejichž odhadovaná rozloha, při zahrnutí jezer, umělých nádrží a sladkovodních i slaných vnitrozemských či přímořských mokřadů, odpovídá necelým 10 % povrchu souše (Lehner & Döll, 2004). Z dlouhodobého hlediska jsme přišli o více než 50 % všech světových mokřadů, od počátku 18. století je to však až 87 %, přičemž za posledních sto let byly procesy degradace nejrychlejší (Davidson, 2014). Ramsarská úmluva shromažďuje seznam významných mokřadů z celého světa, v rámci Seznamu ohrožených mokřadů (*Montreaux Record*) je ke 3. 3. 2020 celosvětově v ohrožení 45 lokalit, 4 připadají i České republice (Čížková, Vlasáková & Květ, 2017).

Mezi hlavní funkce mokřadů patří zadržování vody a vytváření vodního cyklu i klimatu výparem vody, zajišťování biochemických cyklů dusíku, fosforu, síry, železa, manganu a uhlíku, jenž se však v půdách vysušených mokřadů anaerobně rozkládá a dochází tak k uvolňování oxidu uhličitého do ovzduší (Čížková, Vlasáková & Květ, 2017).

Mokřady se považují za prostředí s velmi vysokou biodiverzitou (Tucker & Evans, 1997 ex Šťastný & Riegert, 2021). Podle odhadů počtů a prosperity ptačích populací (Wetlands International, 2012) se soudí, že 3 % populací vodních ptáků od 17. století vyhynula. Výsledky dále ukázaly, že populace vodních ptáků z 38 % klesají. Snižující se počty jsou významné v populacích chřástalovitých (Rallidae), čápovitých (Ciconiidae), dále mezi ibisovitými (Threskiornithidae) nebo jeřábovitými (Gruidae). Naproti tomu počty pouhých 20 % populací vodních ptáků stoupají, jedná se hlavně o plameňáky (Phoenicopteridae), pelikány (Pelecanidae), volavkovité (Ardeidae) nebo rackovité (Laridae). Situace je v tomto ohledu nejkritičtější v Asii, zejména kvůli zvyšujícímu se vlivu rostoucí lidské populace (Wetlands International, 2012).

Genetická i druhová diverzita mokřadů závisí na charakteru prostředí, jež určují různé faktory, pro populace ptáků to je například charakter vody a kolísání vodní hladiny, rostlinná společenstva, množství potravy, sediment, zemědělský přístup či režim apod. (Čížková, Vlasáková & Květ, 2017).

Mezi nejhlavnější faktory, které daná společenstva mokřadů ovlivňují, jsou právě poklesy vodní hladiny a podoba rostlinného společenstva. Ptáci si daná prostředí vybírají na základě vhodných podmínek pro hnízdění, hlavně z hlediska predace (Martin, 1993). Rovněž různé skupiny vodních ptáků preferují rozdílnou podobu mokřadní lokality, která definuje i dostupnost kořisti (Lantz, Gawlik & Cook, 2010), a to ať už vzhledem k používané strategii lovu (Kushlan, 1976), nebo kvůli omezeným morfologickým rozměrům (Baker, 1979; Pöysä, 1983; Sebastián-González & Green, 2014). Celková vhodnost prostředí z hlediska shánění potravy se potom u různých skupin mění jak s přítomností vegetace (Dimalexis & Pyrovetsi, 1997; Green, 1998; Taylor & Taylor, 2015), tak i s hloubkou vody (Colwell & Taft, 2000; Sebastián-González & Green, 2014; Zhang et al., 2016; Giosa, Mammides & Zotos, 2018). Rovněž výběr hnízdních lokalit se mezi ptáky různí (Weller & Spatcher, 1965; Desgranges et al., 2006; Lor & Malecki, 2006), ale často závisí na přítomnosti potravy (Ogden & Nesbitt, 1979; Davies et al., 2016). Zejména vysychání pak činí potíže při přežití hnízd, kdy se se sníženou hloubkou vody zvýší i predace (Rodgers, 1987; Picman, 1988; Jobin & Picman, 1997).

Vysychání a zarůstání, kterému se tato bakalářská práce věnuje, spolu často souvisí. Suché břehy a odhalené dno vyschlých lokalit usnadňuje okolní vegetaci úspěšnější a rychlejší kolonizaci (Weller & Spatcher, 1965). Z důvodu vzájemné provázanosti obou procesů je práce rozdělena na tři víceméně pomyslné úseky, které se soustředí na to, co je v ptačím životě přes proměnu prostředí ovlivňováno. V první části jsou vyzdvihnuty obecné důsledky, kterými změny v hloubce vody a ve vegetaci působí na ptačí společenstva mokřadů. Mokřadní ekosystém je zde sledován jako prostředí proměnlivé podoby, jehož rysy ovlivňují přítomné ptáky negativně i pozitivně. Druhá část je složena z několika kapitol, v nichž je kladen důraz na různé, avšak konkrétní vlivy, kterými vysychání a rozdílný charakter vegetace ovlivňuje důležité části životního cyklu ptáků. V poslední části je mokřadům věnována pozornost z hlediska managementových řešení včetně možných rizik, a to všechno v konzultaci s konkrétními příklady, které na ekosystémy s nezastupitelnou funkcí měly dopad.

## 2 Změny vegetace a hloubky vody a jejich vliv na ptačí společenstva

Jak jsem již zmínil, vysychání a zarůstání na lokalitě často nefungují samostatně a nezdá se, kdy spolu souvisí. Při vysychání se snižuje vodní hladina a odhaluje dno, což rostlinám dovoluje rychlejší klíčení a snadnější kolonizaci prostředí (Weller & Spatcher, 1965). Prosté rozdělení na zarůstání nebo vysychání nám mnohdy nemůže stačit k tomu, abychom zhodnotili výsledný vliv takovýchto sukcesních procesů a zpětně tak posoudili problém, který konečnou podobu prostředí určil. Proměny vegetace a hloubky vody se neodrážejí jen v samotné vegetaci nebo charakteru vody, nýbrž také ve změně celkové podoby prostředí, například rozsahu otevřené vody, velikosti mokřadu a podobně. Co se odrazu v populacích ptáků týče, jedná se nejen o početnost jedinců konkrétního a sledovaného druhu ptáka, ale i o celkové množství druhů pozorovaných na určitém místě v určitém časovém rozmezí.

### 2.1 Vegetace

Struktura i typ vegetace jsou často velmi různorodé. V mokřadech můžeme pozorovat několik typů vegetačního porostu, pro příklad zde zmíním rákosové nebo orobincové porosty jako emerzní rostliny, dále třeba smíšený typ vegetace s přítomností trav, submerzní rostliny nebo hydrofyty s na hladině vzplývavými listy. V případech zarůstání jsou však další možnosti i keře nebo stromy.

V husté emergentní vegetaci Šťastný & Riegert (2021) zaznamenali vysoký počet druhů, což přičítají i heterogenitě prostředí, která se s tímto typem porostu, konkrétně tedy rákosem obecným (*Phragmites australis*), zvýšila. Třeba právě rákos obecný ale kvůli vegetativnímu způsobu rozmnožování může vytvářet rozsáhlé husté porosty, jež jinde snižují heterogenitu lokality, a tak i nepříznivě ovlivňují některé ptáky (Benoit & Askins, 1999). Hustá vegetace může představovat problém zejména brodivým ptákům, kterým znemožňuje efektivní pohyb (Benoit & Askins, 1999), nebo konkrétně rákos nemusí poskytovat dostatek vhodného materiálu pro stavbu hnízda (Meyer et al., 2010). Na druhou stranu tyto porosty představují i účinnou antipredační ochranu (Batáry, Winkler & Báldi, 2004; Batáry & Báldi, 2005; Jedlikowski, Brzeziński & Chibowski, 2015), a proto je tento charakter porostu důležitý pro hnízdění pěvců (Burger, Shisler & Lesser, 1982), kachen (Losito & Baldassarre, 1995), potápek (Ulenaers & Dhondt, 1991), dravců (Němečková, Mrlík & Drozd, 2008) nebo brodivých ptáků (Kazantzidis, Yfantis & Poirazidis, 2013).

I stromy poskytují místa k hnízdění, třeba pro dravce (Green, Hirons & Kirby, 1990) nebo některé druhy volavek (Kazantzidis, Yfantis & Poirazidis, 2013), přispívají však i k výskytu

hnízdnicích parazitů (Alvarez, 1993). Přítomnost stromů výskyt ptáků v mokřadech spíše nepodporuje (Šťastný & Riegert, 2021), možná z důvodu zvýšeného rizika predace (Maxson & Haws, 2000; Bloom et al., 2013).

Dobře rozvinuté porosty vodních rostlin pak dohromady s otevřenou vodou poskytují i bohaté zdroje potravy (Bibby & Lunn, 1982; Lewis-Phillips et al., 2020).

### 2.1.1 Emerzní vegetace

Velká pozornost je věnována rákosu rodu *Phragmites* (Bibby & Lunn, 1982; Benoit & Askins, 1999; Meyer et al., 2010; Lupien, Gauthier & Lavoie, 2015; Whyte, Bocetti & Klarer, 2015; Šťastný & Riegert, 2021). Odhady, které provedli Kessler et al. (2011), hovoří o velmi výrazném snížení vhodných hnízdnicích míst pro jeřába kanadského (*Grus canadensis*) při pokračujícím invazním šíření rákosu obecného ve státě Nebraska, v případě vhodného zásahu a redukce šíření rákosu se pro tyto ptáky očekává nárůst hnízdišť. Benoit & Askins (1999) rovněž upozorňují na jeho invazivní šíření v Connecticutu. V rákosu sice pozorovali ptáky, jednalo se však spíše o tamější běžné zástupce mokřadních lokalit, jako třeba střízlíka bažinného (*Cistothorus palustris*), vlhovce červenokřídlého (*Agelaius phoeniceus*) nebo strnadce mokřadního (*Melospiza georgiana*). Ohrožené nebo vzácné druhy, například vodouše břehoušovitého (*Tringa semipalmata*), strnadce pobřežního (*Ammodramus maritimus*) nebo strnadce Nelsonova (*A. nelsoni*) zaznamenali až v jiných, nerákosových porostech. Autoři tak vyslovují domněnku negativního efektu rákosu obecného na ptačí společenstva mokřadů. Nepříznivý vliv rákosu částečně potvrzuje i Meyer et al. (2010), když tyto porosty porovnává s mokřady typu vlhkých a zaplavených luk s nepřilíš vysokou vegetací. Krátká vegetace byla ptáky upřednostňována i na jihozápadě USA, v porovnání s rákosem však významný rozdíl patrný nebyl, jako jediný se ale zrovna střízlík bažinný rákosu vyhýbal (Lupien, Gauthier & Lavoie, 2015). Whyte, Bocetti & Klarer (2015) v rákosu zjistili vyšší početnost ptáků, množství druhů zde ale v porovnání s jinými typy vegetace bylo snižené. Závěry pozorování mokřadů v Evropě přinesly jiné výsledky. V severních Čechách bylo v rákosu zaznamenáno vysoké množství druhů ptáků (Šťastný & Riegert, 2021), a podobně i ve Velké Británii byl rákos ptáky hojně využíván (Bibby & Lunn, 1982). Vhodné podmínky tu poskytoval k hnízdění třeba motáka pochopa (*Circus aeruginosus*) nebo sýkořice vousaté (*Panurus biarmicus*), dále i bukače velkého (*Botaurus stellaris*) a cvrčilky slavíkové (*Locustella luscinioides*). Pozorovány zde byly i jiné druhy z řádu pěvců (např. strnad rákosní *Emberiza schoeniclus*), potápek (potápka roháč *Podiceps cristatus*, potápka malá *Tachybaptus ruficollis*),

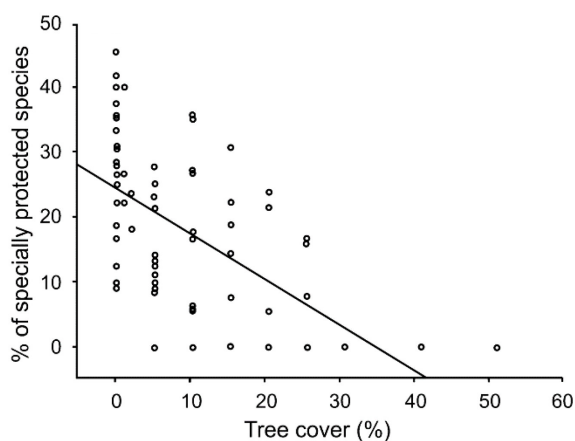
veslonohých (volavka popelavá *Ardea cinerea*) nebo krátkokřídlých (slípka zelenonohá *Gallinula chloropus*, chrástal vodní *Rallus aquaticus* a lyska černá *Fulica atra*) (Bibby & Lunn, 1982).

