

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Ekologie



Bc. Jan Havelka

Změna společenstev ptáků v krajinném měřítku na příkladu Třeboňska

Temporal changes in bird communities at the landscape level in Třeboň basin

Diplomová práce

Školitel: RNDr. Ondřej Sedláček Ph.D.

Konzultant: Prof. David Storch Ph.D.

Praha, 2021

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem tuto závěrečnou 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 Praze dne 11.8.2022

Podpis:

Poděkování:

Děkuji svému školiteli za trpělivost a pomocnou ruku, konzultantovi za věcné připomínky a svým blízkým za všestrannou podporu.

ABSTRAKT

Populační trendy ptáků bývají obvykle studovány především na velkých celonárodních a kontinentálních škálách nebo naopak zcela lokálně. Ve snaze propojit tato prostorová měřítka jsme po dvaceti letech (mezi lety 2001 a 2021) zopakovali kvantitativní výzkum ptačích společenstev v CHKO Třeboňsko. Sčítání ptáků probíhalo v hnízdním období na padesát kilometrů dlouhém transektu (128 sčítacích bodů) procházejícím pestrou paletou biotopů. Zjistili jsme úbytek dálkových migrantů a hmyzožravých ptáků oproti stabilnějším či mírně narůstajícím populacím stálých druhů. V souladu se známými trendy jsme zaznamenali také pokles populací druhů vázaných na zemědělskou krajinu. Protichůdné poznatky se týkají spíše jednotlivých druhů, které se v rámci našeho datasetu chovají odlišně, než jak je popisováno JPSP a PECBMS. Příkladem může být námi zjištěný nárůst populací jinak ubývajících vrabce domácího (*Passer domesticus*) i v. polního (*Passer montanus*), nebo celostátně stabilního čížka lesního (*Spinus spinus*). Za pomoci detailního mapování změn habitatu a porostu na jednotlivých bodech a dalších ekologických charakteristik jednotlivých druhů jsme se pokusili tyto obecné i lokálně specifické změny ve výskytu a populačních trendech ptáků vysvětlit. Zajímaly nás také projevy všeobecně popisované homogenizace ptačích společenstev v rámci této chráněné a krajinářsky specifické oblasti. Naše výsledky naznačují, že k homogenizaci v rámci Třeboňska průkazně dochází až na nejširší prostorové škále.

Klíčová slova: ptačí společenstva, časová změna, zemědělská krajina, rybníky, biotopové a potravní specializace, bodová metoda

ABSTRACT

Population trends of birds are usually studied mainly on large national and continental scales or, on the contrary, quite locally. In an attempt to link these spatial scales, we repeated a quantitative survey of bird communities in the Třeboň Protected Area twenty years later (between 2001 and 2021). Bird counts were conducted during the breeding season on a fifty-kilometre transect (128 count points) intersecting a diverse range of habitats. We found declines in long-distance migrants and insectivorous birds compared to more stable or slightly increasing populations of resident species. Consistent with known trends, we also observed declines in populations of species tied to agricultural landscapes. Deviations from the well described trends by JPSP and PECBMS relate more to individual species characteristics. For example, we observed increases in populations of otherwise declining House Sparrow (*Passer domesticus*) and Field Sparrow (*Passer montanus*), or nationally stable Eurasian Siskin (*Spinus spinus*). Using detailed mapping of habitat and vegetation changes and other ecological characteristics of individual species, we have attempted to explain these general and site-specific changes in bird abundance and population trends. We were also interested in the manifestations of the generally described homogenization of bird communities within this protected and landscape-specific area. Our results suggest that homogenization within the Třeboň region is occurring only at the broadest spatial scale.