Z předložených výsledků zkoumání vlivu rákosu obecného na ptačí společenstva je patrné, že ať je působení těchto porostů pozitivní či negativní, byla by chyba tyto vlivy zobecnit.

### 2.1.2 Stromy a keře

V omezeném smyslu pro různorodost prostředí působí pozitivně i výskyt keřů nebo stromů. Příznivý vliv na ptačí diverzitu měla přítomnost křovin (Šťastný & Riegert, 2021) a roztroušený výskyt keřů vyhovoval i některým druhům. Cvrčilka slavíková je využívala pro zpěv, rákosník obecný (*Acrocephalus scirpaceus*), rákosník proužkovaný (*A. schoenobaenus*), cvrčilka zelená (*Locustella naevia*) nebo strnad rákosní taková místa často navštěvovali kvůli lovu nebo je využívali pro hnízdění (Bibby & Lunn, 1982).

Stromy mohou mít v krajině z hlediska svého efektu odlišný vliv na populace ptáků, poněvadž podporují výskyt dravců, například při hnízdění nebo plánování útoku (Green, Hiron & Kirby, 1990), nebo slouží jako pozorovací místa k vyhlížení kořisti (Preston, 1957). Možná právě z takových důvodů se někteří ptáci místům s výskytem stromů při hnízdění vyhýbají (Maxson & Haws, 2000; McKinstry & Anderson, 2002). Přežití hnízda a později i mláďat často závisí na přítomných predátorech. Z celkové představy predace hnízd a rostoucím počtu predátorů s výskytem stromů lze předpokládat, že zvyšování množství stromů na lokalitě povede k vyšší predaci na hnízdech vodních ptáků. Navzdory logické úvaze se negativní vliv stromů na přežití konkrétně kachních hnízd nepotvrdil (Thompson, Arnold & Vacek, 2012). Podíl chráněných druhů ptáků s množstvím stromů negativně koreloval i ve střední Evropě (Obrázek 1) (Šťastný & Riegert, 2021), zde bylo však důvodem to, že s množstvím stromů klesaly porosty emergentní vegetace, které byly ptačími druhy upřednostňovány.



**Obrázek 1.** Negativní vztah mezi procentuálním stromovým pokryvem a procentem chráněných druhů ptáků v rákosových porostech.

Data pocházejí z let 2016–2017 z České republiky.

Převzato z Šťastný & Riegert (2021)

Ve stromových typech mokřadů jsou stromy důležitým prvkem zvláště při hnízdění, protože, jak pozoroval Desgranges et al. (2006), byla tato prostředí upřednostňována například kachničkou karolínskou (*Aix sponsa*) nebo vlaštovkou stromovou (*Tachycineta bicolor*). Jednalo se o místa, která byla zpravidla na jaře zaplavována vodou a ve kterých se udržovala i větší hloubka vody. S proměnou stanoviště v dlouhodobě zaplavenou oblast s přítomností padlých mrtvých stromů se ke dvěma předchozím ptákům přidali ještě dva pěvci z čeledi tyranovitých (tyranovec vrbový *Empidonax traillii* a tyranovec olšový *E. alnorum*). S různou otevřeností korun stromů nebo odlišným stavem zaplavování se opět tamější populace ptáků co do druhového složení měnily.

### 2.1.3 Okraj vegetace

Struktura porostu úzce souvisí jednak s jeho rozsahem, jednak také s okrajem a hranicí mezi ním a jiným charakterem mokřadu. Meyer et al. (2010) v okrajových částech rákosového porostu zaznamenal větší počet ptáků i ptačích druhů než v jeho hustých středech. Dokonce i v těch místech, kde je prostředí rákosu ptáky hojně využíváno, byly právě jeho okraje pro ptáky nejatraktivnější (Hudec & Šťastný, 1978 ex Benoit & Askins, 1999).

Některými druhy jsou místa s vysokým podílem rozmezí orobincových nebo rákosových porostů a otevřené vody upřednostňována pro hnízdění (Burger, 1985). Stejná práce zmiňuje až čtyři pětiny jedinců každého druhu, které v orobincových hustých porostech hnízdí do 30 metrů od rozhraní porostu a otevřené vody, a vyhýbají se tak těm nejvíce hustým středům vegetace. Autorka pak také upozorňuje, že by se mohlo jednat o způsob jistého antipredačního chování.

Okraje jsou však pro stavbu hnízd různými ptáky využívány v různém rozsahu: například vlhovec červenokřídlý a střízlík bažinný se tomu nejkrajnějšímu a nejroztrošenějšímu uspořádání stébel vegetace vyhýbají. Protože okraj vegetace požadovaný vzor pro stavbu hnízda neposkytuje, hnízdí až od dvou do deseti metrů od hranice porostu (Burger, 1985).

Shánění potravy probíhá v místech, která nabízejí jednak dostatek kořisti, jednak poskytují vhodné prostředí pro lov (Kushlan, 1976; Gawlik, 2002). Ibis americký (*Plegadis chichi*) potravu vyhledával právě podél rozmezí vegetace a otevřené vody, kde vegetace nebyla příliš hustá, potravy ale bylo dostatek (Safran et al., 2000). Zvláště výhodný je hustý rákos sousedící s mokřadní zaplavenou loukou, protože vysoká stébla rákosu na takovýchto okrajích slouží jako místa, odkud hmyzožraví ptáci mohou hmyz vyhlížet nebo vyhledávat (Meyer et al., 2010).

Celková diverzita ptáků se tak ukazuje být odrazem heterogenity prostředí, která vychází jak

z druhového složení vegetačního pokryvu, tak také z přítomnosti a množství rozhraní rozdílných podob prostředí (Harris, Milligan & Fewless, 1983).

## 2.2 Tůňky jako vítaná narušení hustých porostů

Přítomnost roztroušených „bazének“ v hustém vegetačním porostu může pozitivně korelovat s počtem některých druhů, pro jejich malou velikost však nemusí vyhovovat například kachnám nebo potápkám (Weller & Spatcher, 1965). S tím, jak vegetace kolem rostla a stávala se vyšší a hustější, docházelo k ubývání ptáků (Møller, 1975), a tak v tůňkách uprostřed hustého rákosu obecného ptáci pozorováni nebyli na rozdíl od malých ostrůvků vody, které obklopovala krátká a dobře prostupná vegetace a které hostily nemalý počet ptáků (Benoit & Askins, 1999).

Ondatra pižmová (*Ondatra zibethicus*) příznivě narušuje prostředí vytvářením specifických bazének uprostřed hustého porostu, které o velikosti zhruba mezi 40 a 120 metry čtverečnými mohou pozitivně působit na výskyt např. bukáčka bažinného (*Ixobrychus exilis*) (Weller & Spatcher, 1965). Celkově se tak prostředí stalo díky působení ondatry pro ptáky vhodnějším, a to i přes sníženou plochu vegetace (Weller & Spatcher, 1965).

## 2.3 Hloubka vody

Tím se po typu a struktuře vegetace dostáváme k vodě a kolísání její hladiny. Nemusíme se příliš dlouho zabírat otázkou, jestli v mokřadních oblastech změny v hloubce vody ovlivňují život vodních ptáků, poněvadž je už z podstaty jasné, že tomu tak je. Ptačí druhy vázané na vodní stanoviště využívají poskytované podmínky různě, a to s ohledem na svoje životní potřeby, jako je hnízdění (Weller & Spatcher, 1965) či shánění potravy (Kushlan, 1976).

Ptáci zřejmě nejvýrazněji na změny ve vodním charakteru lokality reagují ve spojení s hnízdem a vyvedením mláďat (Desgranges et al., 2006). Vodní ptáci často hnízdí buď v plovoucí vegetaci, nebo v porostu emergentních rostlin (Lor & Malecki, 2006), mnohdy nad hlubokou vodou (Weller & Spatcher, 1965).

Na severoamerických jezerech byl pozorován vliv kolísání hloubky vody na počty vodních ptáků, jejich rozdílná ekologie ale vedla k různorodým výsledkům (Timmermans, Badzinski & Ingram, 2008). Jasnější závěr pozorování byl docílen rozdělením ptačích zástupců podle jejich potravní ekologie a sledováním změn v těchto skupinách. Na změny podoby vodního charakteru lokalit reagovali ptáci preferující hlubokou vodu mnohem více než zástupci mělčin a břehů (Zhang et al., 2016). Konkrétně na příkladu třech druhů volavek se ukázalo, že je jejich výběr prostředí

ovlivněn právě změnami výšky vodní hladiny, které určují přítomnost kořisti. Důsledkem kolísání vody může být větší počet vhodných míst pro potravní potřeby většího počtu druhů ptáků (Dimalexis & Pyrovetsi, 1997).

Hloubka vody je považována za jeden z nejdůležitějších faktorů, který vodní ptáky a jejich početnost i diverzitu ovlivňuje. V roce s nejmenším podílem vodou nezaplavených oblastí a větší hloubkou mokřadu byla diverzita i početnost ptáků oproti ostatním rokům výrazně vyšší (Sebastián-González & Green, 2014), ptačí společenstva mělčích mokřadů však mohou mít rozmanitější charakter (Colwell & Taft, 2000; Giosa, Mammides & Zotos, 2018). Mělčí mokřady poskytují vhodnější prostředí pro malé nebo středně velké druhy ptáků, kterým z hlediska získávání potravy vyhovují více, hlavně kvůli jejich kratším nohám a zobáku (Sebastián-González & Green, 2014). Větší druhy pak mohou využívat i místa s větší hloubkou.

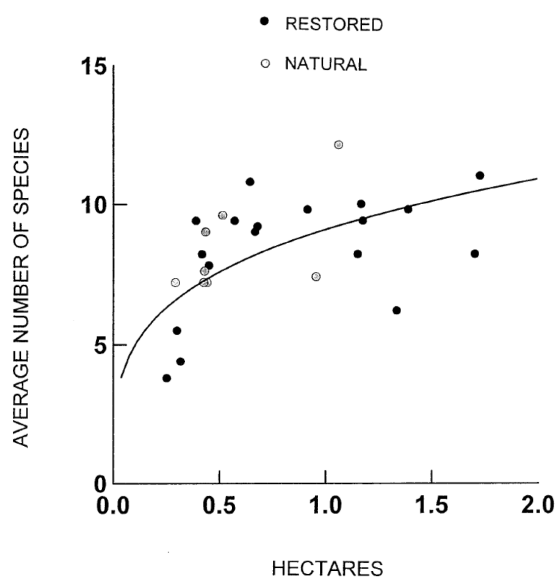
Například Green (1998) ale ukázal, jak různé druhy kachen upřednostňují různou hloubku. Kachna divoká (*Anas platyrhynchos*), čírka modrá (*Anas querquedula*), polák malý (*Aythya nyroca*) a čírka úzkozobá (*Marmaronetta angustirostris*) se navzdory vzájemné potravní i velikostní podobnosti ve výběru svého stanoviště lišili. Z takových výsledků lze usuzovat, že ačkoli je hloubka vody pro vodní ptáky stěžejní, nelze její vliv zobecňovat ani v rámci jedné ptačí skupiny, ani napříč různými taxony.

Ačkoli je tedy jisté, že změny v dostupnosti vody mokřadní druhy ptáků ovlivňují, můžeme si dovolit opustit představu mokřadu jako více či méně otevřené vody s rákosem nebo trávou, a vydat se dál, do lužních lesů a jiných dřevitých porostů, které jsou okolními vodními plochami ovlivňovány. Zvyšování dostupnosti vody pozitivně ovlivňovalo i denzitu lesních ptáků, a to pravděpodobně z důvodu zvyšování množství přítomné potravy (Mcginness, Arthur & Davies, 2014).

## 2.4 Velikost mokřadu

Je však třeba uvažovat z širšího hlediska. Vysychání, které by sice znamenalo sníženou vodní hladinu, a tak možná i bohatší společenstvo ptáků, by ale také způsobovalo postupné zmenšování rozlohy celého mokřadu. Snížená vodní hladina vedla k rozvoji emergentní vegetace i šíření stromů, hlavně vrby (*Salix* sp.), olše lepkavé (*Alnus glutinosa*) nebo topolu osiky (*Populus tremula*), a tak docházelo i ke zmenšování rozlohy jezera (Nowak & Lawniczak, 2019). Dále i změny ve využívání okolní půdy a vegetaci vedly k vysychání a zmenšování mokřadu, protože kvůli travnatému porostu sveřepu bezbranného (*Bromus inermis*) a tolici vojtěšky (*Medicago sativa*), respektive jejich výšce, byl v zimě zachytáván sníh, který by vodu do mokřadu doplnil, a celkově tak mohl být přítok vody

do mokřadu snižen (van Der Kamp, Stolte & Clark, 1999). Rozloha mokřadního areálu je uvažována jako důležitý charakter, s nímž pozitivně koreluje druhová bohatost i početnost ptáků (Obrázek 2) (Sillén & Solbreck, 1977; Brown & Dinsmore, 1986; Brown & Smith, 1998; Paracuellos, 2006; Sebastián-González & Green, 2014; Giosa, Mammides & Zotos, 2018), a tak může zmenšování velikosti mokřadu představovat problém. Celkově větší mokřadní území se může vyznačovat vyšší heterogenitou prostředí, a tedy poskytovat většímu počtu druhů více vhodnějších stanovišť, zejména co se dostupnosti a hledání potravy týče (Paracuellos, 2006). Například chřástal virginský (*Rallus limicola*) pozitivně reagoval na zvětšenou velikost mokřadu, protože současně se zaplavením okrajových částí lokality s emergentní vegetací došlo k vytvoření vhodných míst pro hledání potravy (Meyer et al., 2010).



**Obrázek 2.** Vztah mezi počtem druhů a plochou mokřadu (přírodního i obnoveného).

Převzato z Brown & Smith (1998)

## 2.5 Otevřená voda

Přítomnost a plocha otevřené vody je důležitým faktorem, který druhové složení společenstev mokřadního ekosystému i biodiverzitu určuje (Burger et al., 1982). Otevřená voda dokáže sloužit jako významné prostředí pro lov potravy, ať už v podobě bezobratlých, nebo obratlovců (Bibby & Lunn, 1982).

Pokud je poměr otevřené vody a vegetace rovnoměrný, může poskytovat nejvhodnější podmínky pro různé druhy ptáků (Weller & Spatcher, 1965). Poměr vegetace a otevřené vody 50:50 je důležitý při výběru hnízdiště i pro potravní potřeby pro rybáka černého (*Chlidonias niger*) (Mazzocchi, Hickey & Miller, 1997), některé druhy ptáků však v prostředí preferují různé zastoupení vegetace a otevřené vody – bukači severoamerickému (*Botaurus lentiginosus*) vyhovoval

poměr vegetace k otevřené vodě i 80:20, chřástal virginský a chřástal karolinský (*Porzana carolina*) vyhledával vegetaci s poměrným zastoupením více než 70 %, 70 % nebo méně preferoval bukáček severoamerický nebo potápka šedá (*Podilymbus podiceps*) (Lor & Malecki, 2006).

V této úvodní kapitole jsem se snažil shrnout několik obecných poznatků, které by mohly pomoci pochopit, jak typ i struktura vegetace a změny ve výšce vodní hladiny ovlivňují ptačí společenstva jako celek. Je jisté, že všechny ze zmíněných rysů prostředí mají na diverzitu i početnost ptáků určitý vliv. Není však jednoduché tato působení shrnout do jednoho obecného tvrzení, protože vzhledem k velmi různorodé ekologii i životním strategiím ptáků jsou důsledky změn těchto habitatových charakteristik nesourodé.

V dalších kapitolách se pokusím přiblížit k jednotlivým okamžikům ptačích životů a přesněji určit, jakým způsobem vysychání a zarůstání mokřadních oblastí ovlivňuje nejen početnost a diverzitu ptáků, ale i jejich snahu přežít.

### **3 Dostupnost potravy**

Jedním z nejzákladnějších předpokladů pro úspěšný život ptačích populací je dostupnost potravy (Lack, 1954 ex Lantz, Gawlik & Cook, 2010). Ta může být specifikována jak denzitou (početností) kořisti, tak její přístupností nebo zranitelností, tj. možnostmi úspěšně ji ulovit (Gawlik, 2002; Lantz, Gawlik & Cook, 2010, 2011). Denzita i zranitelnost kořisti jsou ovlivňované podobou prostředí (Kushlan, 1976; Arengo & Baldassarre, 1999; Gawlik, 2002; Lantz, Gawlik & Cook, 2011). Jakkoli je počet kořisti důležitým předpokladem její dostupnosti, ne vždy je se zvýšeným množstvím kořisti zvýšena i její dostupnost (Gawlik, 2002). Podoba prostředí, a jí ovlivněná zranitelnost kořisti, tj. míra, s kterou bude úspěšně ulovena, přímo ovlivňuje potravní chování ptáků, a nakonec i samotný úspěch lovu (Dimalexis, Pyrovetsi & Sgardelis, 1997).

Už před více než čtyřiceti lety Kushlan (1976) popsal, jak je na hloubce vody závislé rozmístění kořisti a v důsledku toho i ptáků. Na příkladu několika druhů brodivých ptáků později i Lantz, Gawlik & Cook (2010) ukázali, jak povaha prostředí ovlivňuje výběr stanoviště. Ptáci pro lov potravy preferovali mělké vodní oblasti se submerzními rostlinami, kde předpokládali zvýšené množství kořisti. V porostech vodní vegetace opravdu byly prokázány vyšší počty ryb (Hall & Werner, 1977) i bezobratlých živočichů (Dvořák & Best, 1982), včetně korýšů (Rozas & Odum, 1987). Vegetace může příznivě sloužit i v životech některých druhů obojživelníků, konkrétně třeba žab (Shulse et al., 2010). Tyto organismy jsou v tomto prostředí početnější, a to může

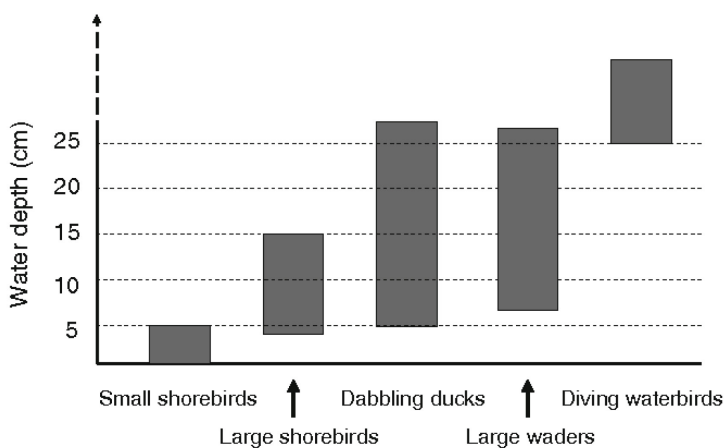
nakonec vést k tomu, že jsou z hlediska potravy i samotnými ptáky takové lokality vyhledávány.

Ačkoli ptáci za lovem navštěvovali mělké vody s vegetací, které měly i více kořisti, v některých případech bylo pozorováno jiné, v podstatě opačné, chování. Submerzní vegetace, která často poskytuje vhodné prostředí pro nemalý počet možných složek ptačího jídelníčku, slouží samozřejmě i jako určitá vizuální ochrana. Brodiví ptáci, konkrétně například volavka bílá (*Ardea alba*), si pak mohou vybírat hlubší oblasti otevřené vody, které postrádají vegetaci – jejich lov byl pak shledán jako úspěšnější (Dimalexis & Pyrovetsi, 1997). Nejhustějším porostům se brodiví ptáci rovněž vyhýbali, ať už kvůli omezeným možnostem pohybu (Benoit & Askins, 1999), nebo právě kvůli sníženému množství kořisti. Vhodné mohly být okraje porostů (Safran et al., 2000), důležitým a požadovaným parametrem však stále byla nízká hloubka vody (Safran et al., 2000; Lantz, Gawlik & Cook, 2011). Odstraněním rákosu podél břehů může dojít k zpřístupnění potravy zejména brodivým ptákům, jejichž počty se následně zvýší (Lehikoinen et al., 2017).

Naopak ibis hnědý (*Plegadis falcinellus*) se sice vydával do mělkých vod, potravu však vyhledával v hustých, na ploše roztroušených seskupeních krátké vodní trávy *Paspalum distichum*. I zde byla pozorována vyšší denzita kořisti, kterou představovali bezobratlí živočichové, hlavně plži a hmyz. Otevřené vodě a porostům vyšší vegetace, kde bylo množství potravy oproti porostu krátké trávy snižené, se ibis hnědý při krmení vyhýbal (Taylor & Taylor, 2015).

Rozdílné příklady brodivých ptáků a jejich mnohdy odlišné požadavky na prostředí při shánění potravy jsem představil, abych mohl lépe prezentovat problém, který při určování výsledného efektu změn v podobě prostředí nastává. Různé podmínky prostředí, které vymezují i přítomnost nebo dostupnost kořisti, definují i použitou strategii lovu, např. pro volavku bílou je to vyčkávání v hluboké vodě, v mělké vodě naopak vyhledávají potravu zobákem (Dimalexis, Pyrovetsi & Sgardelis, 1997). Hloubka vody a přítomnost nebo rozsah vegetace, tedy celková podoba mokřadu, pak přímo určuje konkrétní druh s konkrétní strategií (Kushlan, 1976). U vylouženě vodních ptáků, jakými jsou kachny nebo potápky, a s jejich rozrůzněnými typy potravního chování, však může být situace poněkud dramatičtější. Mělké vody sice měly větší diverzitu (Colwell & Taft, 2000; Giosa, Mammides & Zotos, 2018), postrádaly ale ptáky, kteří se za potravou potápějí, jako třeba potápek šedou (Baschuk et al., 2012). I počty kachnice kaštanové (*Oxyura jamaicensis*) a lysky americké (*Fulica americana*), jako zástupců „potápěčů“, v mělkém mokřadu klesaly (Colwell & Taft, 2000). Hohol severní (*Bucephala clangula*), potápek rudokrká (*Podiceps grisegena*) nebo potápek roháč jakožto potápiví ptáci obývali otevřenou vodu, tj. oblasti nejhlubší

vody s menším množstvím submerzní vegetace (Pöysä, 1983), v hlubších vodách byl častější polák malý (Green, 1998), ale i bukač severoamerický (Baschuk et al., 2012). Zatímco tak potápivé kachny s hloubkou vody pozitivně korelovaly, kachny hledající potravu podél břehů tento vztah nevykazovaly (Colwell & Taft, 2000; Baschuk et al., 2012). Kachna divoká, lyska černá, lžičák pestrý (*Spatula clypeata*) nebo čírka modrá vyhledávali místa s vyšší mírou vegetace a hlubokou vodu nepožadovali (Pöysä, 1983), ostralka štíhlá (*Anas acuta*) a čírka karolinská (*Anas carolinensis*) taktéž preferovaly mělkou vodu (Colwell & Taft, 2000) a obdobné rozdíly mezi kachnami zaznamenal i Green (1998). Vysychání mokřadu může ptáky vyhledávající bezobratlou nebo rybí kořist v hlubších místech ovlivňovat výrazněji než plodožravé nebo býložravé ptáky břehů (Zhang et al., 2016), což nám může celkový názor na výsledný efekt sukcese zkomplikovat.



**Obrázek 3.** Preferovaná hloubka při shánění potravy u jednotlivých skupin vodních ptáků. Malí bahňáci (např. sluky) požadují hloubku vody do 5 cm, velkým bahňákům (např. břehoušům) vyhovuje hloubka vody do 15 cm, plovavé kachny (např. čírky) a velcí brodiví (např. volavky) využívají vodu hlubokou až do hloubky nad 25 cm, potápiví vodní ptáci (potápky nebo kormoráni) hledají potravu ve vodě hlubší než 25 cm.

Převzato z Ma et al. (2010)

Kachny hluboké vody, např. potápky, jsou navíc submerzními rostlinami omezeny tím způsobem, že jim vegetace brání v efektivním lovu, a tak jim rozsáhlejší porosty těchto rostlin nemusí vyhovovat (Pöysä, 1983). S přibývajícím hloubkou se ale někdy zvyšuje i množství vegetace a mimo jiné klesá zákal vody, který opět může efektivitu lovu snížit. S ohledem na to Robel (1961) říká, že hloubka vody nad 9 palců by mohla poskytovat velké množství potravy v podobě vodních rostlin pro vodní ptáky, zejména vrubozobé.

Záleží však nejen na způsobu lovu a upřednostňované potravě, ale i morfologických omezeních, která dané ptáky při výběru prostředí limitují (Baker, 1979; Pöysä, 1983; Sebastián-González & Green, 2014). Již jsem zmínil, že mělké vody nabízejí vhodné prostředí pro menší druhy ptáků, a to právě kvůli omezeným možnostem z důvodu velikostí těla. Preferovaná hloubka vody nebo podoba prostředí je výsledkem individuálních vlastností jednotlivých druhů ptáků

(Sebastián-González & Green, 2014). Existuje pozitivní korelace mezi hloubkou vody a délkou nohou u řádu dlouhokřídlých a ve shánění potravy i přes nejasné výsledky hraje bezpochyby svou roli i délka zobáku (Baker, 1979). Delší zobák některým ptákům dovoluje chytit kořist ve větší hloubce nebo výše na vegetaci, a tak hloubka vody může ovlivňovat ptáky s krátkým zobákem více než dlouhozobé druhy (Baker, 1979). Pöysä (1983) zmiňuje, že zástupci čeledi kachnovitých, kteří se nejčastěji živí v mělké vodě, jsou umístěním na potravu bohatší submerzní vegetace v hloubkách omezeny. Z důvodu délky krku nebo zobáku do hlubších míst „nedosáhnou“.