Key words: bird communities, temporal changes, agricultural landscape, fishponds, habitat and feeding specialisation, point counts

1 OBSAH

1	Obsah	5
2	Úvod.....	7
2.1	Dynamika ptačích populací v prostoru	7
2.2	Trendy ptáků otevřené krajiny.....	8
2.3	Lesní druhy	9
2.4	Habitatový specialismus	10
2.5	Migrační strategie	11
2.6	Životní strategie	13
2.7	Potravní preference.....	13
2.8	Cíle práce.....	15
3	Metodika	16
3.1	Design studie	16
3.1.1	Sčítání ptáků.....	16
3.1.2	Environmentální charakteristiky	17
3.2	Statistická analýza	17
3.2.1	Trendy druhů	17
3.2.2	Obecné charakteristiky společenstev	18
3.2.3	Analýza vlivu životních strategií.....	19
3.2.4	Analýza vlivu habitatových preferencí	21
4	Výsledky	23
4.1	Zjištěné změny ptačích společenstev	23
4.1.1	Vztah počtu druhů a velikosti sčítané plochy (Species-area relationship).....	24
4.1.2	Vztah počtu druhů a jejich početnosti (Species-abundance relationship).....	25
4.1.3	Porovnání početností druhů.....	26
4.1.4	Odlišnosti oproti celostátním trendům	27

4.1.5	Odlišnosti oproti celoevropským trendům	29
4.2	Vliv reprodukční strategie na populační trendy	33
4.3	Vliv potravní strategie na populační trendy	34
4.4	Vliv migrační strategie na populační trendy	36
4.5	Vliv klimatické niky a velikosti hnízdního areálu na populační trendy	37
4.6	Vliv habitatové preference na populační trendy	37
4.6.1	Změny habitatu na studovaném území	37
4.6.2	habitatové preference druhů	38
4.6.3	Souhrnná habitatová preference	39
4.6.4	Habitatový specialismus	40
5	Diskuze	42
5.1	Jednotlivé druhy	42
5.2	Životní strategie	43
5.3	Migrační strategie a klimatická nika	43
5.4	Potravní preference	44
5.5	Habitatové preference	46
5.6	Habitatová specializace a biotická homogenizace	48
6	Závěr	50
6.1	Literatura	51

2 ÚVOD

2.1 DYNAMIKA PTAČÍCH POPULACÍ V PROSTORU

Populační trendy ptáků často sledují prostou změnu zastoupení množství dostupných habitatů (D. Bowler et al., 2021). Například nárůst zastoupení listnatých lesů o 20 % na úkor jehličnanů na území dnešní České republiky (mezi lety 1970 až 2004) byl následován populačními nárůsty a propady druhů na tyto dva druhy lesa vázanými (Reif, et al., 2008).

Tak jak se prediktory výskytu druhů lokálně liší, jsou i populační trendy ptáků různorodě ovlivňovány napříč prostorovými měřítky místní variabilitou prostředí (Rivas-Salvador et al., 2019). Takové odlišnosti byly studovány napříč Evropou (Rivas-Salvador et al., 2019).

Rozdíly mezi oblastmi mohou být dány jinými faktory prostředí, než hlavními prediktory celého trendu, jak bylo ukázáno například na hnízdním prostředí daných rozdílech v početnosti všude ubývajících dálkových migrantů mezi Anglií a Skotskem (Morrison et al., 2013a). Lokálně jsou takovéto prostorové vzory silně závislé na změnách ve složení habitatů, například místní dostupností vhodného hnízdního prostředí, jejichž vysvětlující síla klesá na velkých prostorových škálách, kde jsou nejdůležitějšími prediktory výskytu a populačních trajektorií ptáků spíše obecné historické vlivy či limitace v šíření druhů (Reif, Storch, & Šimová, 2008). Odlišnosti může vytvářet i jakási „paměť“ krajiny, protože druhy mohou na změny prostředí v krajině reagovat se zpožděním (Doxa et al., 2012). Společensko-ekonomický vývoj oblastí, jako například výrazný východo-západní gradient intenzity úbytku ptáků zemědělské krajiny modelovaný hlavně vlivem intenzifikace hospodaření vytváří výrazné rozdíly na úrovni států (D. Bowler et al., 2021).