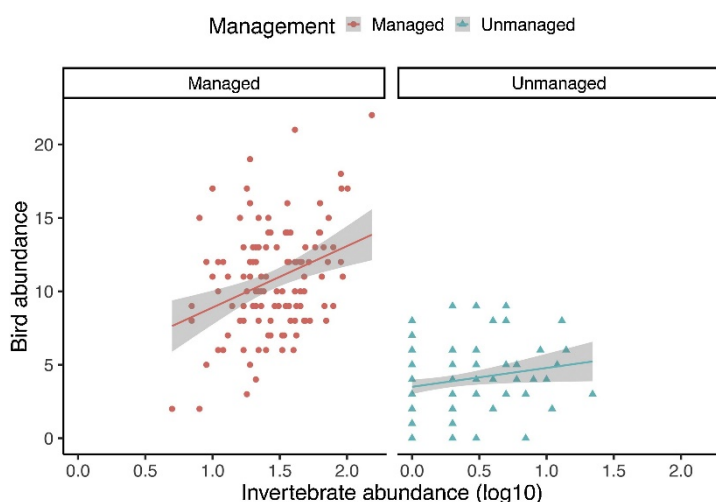
Nejkomplexnější pohled na počet ptáků v závislosti na dostupnosti potravy nám poskytne několik více či méně recentních studií. Odstranění keřů v mokřadech mělo pozitivní vliv na výskyt hmyzu a dalších bezobratlých, redukcí zastínění došlo k rozvinutí vodní vegetace a na těchto stanovištích byly zaznamenány i vyšší počty druhů ptáků (Sayer et al., 2013).

Lewis-Phillips et al. (2019) ukázali velmi jasný obraz toho, co možná ptačí potrava v podobě bezobratlých pro mokřadní ekosystém znamená. Byly srovnány vyschlé, stromy a keři zarostlé mokřady s těmi udržovanými. Odstraněním bahna a stromů, hlavně vrby nebo olše lepkavé, došlo k redukcí silného zastínění a následně rozvoji vodních makrofyt (submerzních, vzplývavých i emergentních rostlin). Na přirozených zarostlých mokřadech bylo pozorováno 37 ptačích druhů, na udržovaných územích se vyskytlo 64 druhů, z nich 31 druhů ptáků bylo pouze na tomto typu stanoviště. Druhová bohatost i početnost ptáků se tak s managementem mokřadu znatelně zvýšila. Že se jedná o přímý důsledek potravní dostupnosti může podepřít fakt, že na zarostlých mokřadech byli dominantní hlavně potravní generalisté, jako je sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), holub hřivnáč (*Columba palumbus*) nebo havran polní (*Corvus frugilegus*), upravené oblasti pak využívali zejména specialisté. Byla to například jiřička obecná (*Delichon urbicum*) jako zástupce insektivorních ptáků, z granivorních ptáků třeba konopka obecná (*Carduelis cannabina*). Samozřejmě byl i výskyt vyložené vodních ptáků, např. čírky obecné (*Anas crecca*), slípky zelenonohé, ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*), volavky popelavé nebo bekasiny otavní (*Gallinago gallinago*).

Další, konkrétnější práce též srovnávala zarostlou vysušenou oblast s upraveným mokřadním územím charakteristickým otevřenou vodní hladinou. I zde byl na udržovaném mokřadu pozorován větší počet ptáků, celkově 1 291 ptáků, v porovnání se zarostlým mokřadem s 459 jedinci byl nárůst bezmála trojnásobný, počet druhů byl na přirozeně zarostlém mokřadu v podstatě poloviční. Kromě toho byl ale chytán a spočítán hmyz, jehož množství po managementu

území stouplo na více než osmnáctinásobek oproti zarostlé a vyschlé mokřadní oblasti (Obrázek 4). Přítomní ptáci na obnoveném mokřadu byli z větší části pěvci, kteří chytali hmyz pro svá mláďata (Lewis-Phillips et al., 2020).

Vztah mezi početností a druhovou bohatostí ptáků a dostupností potravy má tak zřejmé a očividné vztahy, které však nemusí být vždy zcela jednosměrné. Zarůstání může, a zcela jistě různým způsobem některé druhy ptáků přes dostupnost a množství kořisti ovlivňuje, hloubka vody a její snižování opět činí odlišným ptákům rozdílné problémy. Z výsledků posledně zmiňovaných prací je ale patrné, že stromy a keři silně zarostlé mokřadní území ptákům nevyhovují a většině z nich vhodné podmínky jednoduše neposkytují.



**Obrázek 4.** Porovnání početností ptáků a hmyzu a jejich vzájemný vztah na obnovených (managed) a přirozených (unmanaged) mokřadech.

Převzato z Lewis-Phillips et al. (2020)

## 4 Výběr hnízdní lokality

Dokud jsme se bavili o potravě, přítomnost ptáků byla odrazem momentálního stavu mokřadu, který tomu konkrétnímu druhu vyhovoval a na němž se zdržoval proto, že sháněl potravu. Výběr prostředí, na kterém daný druh ptáka zahnízdí, záleží na obecně vhodných podmínkách, často právě v závislosti na množství a dostupnosti potravy (Ogden & Nesbitt, 1979; Davies et al., 2016). Právě potrava je totiž během hnízdění ptáků klíčovým předpokladem úspěchu, zvláště pak pro vyvedení mláďat (Jakubas, 2005). Ptáci mohou mít tendenci vybírat si taková místa k zahnízdění, na kterých setrvají i později (Losito & Baldassarre, 1995).

Pokud bych zde chtěl začít tím, čím jsem v předchozí kapitole končil, tedy přímým srovnáním zarostlého mokřadu s udržovanou oblastí, kdy došlo k vykácení dřevin a celkovému otevření zamokřené lokality, je třeba zmínit, že s managementem v důsledku zvýšeného množství hmyzu docházelo i k signifikantně častějšímu tzv. parental behaviour, kdy dospělci navštěvovali hnízda

s mláďaty častěji a častěji jim poskytovali ulovený hmyz (Lewis-Phillips et al., 2019). Po úpravě mokřadní lokality na otevřený rybník bylo pozorováno i více hnízdících párů (Davies et al., 2016). Větší potravní nabídka, zejména díky odstranění stromů, zvýšenému výskytu vodních makrofyt a následně i hmyzu, vedla i k vyššímu množství hnízd ve vysoké trávě přilehlého okolí (Davies et al., 2016). Jednalo se třeba o strnada obecného (*Emberiza citrinella*) nebo strnada rákosního, ale byli to i na zemi hnízdící ptáci, např. koroptev polní (*Perdix perdix*) nebo skřivan polní (*Alauda arvensis*).

Vhodnost prostředí pro hnízdění je definována výškou hladiny vody, s jejímiž změnami se mění i složení a podoba vegetace (Weller & Spatcher, 1965; Desgranges et al., 2006). Výběr správných podmínek je pro hnízdění velmi důležitý, ať už z hlediska možné predace (Martin, 1993), nebo zaplavení a zničení hnízd (Post, 1998). Co se týče preferované hloubky, existují mezi druhy ptáků rozdíly (Lor & Malecki, 2006). Weller & Spatcher (1965) během období sucha a opětovného zaplavení oblasti, díky kterému se navíc hustá vegetace rozvolnila a více otevřela, pozorovali obecný prudký nárůst počtu hnízd, ať už šlo o pěvce nebo vodní ptáky. Třeba taková lyska americká, která k hnízdění vyhledává okrajovou emergentní vegetaci, například orobinec (*Typha* spp.), požaduje i dostatečnou hloubku, jejíž pokles celkovou atraktivitu orobincového porostu snížil (Weller & Spatcher, 1965).

Vhodné místo k zahnízdění nemusí být dostatečným důvodem zahnízdit, zvláště pokud zde není dostatek potravy. Vysychání může snižovat jak výskyt vhodných hnízdních lokalit (Weller & Spatcher, 1965; Ogden, 1991), tak i na potravu bohatých stanovišť, což se ve výsledku projeví úbytkem hnízd (Ogden & Nesbitt, 1979). Konkrétním příkladem jsou hnízdící ibisové bílí (*Eudocimus albus*), jejichž počty se v období sucha v roce 1971 na Floridě pohybovaly kolem 1 650 jedinců, zatímco o rok později to bylo až 62 300 hnízdících jedinců (Kushlan, 1977). Nesyt americký (*Mycteria americana*) většinou hnízdí na stromech obklopených zaplavenou krajinou a pro hnízdění si s větší pravděpodobností vybírá lokality, jejichž vodní režim je stálejší a tato místa tedy nejsou příliš náchylná k vysychání (Ogden, 1991). Na základě závěrů tří posledně zmíněných pozorování se lze domnívat, že vysychání s úbytkem vhodných hnízdních míst a nedostatek potravy spolu často souvisí, a společně se tak projeví celkovým poklesem hnízdících ptáků. Právě kvůli potravě pak třeba i berněška velká (*Branta canadensis*) během hnízdní sezóny upřednostňuje větší množství submerzní vegetace (McKinstry & Anderson, 2002).

I požadavky na vegetaci v hnízdním období jsou mezi jednotlivými druhy ptáků různé (Lor & Malecki, 2006). Potápka šedá upřednostňuje pro hnízdo otevřenější vodu s nepříliš hustým

emerzním porostem, vlhovec žlutohlavý (*Xanthocephalus xanthocephalus*) za nedostatku vysoké emerzní vegetace hnízdit nechtěl vůbec (Weller & Spatcher, 1965), z veslonohých ptáků emergentní porosty orobince k hnízdění využíval i bukáček bažinný (Post, 1998) nebo volavka červená (*Ardea purpurea*) (Kazantzidis, Yfantis & Poirazidis, 2013), z potápek například potápka roháč (Ulenaers & Dhondt, 1991). Kachna divoká se nevyhýbala ani místům s porosty keřů nebo rákosu (Losito & Baldassarre, 1995; McKinstry & Anderson, 2002), která mohou sloužit i jako účinné zakrytí hnízd (Losito & Baldassarre, 1995; Hattori & Mae, 2001; McKinstry & Anderson, 2002), vadily jí ale stromové porosty (Losito & Baldassarre, 1995). Kromě kachny divoké i čírka modrokřídlá (*Anas discors*) a ostralka štíhlá pozitivně reagovaly na hustou vegetaci, kopřivka obecná (*Mareca strepera*) však nikoli (Mack & Flake, 1980). Míra takových porostů obecně pozitivně korelovala s celkovým počtem ptáků, kteří prostředí využívali k hnízdění (VanRees-Siewert & Dinsmore, 1996), kolonie volavek popelavých ale byly hustou emergentní vegetací ovlivněny negativně a hnízda nejčastěji stavěly na stromech (Kazantzidis, Yfantis & Poirazidis, 2013). Nižší vegetaci pro hnízdění vyhledával i moták pilich (*Circus cyaneus*), dřevitou vegetací zarostlou krajinu pro hnízdění nevyužíval (Massey et al., 2008). Různý typ vodních rostlin pak samozřejmě v různé míře slouží i jako materiál při stavbě hnízda (Weller & Spatcher, 1965).

Ve výběru místa pro hnízdění hraje roli komplexní a celkově funkční prostředí, protože, jak na hnízdech bukáčka bažinného ukázal Post (1998), zvýšit reprodukční úspěch může i přítomnost jiného, nejen ptačího, druhu. Vliv savčích predátorů byl potlačen aktivitou aligátora, a hnízdění poblíž ptáků vlhovců člunoocasých (*Quiscalus major*), kteří detekují ptačí predátory dříve než samotný bukáček, může být též ku prospěchu (Post & Seals, 1993; Post, 1998).

## 5 Přežití vajec, mláďat i dospělců

### 5.1 Predace na hnízdech

Predace, jako jedna z nejdůležitějších příčin neúspěchu ptačích hnízd (Ricklefs, 1969), nutí ptáky maximalizovat snahu vyhledávat z hlediska predátorů bezpečná místa (Martin, 1993). I v místech, kde není koncentrace predátorů nejvyšší, byl jejich vliv na hnízda v porovnání s ostatními příčinami selhání snůšky významný (Post, 1998). Velmi často je predace v mokřadech ovlivněna prostředím, zejména hloubkou vody (Robertson, 1972; Jobin & Picman, 1997; Albrecht et al., 2006) a strukturou vegetace (Schranck, 1972; Batáry, Winkler & Báldi, 2004). Vliv těchto dvou faktorů je sice značný, není však nezpochybnitelný, poněvadž mnohdy závisí na tom, na jaké predátory na daném území

bude působit (Picman, 1988; Jobin & Picman, 1997; Hoover, 2006).

Hloubka vody je pravděpodobně jedním z nejdůležitějších faktorů, který rozhoduje o úspěchu či neúspěchu hnízda (Robertson, 1972; Jobin & Picman, 1997; Albrecht et al., 2006; Polak, 2016; Zaremba, Kasprzykowski & Golawski, 2020). Hluboká voda působí jako účinná bariéra, která zejména savcím predátorům znemožňuje přístup k ptačím hnízdům (Robertson, 1972; Jobin & Picman, 1997). Nad hlubokou vodou byla úspěšnější například hnízda lesňáčka zlatého (*Protonotaria citrea*) (Hoover, 2006) či motáka pochopa (Zaremba, Kasprzykowski & Golawski, 2020), v porovnání se suchou zemí i hnízda rákosníka obecného na jižní Moravě (Honza et al., 1998). Přežití hnízd bukače velkého v Polsku bylo též pozitivně korelováno s hloubkou vody (Polak, 2007, 2016).

Výška vodní hladiny se však zdá být důležitá hlavně pro savce, kteří byli oproti ptačím predátorům zodpovědní za mnohem větší počet zničených hnízd vrubozobých a většinou i pěvců (Jobin & Picman, 1997). Predace hadem, konkrétně užovkou černou (*Pantherophis obsoletus*), na hnízdě lesňáčka zlatého hloubkou vody ovlivněna nebyla (Hoover, 2006). Jiná situace nastala po úbytku vody během hnízdní sezóny bukáčka bažinného, protože kvůli snížené hladině vody se i hadům umožnil přístup, a tak na hnízdech napáchali škody (Post, 1998). Další predátor hnízd, norak americký (*Neovison vison*), byl hustou vegetací i hlubokou vodou ovlivněn, jemu však voda v přístupu k hnízdům nečiní závažný problém (Picman, 1988). Vliv mývala severního (*Procyon lotor*) s přibývajícím hloubkou znatelně ubýval (Hoover, 2006) a sníženou míru predace na hnízdech poláka velkého (*Aythya ferina*) nad hlubokou vodou pozoroval i Albrecht et al. (2006). I v případě koloniálních nesyťů amerických nejsou vyschlé lokality k hnízdění vhodné, mimo potravu i kvůli zvýšenému riziku predace (Ogden, 1991). K predaci mývalem severním došlo na všech hnízdech v koloniích anhingy americké (*Anhinga anhinga*), volavky rusohlavé (*Bubulcus ibis*) i nesyty amerického a dalších druhů brodivých ptáků po tom, co vyschnutím oblasti došlo k zpřístupnění hnízd (Rodgers, 1987). Několik prací tak potvrdilo, že s vysycháním nebo úbytkem vody se predace savčími suchozemskými predátory obecně zvyšuje (Rodgers, 1987; Picman, 1988; Jobin & Picman, 1997).

Dravci, zejména moták pochop, byli ale na rozdíl od savců významnější na hnízdech nad hlubokou vodou a na ostrůvcích, kam se suchozemský predátor nedostane (Albrecht et al., 2006). Straka americká (*Pica hudsonia*) ale i tak působila škody na hnízdech na suché zemi raději než na hnízdech nad hlubokou vodou (Sullivan & Dinsmore, 1990).

I vegetace, a zejména její hustota, hraje v přežití hnízd důležitou roli (Schranck, 1972; Jobin

& Picman, 1997; Batáry, Winkler & Báldi, 2004; Polak, 2016), protože jednak způsobuje zakrytí hnízd, čímž snižuje predaci a zvyšuje úspěšnost přežití (Jobin & Picman, 1997; Batáry, Winkler & Báldi, 2004; Batáry & Báldi, 2005), jednak také brání predátorům v efektivním pohybu (Schranck, 1972). Je však zajímavé, že překážku při vyhledávání hnízda představuje především pro ptačí predátory (Picman, 1988), kteří se při hledání své kořisti řídí oproti savcům častěji zrakem. Savcům tak při vnímání čichových stop nemusí vegetace činit takovou obtíž (Jedlikowski, Brzeziński & Chibowski, 2015). Postupným růstem nových stonků se denzita porostu zvyšovala a míra predace tak s rostoucím zakrytím klesala (Batáry, Winkler & Báldi, 2004). Na pravděpodobnost predace hnízd motáka pochopa pozitivně působil spíše průměr rákosových stébel, který měl co do zakrytí hnízd stejný efekt, přičemž hustota ani výška porostu nehrála roli (Zaremba, Kasprzykowski & Golawski, 2020).

V případě, že je hlavním predátorem dravec, tedy moták pochop, nejdůležitějším předpokladem pro úspěch hnízd se stává hustota vegetace a zakrytí hnízd, přesně jak ukázali Jedlikowski, Brzeziński & Chibowski (2015) na hnízdech chřástala malého (*Porzana parva*) a chřástala vodního, přičemž hloubka vody příliš silný efekt neměla, a tak byla hnízda umístěna i blíže břehu, ale hlavně v hustější vegetaci. Batáry, Winkler & Báldi (2004) ve shodě s poznatky o vlivu hustoty vegetace na přežití hnízd zjistili, že nejméně úspěšná byla hnízda na okraji porostů, kde je denzita stébel nejnižší. Významnost charakteru vegetace byla pozorována i na hnízdech rákosníka velkého (*Acrocephalus arundinaceus*), jehož hnízda, přirozená i umělá, byla i přes své umístění nad mělkou vodou úspěšnější s tím, jak se vegetace stávala vyšší a hustější (Batáry & Báldi, 2005). Jobin & Picman (1997) v Kanadě viděli opačný trend – vegetace, která se v čase stávala hustější, mohla lépe zakrýt hnízda, ale protože zde přítomní predátoři byli většinou suchozemští savci, postupné vysychání mělo na predaci hnízd silnější efekt. Úspěch hnízd bukače velkého naproti tomu pozitivně koreloval jak s hustotou porostu, tak i s hloubkou vody (Polak, 2016).

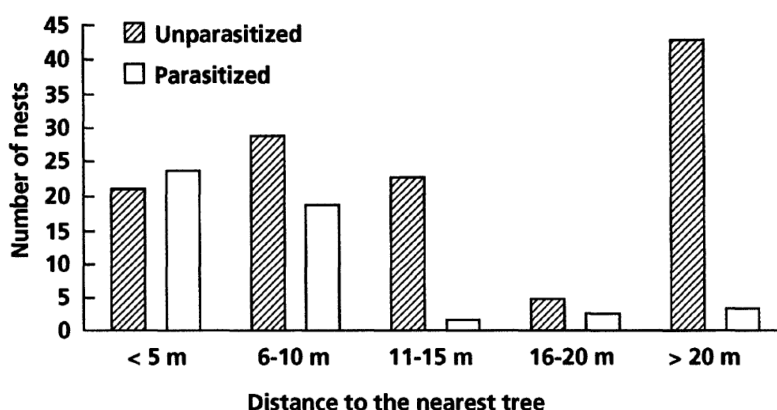
Úbytek vody nemusí být pro savce jediná možnost, jak se k hnízdům ptáků dostat. Mýval severní pro přístup ke kořisti využil i hustý porost vzplývavé rostliny tokozely nadmuté (*Eichhornia crassipes*), jež posloužila jako „most“ přes hlubokou vodu (Rodgers, 1987).

Stromy mohou využívat potenciální predátoři ptačích hnízd k hnízdění, či jako místa, odkud vyhlíží kořist (Preston, 1957) a následně přímo útočí (Green, Hirons & Kirby, 1990). Odstráněním stromů a keřů při záchraně málo početné populace kulíka hvízdavého (*Charadrius melodus*) v Minnesotě mělo dojít k redukci počtu možných pozorovacích míst pro ptačí predátory, a

tak i ke snížení predace (Maxson & Haws, 2000). Ačkoli výsledky ohledně snížené predace nebyly zcela jasné, kulci si jako hnízdiště místa se stromy nevybírali (Maxson & Haws, 2000). Mláďata kachny divoké vykazovala vyšší úspěšnost přežití, vylíhla-li se mimo zalesněná stanoviště (Bloom et al., 2013). Autoři studie opět zmiňují stromy ve spojení s predátory jako možné riziko potenciální predace. V Minnesotě byl sledován vliv přítomnosti stromů na přežití hnízd kupříkladu čírky modrookřídle nebo lžičáka pestrého ve vysoké trávě – vyšší predace nebo nižší míra přežití poblíž stromů však zaznamenány nebyly, s bližší vzdáleností k mokřadu ale vzrůstala šance, že bude hnízdo predované, a to jmenovitě skunkem pruhovaným (*Mephitis mephitis*) (Thompson, Arnold & Vacek, 2012).

## 5.2 Hnízdní parazitismus

Stromy mohou sloužit jako vhodné místo pro sledování možných hostitelů hnízdními parazity, např. kukačkou obecnou (*Cuculus canorus*) (Alvarez, 1993) nebo vlhovcem hnědohlavým (Clotfelter, 1998). Vyšší míra parazitace hnízd rákosníka obecného kukačkou obecnou tak byla opravdu pozorována na těch hnízdech, která byla umístěna blíže stromům (Orien et al., 1996; Honza et al., 1998; Graveland, 1999) a stejně tak i vliv vlhovce hnědohlavého byl častější na hnízdech, která v blízkém okolí měla stromy nebo houštiny v porovnání s těmi hnízdy, která byla takové vegetaci vzdálenější (Berger, 1951). Rákosníci se už při výběru stanovišť během hnízdění stromům vyhýbali (Graveland, 1999) a hnízda stavěli blíže k otevřené vodě v bezpečné vzdálenosti od stromů (Orien et al., 1996).



Obrázek 5. Závislost mezi parazitickým vlivem kukačky obecné na hnízdech rákosníka obecného a vzdáleností těchto hnízd k nejbližšímu stromu.

Převzato z Orien et al. (1998)

## 6 Management mokřadů a jeho vliv na ptačí společenstva

Během suchého období se složení vegetace v mokřadu mění a dochází k šíření suchozemských druhů rostlin (Weller & Spatcher, 1965). Mokřad s rákosovým porostem bez managementových akcí může vyschnout, následně jej kolonizuje jiná bylinná vegetace, v konečném důsledku se změni v oblast s keři nebo stromy (Hawke & José, 1996 ex Valkama et al., 2008), což pro ptáky, a hlavně ty vodní, vhodné není. Silně zarostlé a vysušené mokřady správné podmínky nejen vodním ptákům neposkytují, a je prokázáno, že management takových oblastí pozitivně působí jak na početnost, tak na druhovou bohatost ptáků (Lewis-Phillips et al., 2019, 2020). Obnova nebo vytváření nových mokřadních oblastí jsou sice vítanými možnostmi, protože mohou zvyšovat celkovou heterogenitu krajiny (Seigel, Hatfield & Hartman, 2005), charakter takových lokalit však nemusí vždy plně nahradit funkční přirozené mokřady (Brown & Smith, 1998; Sebastián-González & Green, 2015; Anderson & Rooney, 2019).

V mnoha pracích je popsán přímý efekt, jak velikost mokřadu pozitivně koreluje s početností i diverzitou ptáků (Sillén & Solbreck, 1977; Brown & Dinsmore, 1986; Paracuellos, 2006; Giosa, Mammides & Zotos, 2018). Velikost mokřadu ale nemusí být vždy tím nejpřísnějším kritériem, protože už Brown & Dinsmore (1986) ukázali, že soustava několika menších mokřadních oblastí může mít díky zvýšené heterogenitě prostředí více druhů než samostatný velký mokřad.

Zájmem by mělo být i vytváření menších ostrůvků s vegetací daleko od břehu, které příznivě působí na přítomnost hnízdících ptáků a jejich reprodukční úspěch (Giroux, 1981). Ostrůvek díky okolní hluboké vodě zajišťuje bezpečné místo pro hnízdění (Albrecht et al., 2006). Ze stejného důvodu je třeba, alespoň během hnízdní sezóny, myslet i na neklesající vodu, jejíž neopatrné upuštění za účelem likvidace orobince znamenalo zvýšenou predaci hnízd (Post, 1998). Upravované mokřady, které pak nejsou díky stálému vodnímu režimu příliš náchylné k vysoušení a navíc poskytují vhodnou a udržovanou vegetaci, mohou i hnízdním koloniím nesyta amerického vyhovovat více (Ogden, 1991). Autor zaznamenal, že pokud nedochází k degradaci vhodných lokalit, ptáci se na takových územích více zdržují, vrací se tam a hnízdí. Po vytváření náležitých lokalit se pak počet nesyťů amerických za nějakou dobu více než zdvojnásobil.