Jako nejvýraznější z těchto gradientů je možné označit gradient silně negativního populačního trendu hmyzožravých ptáků otevřené krajiny v severozápadní Evropě, až po jejich nevýrazný úbytek na jihovýchodě, daný právě gradientem intenzity zemědělského hospodaření (Reif & Hanzelka, 2020). V České republice byla hlavním gradientem prostředí určujícím rozšíření ptačích druhů identifikována škála od horských, převážně jehličnatých lesů ve vyšších nadmořských polohách, po otevřenou zemědělskou krajinu v nížinách (Reif, Storch, & Šimová, 2008), jejichž druhy byly z podobných důvodů (vyšší intenzity využití a přeměny nížinné krajiny člověkem) identifikovány v rámci ČR také jako druhy s nejvyšší mírou rizika potenciální extinkce (Koleček et al., 2014).

2.2 TRENDY PTÁKŮ OTEVŘENÉ KRAJINY

Jedním z nejdiskutovanějších a nejvýraznějších populačních trendů v České republice i v celé Evropě (Reif et al., 2011a), je úbytek ptáků vázaných na zemědělskou krajinu. Dlouhodobý indikátor 39 běžných druhů zemědělského ptactva (PECBMS) ukazuje úbytek početnosti evropských zemědělských druhů mezi lety 1980 až 2019 o 59 %. Pro 21 druhů střední a východní Evropy byl mezi lety 1982 až 2019 zjištěn propad o 41 % (PECBMS). Také na území dnešní České republiky klesají populace těchto druhů již od osmdesátých let dvacátého století (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008).

Za důvod těchto drastických poklesů je považována všeobecná intenzifikace zemědělského hospodaření v průběhu minulého století, završená přijetím společné zemědělské politiky (Common agriculture policy – či zkráceně CAP) Evropské unie. Nové členské státy EU včetně České republiky (Reif & Vermouzek, 2019) zažívají po přijetí této politiky ještě drastičtější poklesy populací zemědělských ptáků, takže Reif & Vermouzek (2019) hovoří doslova o kolapsu východoevropských ptačích společenstev vázaných na zemědělskou krajinu.

Důležitost problému podtrhuje to, že nové členské státy Evropské unie jsou důležitým těžištěm, nejen ptačí, ale celkové zemědělské biodiverzity, která je vázaná na extenzivnější hospodaření (Sutcliffe et al., 2015). Reif & Vermouzek (2019) například uvádějí, že dokonce i Česká republika s rozlohou menší než 0,78 % plochy kontinentu hostí celých 10 % celkové evropské populace strnada obecného (*Emberiza citrinella*).

Intenzita zemědělského hospodaření průkazně snižuje abundanci druhů na úrovni společenstev (Bowler et al., 2018). Úbytek ptáků zemědělské krajiny bývá vysvětlován především zmenšením jejich potravní nabídky. Benton et al. (2002) prokázal vliv snížené dostupnosti potravy – hmyzu, který ubývá vlivem využívání většího množství stále silnějších insekticidů, zejména neonikotinoidů (Hallmann et al., 2014, Jeliaskov et al., 2016). Hmyz je zásadním zdrojem potravy nejen pro hmyzožravé druhy, pro které je pokles nejstrmější (Reif & Hanzelka, 2020), ale také pro další skupiny druhů, které jím v hnízdní době krmí mláďata. Hmyzožraví ptáci ubývají v Evropě všeobecně a právě intenzifikace zemědělského hospodaření je jedním z klíčových důvodů tohoto trendu.

Negativně na intenzifikaci hospodaření však reagují i ptáci zrnožraví. Dalším z negativních vlivů které toto mohou způsobovat jsou změny v druzích pěstovaných plodin, například větší zastoupení řepky či kukuřice oproti dříve běžnějším obilovinám a luštěninám (Reif, Storch,

Voříšek, et al., 2008), nebo ztrátou dříve běžného zimního strniště kvůli pěstování ozimů (D. E. Bowler et al., 2019; Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008). Mezi nejvíce zasažené druhy patří také ty, které hnízdí na zemi (Heldbjerg, n.d.; van Turnhout et al., 2010).