V obnovených mokřadech byla zaznamenána snížená druhová diverzita, jejímž důvodem je pokles ptáků, kteří jsou vázaní na stromy a keře, jejichž odstranění je mnohdy náplní mokřadního managementu (Anderson & Rooney, 2019; Domer et al., 2019). V Severní Americe po obnově mokřadu Anderson & Rooney (2019) zaznamenali pokles třeba brhlíka amerického (*Sitta canadensis*),

strakapouda osikového (*Picoides pubescens*) nebo sokolovitého dravce dřemlíka tundrového (*Falco columbarius*). V Izraeli po vymýcení stromů podél zarostlých břehů řek byly početnější na zemi hnízdící druhy ptáků, např. čejka trnitá (*Vanellus spinosus*) nebo chocholouš obecný (*Galerida cristata*), objevil se i stepokur krásný (*Pterocles alchata*) (Domer et al., 2019). Zarostlé mokřady ve Velké Británii byly mimo jiné i po odstranění stromů pro ptáky přijatelnější a mnohem více vhodnější (Lewis-Phillips et al., 2019, 2020).

Odstraňování nebo redukce rozsahu husté emerzní vegetace, například rákosu obecného, ať už řezáním nebo vypalováním, může ptáky podporovat (Seigel, Hatfield & Hartman, 2005; Mérő, Lontay & Lengyel, 2015; Lehikoinen et al., 2017; Antoniazza et al., 2018). V řezaném rákosu byl zaznamenán vyšší, ale i nižší počet různých skupin bezobratlých živočichů (Poulin & Lefebvre, 2002; Schmidt et al., 2005), oproti neřezanému zde bylo pozorováno i větší množství rostlinných druhů (Cowie et al., 1992). Vypalování husté vegetace zase zlepšilo podmínky při vyhledávání potravy brodivými ptáky, kteří tak oblastem s nedávno vypáleným porostem dávali přednost (Venne & Frederick, 2013). Oheň však dokázal zničit významnou část starého suchého porostu ostřice (*Carex* spp.), jež je nezbytnou podmínkou pro hnízda například cistovníkovce východního (*Locustella pryeri*) v Číně, což pravděpodobně způsobilo pokles počtů těchto ohrožených ptáků (Wang et al., 2015).

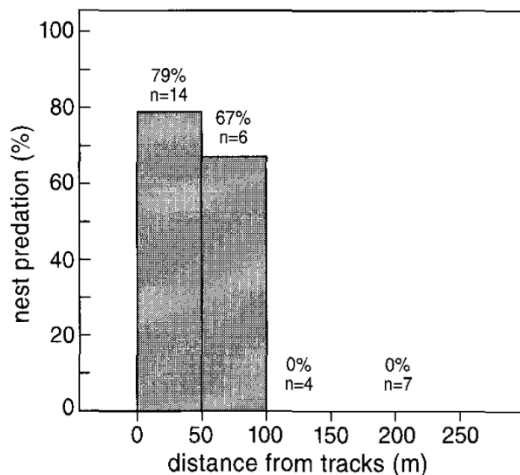
Řezání porostu na zarostlých mokřadech Finska mělo pozitivní vliv na početnost ptáků, například brodivým ptákům se podél břehů zpřístupnila potrava (Lehikoinen et al., 2017). Pravidelným řezáním rákosu ve Švýcarsku se lokalita více otevírala, navíc došlo k odstranění rozvíjejících se keřů, a tak i redukci zastínění (Antoniazza et al., 2018). V New Jersey byl po obnovení mokřadu pozorován nárůst druhů přítomných ptáků více než o 30 %, při vytváření ploch otevřené vody za současného odstraňování rákosu stouply počty hlavně těch ptáků, kteří využívali břehy a otevřenou vodu ke shánění potravy (Seigel, Hatfield & Hartman, 2005). Otevřená voda měla důležitý efekt i ve Wisconsinu – ačkoli se po deseti letech od mokřadního managementu na lokalitě zvýšil počet ptáků, úbytkem otevřené vody v důsledku zarůstání emerzní vegetací, keři i stromy došlo k poklesu počtu mokřadních druhů ptáků (Hapner et al., 2011).

Záleží však na lokalitě a specifických podmínkách. Opačný přístup, tedy rozvoj emergentní vegetace po upuštění vody, který byl předmětem managementu v New Yorku, měl příznivý efekt na vodní ptáky, jejichž početnost i druhová bohatost se zvýšila (Kaminski, Baldassarre & Pearse, 2006).

Po řezání a sklizení rákosu obecného ve Francii, kdy záměrem nebylo zlepšení podmínek

pro ptáky, počty ptáků, zejména sýkořice vousaté a rákosníka tamaryškového (*Acrocephalus melanopogon*), klesaly, a to hlavně kvůli úbytku vhodných hnízdních míst (Poulin et al., 2002; Poulin & Lefebvre, 2002). Různí ptáci na lokalitě požadovali pro hnízdění různé podmínky a třeba rákosník velký a rákosník obecný řezáním rákosu ovlivnění příliš nebyli (Poulin & Lefebvre, 2002). O pár let dříve Graveland (1999) v Nizozemsku popsal negativní vliv řezání rákosu mimo jiné právě i na rákosníka obecného, s čímž výsledky z Francie nejsou ve shodě. Neřezaný rákos umožňuje ptákům hnízdit dříve, tím stihnout i druhou snůšku, a navíc je hnízdění v této hustější neřezané vegetaci bezpečné z hlediska vlivu predátorů i kukačky obecné (Graveland, 1999).

Významný důsledek mechanického sekání porostu, který Kristiansen (1998) zaznamenal, byla snížená úspěšnost hnízd husy velké (*Anser anser*) z důvodu predace, která byla poblíž stroji vyježděných míst významně zvýšená (Obrázek 6).



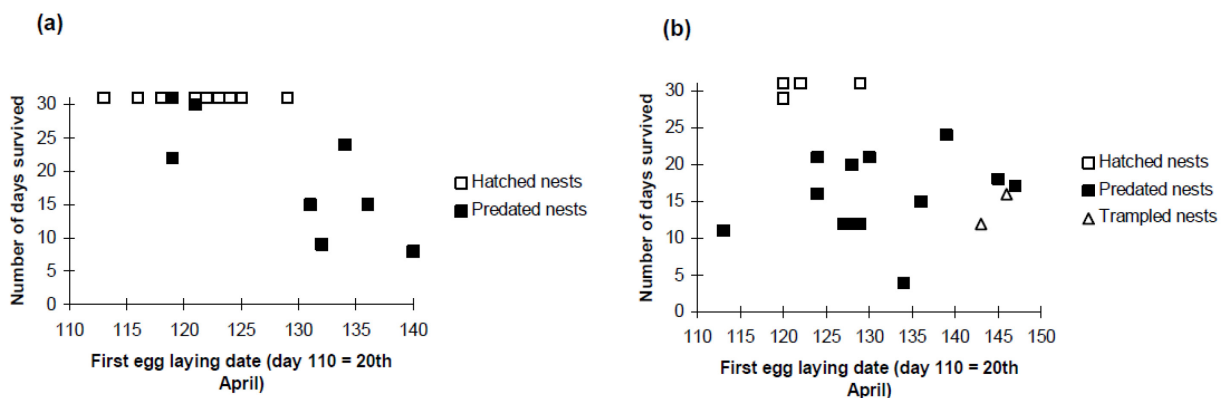
**Obrázek 6.** Míra predace na hnízdech husy velké v závislosti na vzdálenosti k mechanickými stroji vyježděným kolejím.

Převzato z Kristiansen (1998)

Ubývání mokřadní vegetace bylo způsobeno i přítomnými hospodářskými zvířaty (Richmond, Tecklin & Beissinger, 2012), docházelo také k diverzifikaci prostředí a otevření lokalit, což vedlo i k vyšším počtům kachen, hus, brodivých ptáků nebo racků (Lehikoinen et al., 2017). Pasoucí se zvířata mohou příznivým způsobem ovlivňovat heterogenitu prostředí, např. vytvářením ostrůvků vysoké nespasené trávy kolem svého trusu a tím podporovat a zvyšovat množství hmyzu (Dittrich & Helden, 2012). Taylor & Taylor (2015) na příkladu ibise hnědého upozornili, že ačkoli pro krmení vyhledával hustou vodní travu, její přerůstání by pro efektivitu ptačího lovu představovalo problém, jehož řešením by tak podle autorů mohla být přítomnost pasoucího se dobytka, který by nadměrnému růstu trávy zamezil.

Ani rizika pasoucích se zvířat, hlavně koní a skotu, však nejsou zanedbatelná, protože může být jejich přítomností snížena míra přežití mláďat (Hart et al., 2002). Na umělých i přirozených

hníздеch v trávě docházelo zvířaty k závažným pošlapáním a zničením, což vedlo i k destrukci celé snůšky (Gjersing, 1975; Hart et al., 2002; Pakanen, Luukkonen & Koivula, 2011; Mandema et al., 2013). Snížená míra přežití však mohla být způsobena i predací, mezi níž a přítomností dobytka možné spojení existuje. Hnízda čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*), která zničil predátor, byla na lokalitách s pasoucím se dobytkem častější než v případě nespasených pozemků (Obrázek 7) (Hart et al., 2002). Spíše než vliv hospodářských zvířat se možná jedná o charakter toho konkrétního mokřadního území, protože Pakanen, Luukkonen & Koivula (2011) vztah mezi vlivem dobytka a počtem predovaných hnízd nenašli. Nicméně riziko predace se i tak může s přítomností dobytka zvyšovat, protože nejen že čejky na spasených mokřadních loukách v porovnání s těmi nespasenými hnízdily později, kdy byl i vliv predátorů vyšší, ale riziko predace bylo pozitivně korelováno i s tím, jak byli dospělí ptáci na svých hníздеch kvůli pasoucím se zvířatům v porovnání s lokalitami bez dobytka častěji vyrušováni, což mohlo predátorům poskytovat výhodu při vizuálním vyhledávání hnízd (Hart et al., 2002).



**Obrázek 7.** Vztah mezi přežitím hnízd čejky chocholaté a datem nakladení prvního vejce na (a) nespasovaných a (b) spasovaných mokřadech.

Převzato z Hart et al. (2002)

Gjersing (1975) jako vhodné řešení uvádí režim tzv. rotační pastvy, kdy se dobytek na pastviny přivádí jen v určitém období roku, tj. jaro a léto, a po zbytek roku má vegetace čas na obnovu až do následujícího jara. Tím je docíleno vyhovujícího porostu pro hnízdící ptáky, konkrétně kachny, čímž dochází ke zvýšení jejich počtů. Pastva během pozdního léta nebo podzimu vedla k nevhodné výšce vegetace pro hnízdící ptáky. Výsledky o rok později potvrdil i Mundinger (1976).

V reakci na nevýhody, které pastva hospodářských zvířat přináší, je ale zásadní správné načasování pastvy (Pakanen, Luukkonen & Koivula, 2011). Lokality s vysokou hustotou na zemi hnízdících ptáků by bylo vhodné proti přístupu dobytka zabezpečit (Mandema et al., 2013), ideální

možností by byla naprostá absence pasoucích se stád na těchto územích, aby k pošlapání hnízd nedocházelo (Hart et al., 2002; Mandema et al., 2013). Vhodnou dobou přivedení pasoucích se zvířat je pak období definitivního ukončení hnízdní sezóny ptáků, aby nedošlo ke zničení hnízd a vajec nebo zabití mláďat (Gjersing, 1975; Taylor & Taylor, 2015).

## 7 Závěr

Mokřady jsou v krajině nezastupitelným a specifickým prostředím, které poskytuje život a plní důležitou úlohu v životech mnoha organismů, včetně nás, lidí. Mokřadní oblasti jsou však jedněmi z nejzranitelnějších ekosystémů vůbec. Jejich různá podoba vedla k diverzifikaci rostlin i živočichů, kteří se na takových habitatech stali závislími. Důležitou skupinou organismů jsou i ptáci, a zvláště ti vyloženě vodní nebo mokřadní mohou změnami ve funkcích a podobě vodních území strádat či trpět.

Proměny mokřadních lokalit, konkrétně vysychání a zarůstání, bezpochyby přítomné ptáky ovlivňují. Nastalé změny v mokřadech mění vzhled stanoviště a celkovou podobou tak ptákům nevyhovují, což vede k jejich vyloučení. Změny v hloubce vody nebo charakteru vegetace mají vliv i na výběr sukcesními procesy pozměněných stanovišť pro hnízdění, která kvůli zvýšené predaci na těchto lokalitách nemusí být bezpečná. Dále je ovlivněna i dostupnost potravy pro pěvce i vodní ptáky, a to ať už z důvodu snížené početnosti kořisti, nebo ztíženými podmínkami lovu. Nelze však tvrdit, že takto změněný charakter prostředí působí negativně nebo pozitivně. Množství předložených studií přineslo z hlediska nastalých vlivů rozdílné výsledky, a to zejména z důvodu rozrůzněných stanovištních podmínek, které jednotlivé druhy nebo skupiny ptáků vyžadují.

Řešení, která by pomohla mokřadním druhům ptáků změny na lokalitách, ať už způsobené lidmi, lokálním počasím nebo změnou klimatu, zvládat, nabízejí různá managementová řešení, zejména vytváření umělých mokřadních oblastí nebo obnovu přirozených, avšak znehodnocených nebo silně pozměněných území. I tyto oblasti, jakkoli mohou být výhodné, plně nezastoupí funkční a přirozený mokřad, na nichž je početnost i diverzita ptáků často nejvyšší (Brown & Smith, 1998; Sebastián-González & Green, 2015; Anderson & Rooney, 2019).

Pro obnovu mokřadů však není vhodné definovat jednotné podmínky, v takovém případě by to totiž znamenalo velké množství identických mokřadů, které by rozmanitost prostředí příliš nepodporovaly (Anderson & Rooney, 2019). Přístup založen na lokálních podmínkách a distribuci by pak mohl vytvářet rozmanitá prostředí pro široká společenstva druhů, a tak by nedocházelo k homogenizaci mokřadních území (Evans, Robinson & Rooney, 2017).

Zachování těchto lokalit je často potřebné, v konečném důsledku nemusí být ale dostatečné. Je mnohdy velmi žádoucí udržet nenarušené a funkční jednotlivé, avšak potřebami různých ptačích druhů propojené lokality, a tak i celou krajinu. Vhodným způsobem, jak podpořit diverzitu ptáků, je tak zachování i přilehlé krajiny, například s lesy nebo keři, propojit tak jednotlivé ekosystémy a

vytvořit fungující celek (Evans, Robinson & Rooney, 2017; Anderson & Rooney, 2019).

Z mého pohledu jsou mokřady ojedinělými ekosystémy na rozhraní souše a vody, které také poskytují vhodné podmínky pro život specifickým, a často i vzácným druhům. Jejich potřeba v krajině je nezpochybnitelná, jejich ohrožení však značné. Ochrana a obnova mokřadních ekosystémů je přijatelným, a mnohdy také jediným řešením. Jak ale říkají Anderson & Rooney (2019), procesy obnovy a vytváření mokřadů by neměly ospravedlnit jejich destrukci, ale spíše vyrovnat ztráty, ke kterým v minulosti docházelo.

## 8 Seznam použité literatury

- Albrecht, T., Hořák, D., Kreisinger, J., Weidinger, K., Klvaňa, P. & Michot, T. C. (2006). Factors determining Pochard nest predation along a wetland gradient. *Journal of Wildlife Management*, 70(3), pp. 784–791.
- Alvarez, F. (1993). Proximity of trees facilitates parasitism by Cuckoos *Cuculus canorus* on Rufous Warblers *Cercotrichas galactotes*. *Ibis*, 135, p. 331.
- Anderson, D. L. & Rooney, R. C. (2019). Differences exist in bird communities using restored and natural wetlands in the Parkland region, Alberta, Canada. *Restoration Ecology*, 27(6), pp. 1495–1507.
- Antoniazza, M., Clerc, C., Le Nédic, C., Sattler, T. & Lavanchy, G. (2018). Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. *Biodiversity and Conservation*, 27(3), pp. 749–763.
- Arengo, F. & Baldassarre, G. A. (1999). Resource variability and conservation of American Flamingos in coastal wetlands of Yucatán, Mexico. *The Journal of Wildlife Management*, 63(4), pp. 1201–1212.
- Baker, M. C. (1979). Morphological correlates of habitat selection in a community of shorebirds (Charadriiformes). *Oikos*, 33(1), pp. 121–126.
- Baschuk, M. S., Koper, N., Wrubleski, D. & Goldsborough, L. (2012). Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. *Waterbirds*, 35(1), pp. 44–55.
- Batáry, P. & Báldi, A. (2005). Factors affecting the survival of real and artificial Great Reed Warbler's nests. *Biologia - Section Zoology*, 60(2), pp. 215–219.
- Batáry, P., Winkler, H. & Báldi, A. (2004). Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. *Journal of Ornithology*, 145(1), pp. 59–63.
- Benoit, L. K. & Askins, R. A. (1999). Impact of the spread of Phragmites on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. *Wetlands*, 19(1), pp. 194–208.
- Berger, A. J. (1951). The Cowbird and certain host species in Michigan. *The Wilson Bulletin*, 63(1), pp. 26–34.
- Bibby, C. J. & Lunn, J. (1982). Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation*, 23(3), pp. 167–186.
- Bloom, P. M., Clark, R. G., Howerter, D. W. & Armstrong L. M. (2013). Multi-scale habitat selection affects offspring survival in a precocial species. *Oecologia*, 173(4), pp. 1249–1259.
- Bowker, M. B. & Downs, C. T. (2012). Breeding of large, water-associated, colonially nesting birds of the north-eastern region of KwaZulu-Natal, South Africa. *Waterbirds*, 35(2), pp. 270–291.
- Brown, M. & Dinsmore, J. J. (1986). Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management*, 50(3), pp. 392–397.
- Brown, S. C. & Smith, C. R. (1998). Breeding season bird use of recently restored versus natural wetlands in New York. *The Journal of Wildlife Management*, 62(4), pp. 1480–1491.
- Burger, J., Shisler, J. & Lesser, F. H. (1982). Avian utilisation on six salt marshes in New Jersey. *Biological*

- Conservation*, 23(3), pp. 187–212.
- Clotfelter, E. D. (1998). What cues do Brown-headed Cowbirds use to locate Red-winged Blackbird host nests? *Animal Behaviour*, 55(5), pp. 1181–1189.
- Colwell, M. A. & Taft, O. W. (2000). Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, 23, pp. 45–55.
- Cowie, N. R., Sutherland, W. J., Dithlago, M. K. M. & James, R. (1992). The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. *Journal of Applied Ecology*, 29(2), pp. 277–284.
- Davidson, N. (2014). How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, pp. 936–941.
- Davies, S. R., Sayer, C. D., Greaves, H., Siriwardena, G. M. & Axmacher, J. C. (2016). A new role for pond management in farmland bird conservation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, pp. 179–191.
- DesGranges, J. L., Ingram, J., Drolet, B., Morin, J., Savage, C. & Borcard, D. (2006). Modelling wetland bird response to water level changes in the Lake Ontario - St. Lawrence River hydrosystem. *Environmental Monitoring and Assessment*, 113(1–3), pp. 329–365.
- Dimalaxis, A. & Pyrovetsi, M. (1997). Effect of water level fluctuations on wading bird foraging habitat use at an irrigation reservoir, Lake Kerkini, Greece. *Colonial Waterbirds*, 20(2), pp. 244–252.
- Dimalaxis, A., Pyrovetsi, M. & Sgardelis, S. (1997). Foraging ecology of the Grey Heron (*Ardea cinerea*), Great Egret (*Ardea alba*) and Little Egret (*Egretta garzetta*) in response to habitat, at 2 Greek wetlands. *Colonial Waterbirds*, 20(2), pp. 261–272.
- Dittrich, A. D. K. & Helden, A. J. (2012). Experimental sward islets: the effect of dung and fertilisation on Hemiptera and Araneae. *Insect Conservation and Diversity*, 5(1), pp. 46–56.
- Domer, A., Sitkov, O., Ovadia, O. & Shochat, E. (2019). Effect of riparian vegetation clear-cutting on avian community in the Northern Negev. *Biological Conservation*, 236.
- Dvořák, J. & Best, E. P. H. (1982). Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia*, 95(1), pp. 115–126.
- Evans, I. S., Robinson, D. T. & Rooney, R. C. (2017). A methodology for relating wetland configuration to human disturbance in Alberta. *Landscape Ecology*, 32(10), pp. 2059–2076.
- Gawlik, D. (2002). The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Ecological Monographs*, 72, pp. 329–346.
- Giosa, E., Mammides, C. & Zotos, S. (2018). The importance of artificial wetlands for birds: A case study from Cyprus. *PLoS ONE*, 13(5), pp. 1–18.
- Giroux, J.-F. (1981). Use of artificial islands by nesting waterfowl in Southeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 45(3), pp. 669–679.
- Gjersing, F. M. (1975). Waterfowl production in relation to rest-rotation grazing. *Journal of Range Management*. Society for Range Management, pp. 37–42.
- Graveland, J. (1999). Effects of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler

- Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology*, 30(4), pp. 469–482.
- Green, A. J. (1998). Comparative feeding behaviour and niche organization in a Mediterranean duck community. *Canadian Journal of Zoology*, 76(3), pp. 500–507.
- Green, R. E., Hirons, G. J. M. & Kirby, J. S. (1990). The effectiveness of nest defense by Black-tailed Godwits *Limosa limosa*. *Ardea*, 78(3), pp. 405–413.
- Hall, D. J. & Werner, E. E. (1977). Seasonal distribution and abundance of fishes in the littoral zone of a Michigan Lake. *Transactions of the American Fisheries Society*, 106(6), pp. 545–555.
- Hapner, J. A., Reinartz, J. A., Fredlung, G. G., Leithoff, K. G., Cutright, N. J. & Mueller, W. P. (2011). Avian succession in small created and restored wetlands. *Wetlands*, 31(6), pp. 1089–1102.
- Harris, H. J., Milligan, M. S. & Fewless, G. A. (1983). Diversity: Quantification and ecological evaluation in freshwater marshes. *Biological Conservation*, 27(2), pp. 99–110.
- Hart, J., Milsom, T., Baxter, A., Kelly, P. & Parkin, W. (2002). The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marsh: Even at very low stocking densities, livestock reduce breeding densities of adult Lapwings and increase the risk of nest loss due to predation. *Bird Study*, 49, pp. 67–78.
- Hattori, A. & Mae, S. (2001). Habitat use and diversity of waterbirds in a coastal lagoon around Lake Biwa, Japan. *Ecological Research*, 16(3), pp. 543–553.
- \*Hawke, C.J., José, P.V., 1996. Reedbed Management for Commercial & Wildlife Interests. RSPB, Sandy.
- Honza, M., Øien, I. J., Moksnes, A. & Røskoft, E. (1998). Survival of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* clutches in relation to nest position. *Bird Study*, 45(1), pp. 104–108.
- Hoover, J. P. (2006). Water depth influences nest predation for a wetland-dependent bird in fragmented bottomland forests. *Biological Conservation*, 127(1), pp. 37–45.
- \*Hudec, K. & Štátný, K. (1978). Birds in the reedswamp ecosystem, p. 366–372. In D. Dykyjova and J. Květ (eds.) Pond Littoral Ecosystems. Springer Verlag, Berlin, Germany.
- Jakubas, D. (2005). Factors affecting the breeding success of the Grey Heron (*Ardea cinerea*) in northern Poland. *Journal of Ornithology*, 146(1), pp. 27–33.
- Jedlikowski, J., Brzeziński, M. & Chibowski, P. (2015). Habitat variables affecting nest predation rates at small ponds: A case study of the Little Crake *Porzana parva* and Water Rail *Rallus aquaticus*. *Bird Study*, 62(2), pp. 190–201.
- Jobin, B. & Picman, J. (1997). Factors affecting predation on artificial nests in marshes. *The Journal of Wildlife Management*, 61(3), pp. 792–800.
- Kaminski, M., Baldassarre, G. & Pearse, A. (2006). Waterbird responses to hydrological management of wetlands reserve program habitats in New York. *Wildlife Society Bulletin*, 34, pp. 921–926.
- van Der Kamp, G., Stolte, W. J. & Clark, R. G. (1999). Drying out of small prairie wetlands after conversion of their catchments from cultivation to permanent brome grass. *Hydrological Sciences Journal*, 44(3), pp. 387–397.
- Kazantzidis, S., Yfantis, G. & Poirazidis, K. (2013). Factors influencing species composition and nest