Důležitá je také struktura zemědělské krajiny. Když se například vlivem socioekonomických změn v devadesátých letech dvacátého století výrazně změnila vlastnická struktura i způsob hospodaření v ČR, orná půda ve vyšších nadmořských výškách byla nahrazována pastvinami (Hanzelka et al., 2015) a krajina začala samovolně zarůstat hustým bylinným a křovinatým porostem (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008). Na tyto změny reagovaly populačním nárůstem druhy vázané na ruderaly a křoviny jako ťuhák obecný (*Lanius collurio*), slavík obecný (*Luscinia megarhynchos*) či bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*). Naopak druhy jako čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*) nebo koroptev polní (*Perdix perdix*), které vyžadují obhospodařované luční či polní porosty (Reif & Hanzelka, 2016) a na které má intenzifikace všeobecně negativní (Heldbjerg, n.d.) v této době silně ubývaly (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008).

Do jisté míry uniknout těmto negativním vlivům se daří druhům schopným obývat širší škálu habitatů, pro které je dostupný alternativní habitat jako útočiště – například někteří zemědělní ptáci, jako právě ťuhák obecný (*Lanius collurio*) či strnad obecný (*Emberiza citrinella*) využívají lesní mýtiny a paseky (Bakx et al., 2020).

2.3 LESNÍ DRUHY

Populační trendy evropských druhů lesních ptáků jsou mezi lety 1980 až 2015 víceméně stabilní, se zjištěným úbytkem lesních specialistů (Gregory et al., 2019), i když indikátor běžných druhů lesních ptáků vykazuje 7% populační pokles (pro 34 druhů v rámci celé Evropy v období 1980-2019) a 8% úbytek pro 27 druhů střední a východní Evropy mezi lety 1982 až 2019 (PECBMS).

V Evropě (D. Bowler et al., 2021) a na území dnešní České republiky (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008) populace lesních ptáků (1982 až 2005) vzrostly zřejmě v závislosti na zalesňování krajiny a změnách lesního hospodaření (Schulze et al., 2019). V průběhu dvacátého století lesy v ČR a Evropě průměrně zestárlý a zhoustly (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008), což vedlo k úbytku druhů asociovaných na rozvolněný les, které během této doby ubyly se stejnou mírou

jako druhy zemědělské. Naopak třeba datel černý (*Dryocopus martius*), specialista na právě přibývající dospělé lesní porosty z tohoto trendu na úrovni celé Evropy profitoval (D. Bowler et al., 2021). Lesní společenstva se svým složením posouvala směrem od jehličnatých k většímu zastoupení listnatých stromů, takže pozitivnější trendy se týkaly hlavně druhů vázané na nížinné listnaté lesy (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008).

O tom, jak populační trendy lesních ptáků závisí na dostupnosti zdejší hmyzí potravy se stále diskutuje (Reif et al., 2011b). Obecně lze říci, že pozitivní trendy sledují spíše lesní generalisti, jakými jsou třeba strakapoud velký (*Dendrocopus major*), kteří mohou mimo jiné těžit ze své postupné synantropizace a využívání habitatů poblíž lidských sídel (Bowler et al., 2021).

Oteplování klimy má pozitivní vliv na populace stálých lesních druhů (Schulze et al., 2019), zatímco z ubývajících dálkových migrantů přibyl pouze rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*), navracející se po velkém populačním poklesu na konci 20. století do svých původních stavů (Schulze et al., 2019).

Různé druhy sledují navíc své specifické ekologické nároky, jako například dnes ubývajícím strakapoud malý (*Dendrocopus minor*), který v osmdesátých letech narůstal díky množství mrtvého dřeva v lesích zničených kyselým deštěm, či naopak dříve vzácnější holub doupeňák (*Columba oenas*) který může profitovat ze zvyšující se abundance datla černého (*Dryocopus martius*), v jehož starých hnízdních dutinách hnízdí přibyl (Schulze et al., 2019).