- abundance of heron colonies. *Journal of Biological Research (Greece)*, 20(1), pp. 276–289.
- Kessler, A., Merchant, J., Allen, C. & Shultz, S. (2011). Impacts of invasive plants on Sandhill Crane (*Grus canadensis*) roosting habitat. *Invasive Plant Science and Management*, 4, pp. 369–377.
- Kristiansen, J. N. (1998). Egg predation in reedbed nesting Greylag geese *Anser anser* in Vejlerne, Denmark. *Ardea*, 86(2), pp. 137–145.
- Kushlan, J. A. (1976). Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. *The Auk*, 93(3), pp. 464–476.
- Kushlan, J. A. (1977). Population energetics of the American White Ibis. *The Auk*, 94(1), pp. 114–122.
- \*Lack, D. (1954). The natural regulation of animal numbers. *AIBS Bulletin*, 5(1), p. 12.
- Lantz, S. M., Gawlik, D. E. & Cook, M. I. (2010). The effects of water depth and submerged aquatic vegetation on the selection of foraging habitat and foraging success of wading birds. *Condor*, 112(3), pp. 460–469.
- Lantz, S. M., Gawlik, D. E. & Cook, M. I. (2011). The effects of water depth and emergent vegetation on foraging success and habitat selection of wading birds in the Everglades. *Waterbirds*, 34(4), pp. 439–447.
- Lehikoinen, P., Lehikoinen, A., Mikkola-Roos, M. & Jaatinen, K. (2017). Counteracting wetland overgrowth increases breeding and staging bird abundances. *Scientific Reports*, 7, pp. 1–11.
- Lehner, B. & Döll, P. (2004). Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology*, 296(1), pp. 1–22.
- Lewis-Phillips, J., Brooks, S., Sayer, C. D., McCrea, R., Siriwardena, G. & Axmacher, J. C. (2019). Pond management enhances the local abundance and species richness of farmland bird communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 273, pp. 130–140.
- Lewis-Phillips, J., Brooks, S. J., Sayer, C. D., Patmore, I. R., Hilton, G. M., Harrison, A., Robson, H. & Axmacher, J. C. (2020). Ponds as insect chimneys: Restoring overgrown farmland ponds benefits birds through elevated productivity of emerging aquatic insects. *Biological Conservation*, 241, p. 108253.
- Lor, S. & Malecki, R. A. (2006). Breeding ecology and nesting habitat associations of five marsh bird species in western New York. *Waterbirds*, 29(4), pp. 427–436.
- Losito, M. P. & Baldassarre, G. A. (1995). Wetland use by breeding and postbreeding female Mallards in the St. Lawrence River Valley. *The Wilson Bulletin*, 107(1), pp. 55–63.
- Lupien, N. G., Gauthier, G. & Lavoie, C. (2015). Effect of the invasive Common Reed on the abundance, richness and diversity of birds in freshwater marshes. *Animal Conservation*, 18(1), pp. 32–43.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B. & Chen, J. (2010). Managing wetland habitats for waterbirds: An international perspective. *Wetlands*, 30(1), pp. 15–27.
- Mack, G. D. & Flake, L. D. (1980). Habitat relationships of waterfowl broods on South Dakota stock ponds. *The Journal of Wildlife Management*, 44(3), pp. 695–700.
- Mandema, F. S., Tinbergen, J. M., Ens, B. J. & Bakker, J. P. (2013). Livestock grazing and trampling of birds' nests: an experiment using artificial nests. *Journal of Coastal Conservation*, 17(3), pp. 409–416.

- Martin, T. E. (1993). Nest predation and nest sites: New perspectives on old patterns. *BioScience*, 43(8), pp. 523–532.
- Massey, B., Bowen, R., Griffin, C. & McGarigal, K. (2008). A classification-tree analysis of nesting habitat in an island population of Northern Harriers. *The Condor*, 110(1), pp. 177–183.
- Maxson, S. J. & Haws, K. V (2000). Population studies of Piping Plovers at Lake of the Woods, Minnesota: 19 year history of a declining population. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 23(3), pp. 475–481.
- Mazzocchi, I. M., Hickey, J. M. & Miller, R. L. (1997). Productivity and nesting habitat characteristics of the Black Tern in Northern New York. *Colonial Waterbirds*, 20(3), pp. 596–603.
- McGinness, H., Arthur, A. & Davies, M. (2014). Does landscape water availability influence floodplain woodland bird density? *Ecohydrology*, 8.
- McKinstry, M. C. & Anderson, S. H. (2002). Creating wetlands for waterfowl in Wyoming. *Ecological Engineering*, 18(3), pp. 293–304.
- Mérő, T. O., Lontay, L. & Lengyel, S. (2015). Habitat management varying in space and time: the effects of grazing and fire management on marshland birds. *Journal of Ornithology*, 156(3), pp. 579–590.
- Meyer, S. W., Badzinski, S. S., Petrie, S. A. & Ankney, C. D. (2010). Seasonal abundance and species richness of birds in Common Reed habitats in Lake Erie. *The Journal of Wildlife Management*, 74(7), pp. 1559–1566
- Møller, H. S. (1975). Danish salt-marsh communities of breeding birds in relation to different types of management. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 6(2), pp. 125–133.
- Mundinger, J. G. (1976). Waterfowl response to rest-rotation grazing. *The Journal of Wildlife Management*, 40(1), pp. 60–68.
- Němečková, I., Mrlík, V. & Drozd, P. (2008). Timing of breeding, habitat preference and reproductive success of Marsh Harriers (*Circus aeruginosus*). *Biologia*, 63(2), pp. 261–265.
- Nowak, B. & Lawniczak, A. (2019). The influence of hydrometeorological conditions on changes in littoral and riparian vegetation of a meromictic lake in the last half-century. *Water*, 11, p. 2651.
- Ogden, J. C. (1991). Nesting by Wood Storks in natural, altered, and artificial wetlands in Central and Northern Florida', *Colonial Waterbirds*, 14(1), pp. 39–45.
- Ogden, J. C. & Nesbitt, S. A. (1979). Recent Wood Stork population trends in the United States. *Wilson Bulletin*, 91(4), pp. 512–523.
- Øien, I. J., Honza, M., Moksnes, A. & Røskaft, E. (1996). The risk of parasitism in relation to the distance from Reed Warbler nests to Cuckoo perches. *The Journal of Animal Ecology*, 65(2), p. 147.
- Pakanen, V.-M., Luukkonen, A. & Koivula, K. (2011). Nest predation and trampling as management risks in grazed coastal meadows. *Biodiversity and Conservation*, 20(9), pp. 2057–2073.
- Paracuellos, M. (2006). How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity and Conservation*, 15(14), pp. 4569–4582.
- Picman, J. (1988). Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: Effects of habitat and nest distribution. *The Condor*, 90(1), pp. 124–131.

- Polak, M. (2007). Nest-site selection and nest predation in the Great Bittern *Botaurus stellaris* population in eastern Poland', *Ardea*, 95(1), pp. 31–38.
- Polak, M. (2016). Nest survival patterns in Eurasian Bittern: Effect of nest age, time and habitat variables. *PeerJ*, 2016(6).
- Post, W. (1998). Reproduction of Least Bitterns in a Managed Wetland. *Colonial Waterbirds*, 21(2), pp. 268–273.
- Post, W. & Seals, C. A. (1993). Nesting associations of Least Bitterns and Boat-Tailed Grackles. *The Condor*, 95(1), pp. 139–144.
- Poulin, B. & Lefebvre, G. (2002). Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity & Conservation*, 11(9), pp. 1567–1581.
- Poulin, B., Lefebvre, G. & Mauchamp, A. (2002). Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*, 107, pp. 315–325.
- Pöysä, H. (1983). Resource utilization pattern and guild structure in a waterfowl community. *Oikos*, 40(2), pp. 295–307.
- Preston, F. W. (1957). The look-out perch as a factor in predation by Crows. *The Wilson Bulletin*, 69(4), pp. 368–370.
- \*Ramsar Convention Bureau 1997: The Ramsar Convention manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 2<sup>nd</sup> ed. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Richmond, O., Tecklin, J. & Beissinger, S. (2012). Impact of cattle grazing on the occupancy of a cryptic, threatened rail. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, 22, pp. 1655–1664.
- Ricklefs, R. E. (1969). An Analysis of Nesting Mortality in Birds. *Smithsonian contributions to zoology*.
- Robel, R. J. (1961). Water depth and turbidity in relation to growth of Sago Pondweed. *The Journal of Wildlife Management*, 25(4), pp. 436–438.
- Robertson, R. J. (1972). Optimal niche space of the Redwinged Blackbird (*Agelaius phoeniceus*). I. Nesting success in marsh and upland habitat. *Canadian Journal of Zoology*, 50(2), pp. 247–263.
- Rodgers, J. A. (1987). On the antipredator advantages of coloniality - a word of caution. *Wilson Bulletin*, 99(2), pp. 269–271.
- Rozas, L. & Odum, W. (1987). Fish and macrocrustacean use of submerged plant beds in tidal freshwater marsh creeks. *Marine Ecology Progress Series*, 38, pp. 101–108.
- Safran, R. J., Colwell, J. A., Isola, C. R. & Taft, O. E. (2000). Foraging site selection by nonbreeding White-faced Ibis. *The Condor*, 102(1), pp. 211–215.
- Sayer, C., Shilland, E., Greaves, H., Dawson, B., Emson, D., Alderton, E., Robinson, P., Andrews, K., Axmacher, J., Wiik, E. & Patmore, I. (2013). Managing Britain's ponds – conservation lessons from a Norfolk farm. *British Wildlife*, 25, pp. 21–28.
- Schmidt, M. H., Lefebvre, G., Poulin, B. & Tschardtke, T. (2005). Reed cutting affects arthropod communities, potentially reducing food for passerine birds. *Biological Conservation*, 121(2), pp. 157–166.

- Schranck, B. W. (1972). Waterfowl nest cover and some predation relationships. *The Journal of Wildlife Management*, 36(1), pp. 182–186.
- Sebastián-González, E. & Green, A. (2015). Reduction of avian diversity in created versus natural and restored wetlands. *Ecography*, 39, p. n/a-n/a.
- Sebastián-González, E. & Green, A. J. (2014). Habitat use by waterbirds in relation to pond size, water depth, and isolation: Lessons from a restoration in Southern Spain. *Restoration Ecology*, 22(3), pp. 311–318.
- Seigel, A., Hatfield, C. & Hartman, J. M. (2005). Avian response to restoration of urban tidal marshes in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *Urban Habitats*, 3(1), pp. 87–116.
- Shulse, C. D., Semlitsch, R. D., Trauth, K. M. & Williams, A. D. (2010). Influences of design and landscape placement parameters on amphibian abundance in constructed wetlands. *Wetlands*, 30(5), pp. 915–928.
- Sillén, B. & Solbreck, C. (1977). Effects of area and habitat diversity on bird species richness in lakes. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)*, 8(2), pp. 185–192.
- Šťastný, V. & Riegert, J. (2021). Habitat use of breeding birds in Central European reed beds. *Wetlands Ecology and Management*, 3, pp. 81–91.
- Sullivan, B. D. & Dinsmore, J. J. (1990). Factors affecting egg predation by American Crows. *The Journal of Wildlife Management*, 54(3), pp. 433–437.
- Taylor, I. R. & Taylor, S. G. (2015). Foraging habitat selection of Glossy Ibis (*Plegadis falcinellus*) on an Australian temporary wetland. *Waterbirds: The International Journal of Waterbird Biology*, 38(4), pp. 364–372.
- Thompson, S. J., Arnold, T. W. & Vacek, S. (2012). Impact of encroaching woody vegetation on nest success of upland nesting waterfowl. *Journal of Wildlife Management*, 76(8), pp. 1635–1642.
- Timmermans, S. T. A., Badzinski, S. S. & Ingram, J. W. (2008). Associations between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *Journal of Great Lakes Research*, 34(2), pp. 351–364.
- \*Tucker, G. M. & Evans, M. I. (1997). Habitats for birds in Europe: A conservation strategy for the wider Environment. *BirdLife International (BirdLife conservation series)*.
- Ulenaers, P. & Dhondt, A. A. (1991). Phenology, habitat choice and reproduction of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* L., on a fish-farm. *Ardea*, 79(3), pp. 395–407.
- Valkama, E., Lyytinen, S. & Koricheva, J. (2008). The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation*, 141(2), pp. 364–374.
- VanRees-Siewert, K. L. & Dinsmore, J. J. (1996). Influence of wetland age on bird use of restored wetlands in Iowa. *Wetlands*, 16(4), pp. 577–582.
- Venne, L. S. & Frederick, P. C. (2013). Foraging wading bird (Ciconiiformes) attraction to prescribed burns in an oligotrophic wetland. *Fire Ecology*, 9(1), pp. 78–95.
- Wang, Q., Zhou, X., Li, F., Zhang, Y. & Li, F. (2015). Nest site characteristics and nest loss of Marsh Grassbird at Zhalong National Nature Reserve, China. *Journal of Forestry Research*, 26(3), pp. 785–790.

- Weller, M. W. & Spatcher, C. S. (1965). Role of habitat in the distribution and abundance of marsh birds. *Special Report No. 43*, (43), p. 31pp.
- Whyte, R. S., Bocetti, C. I. & Klarer, D. M. (2015). Bird assemblages in *Phragmites* dominated and non-*Phragmites* habitats in two Lake Erie coastal marshes. *Natural Areas Journal*, 35(2), pp. 235–245.
- Zaremba, U., Kasprzykowski, Z. & Golawski, A. (2020). Effect of nest age and habitat variables on nest survival in Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) in a fishpond habitat. *PeerJ*, 8.
- Zhang, C., Yuan, Y., Zeng, G., Liang, J., Guo, S., Huang, L., Hua, S., Wu, H., Zhu, Y., Hongxue, A. & Zhang, L. (2016). Influence of hydrological regime and climatic factor on waterbird abundance in Dongting Lake Wetland, China: Implications for biological conservation. *Ecological Engineering*, 90, pp. 473–481.