2.4 HABITATOVÝ SPECIALISMUS

Míra habitatové specializace, potažmo specializace hnízdního habitatu druhů je klíčovým prediktorem negativních populačních trendů evropských druhů ptáků (Morelli et al., 2020). Habitatoví specialisti jsou nahrazováni generalisty (D. E. Bowler et al., 2018). Jde o trend který je konzistentní napříč celou Evropou (Rivas-Salvador et al., 2019) a vede k funkční homogenizaci společenstev (Clavel et al., 2011). V rámci České republiky byli habitatoví specialisté identifikováni jako druhy s vyšší hrozbou extinkce (Koleček et al., 2014).

Homogenizaci společenstev je nazýván právě tento pozorovaný proces, kdy jsou některé druhy (označované jako *losers* – v současnosti právě specialisté) ve společenstvech nahrazovány generalisty (*winners*) (Viol et al., 2012). Míru habitatového specialismu pro jednotlivé druhy lze hodnotit pomocí indexu SSI (*Species specialisation index*) a na úrovni celých společenstev

například indexem CSI (*Community specialisation index*), který je efektivním měřítkem funkční homogenizace společenstev na lokální až globální prostorové škále (Devictor et al., 2008).

Funkční homogenizace ptačích společenstev je zřejmě pozitivně korelovaná s poklesem kvality prostředí (Couvét et al., 2003), homogenizací (Jeliazkov et al., 2016), disturbancemi či fragmentací krajiny (Devictor et al., 2008), jako například již zmíněná intenzifikace využívání zemědělské krajiny (D. E. Bowler et al., 2018), nebo vysokou mírou urbanizace (Leveau 2017), spíše než vlivem klimatické změny (Eglington & Pearce-Higgins, 2012). Vlivy zodpovědné za tento trend se zřejmě různí, protože ubývající druhy specialistů byly zjištěny napříč druhy nejen otevřené krajiny, ale i u ptáků lesních (Couvét et al., 2003).

Specialisti vázaní na úzkou škálu podmínek se s takovými změnami hůře vyrovnávají (Couvét et al., 2003; Devictor et al., 2008), zatímco generalisti, schopní využívat více habitatových i potravních zdrojů (Salido et al., 2012) jsou vůči těmto změnám odolnější (Couvét et al., 2003). Úbytek specialistů působí na generalisty navíc pozitivně uvolněním kompetice (Devictor et al., 2008).

Biotická homogenizace je škálově závislá, a tak může diverzita ptačích druhů narůstat vlivem lokálně příznivých podmínek, například vlivem šetrného hospodaření (Doxa et al., 2012), zatímco regionální či globální se ztrácí (Leveau 2017,).

2.5 MIGRAČNÍ STRATEGIE

Zatímco populace stálých druhů ptáků a migrantů na krátké vzdálenosti zůstávají víceméně stabilní, ubývají napříč celou Evropou dálkoví migranti (D. Bowler et al., 2021; Lemoine et al., 2007; Sanderson et al., 2006).

Na dálkové migranty zřejmě nejvíce ze všech druhů dopadá klimatická změna (Both et al., 2010). Vyšší průměrné teploty mohou působit pozitivně díky prodloužení hnízdní sezóny a vyšší produktivitě prostředí (Telenský et al., 2020). Na posun optimálních hnízdních podmínek v rámci roku - relativní „teplotní opoždění“ (*thermal delay*), které je jedním z prediktorů negativních trendů pro dálkové migranty (Saino et al., 2011), je možné se adaptovat dřívějším přiletem na hnízdiště (Salido et al., 2012). Například díky přiblížení zimovišť ke hnízdištím (Pulido & Berthold, 2010). A tak je jedním z možných vysvětlení úbytku dálkových migrantů právě to, že mnoho z nich nestačí dorazit včas (tzv. *Phenology* či *Trophic mismatch hypothesis*)

a jsou znevýhodnění oproti stálým druhům menším množstvím dostupných zdrojů k hnízdění (Jones & Cresswell, 2010). Teplejší zimy navíc umožňují udržení větších početností stálých druhů (D. E. Bowler et al., 2018), takže jsou dálkoví migranti všestranně znevýhodnění v kompetici o zdroje – zejména o dostupnost hnízdních dutin (Ahola et al., 2007). Podporu pro tuto hypotézu přináší třeba (Koleček et al., 2020), který ukázal, že jsou zvýhodnění migranti, kteří jsou schopni se na hnízdiště vracet s předstihem.

Klimatická změna, jejíž efekt ve střední Evropě signifikantně vzrostl mezi lety 1980-2000 (Lemoine et al., 2007) může obecně za některé významné změny ve složení společenstev a abundancích druhů (Couvet et al., 2003). Efekt teplotní preference druhu vyjádřené jako tzv. klimatická nika (*climatic niche*) vysvětluje úbytek chladnomilných (Jiguet et al., 2010) a nárůst teplomilnějších druhů (D. E. Bowler et al., 2018; Stephens et al., n.d.), a v interakci s životní strategií byl identifikován jako jeden z hlavních prediktorů populačních trendů ptáků ve střední Evropě (Reif et al., 2011b). Nejlépe se s vlivem měnícího se klimatu vyrovnávají druhy schopné využívat více habitatových i potravních zdrojů a upravovat svou fenologii (Salido et al., 2012).

Naše znalosti jsou daleko detailnější pro vlivy na evropských hnízdištích, ale potenciální příčiny úbytku dálkových migrantů jsou rozprostřené napříč celým jejich migračním cyklem (Vickery et al., 2013). Míra úbytku roste se vzdáleností na zimoviště (Jones & Cresswell, 2010). Podle (Ockendon et al., 2012) závisí jejich populační trajektorie na lokálních podmínkách afrických zimovišť, i na tom v jakých oblastech a biotopech se nacházejí. Migranti s menším areálem zimovišť mají výraznější (kladné i záporné) výchylky v populačních trendech vlivem fluktuací prostředí (Koleček et al., 2018). Zásadními faktory na zimovištích jsou jejich antropogenní degradace a změny klimatických podmínek (Vickery et al., 2013).

Pokles dálkových migrantů může být spojený také s dalšími charakteristikami jejich ekologie, které jsou s touto strategií spjaté. Podstatná část evropských dálkových migrantů například spadá mezi výrazně ubývající ptáky zemědělské krajiny (Jørgensen et al., 2016) a hmyzožravé druhy (D. E. Bowler et al., 2019). Vliv měnícího se prostředí na hnízdištích podporují pozorování podobných populačních trendů společně hnízdicích ptáků s rozlišnými zimovišti např. Morrison et al. (2013b).

2.6 ŽIVOTNÍ STRATEGIE

Pozitivní trendy byly v Evropě zjištěny u druhů s pomalejší životní „K“ strategií (Koleček et al., 2020), což bývá spojováno s jejich schopností pozdržet rozmnožování a načasovat jej do příznivějších podmínek. U evropských ptáků zjistil Inger et al. (2015) negativní trend pro malé druhy a přibývání větších, což do těchto poznatků zapadá, protože velikost těla je s „K“ strategií pozitivně korelovaná. Pozitivní trend v rámci České republiky a o něco slabší na území bývalé NDR byl zjištěn také pro ptáky s relativně velkou mozkovnou (*Parus major*, *Cyanistes caeruleus*, *Sitta europea*, *Pica pica*, *Garrulus glandarius*), přičemž tento vztah byl autory studie vysvětlován z části dostupností nových antropogenních habitatů vznikajících od 90. let minulého století (rozšíření novostaveb rodinných domků, více zeleně ve městech atp.), právě pro tyto přizpůsobivé druhy (Reif et al., 2011a), což odpovídá také habitatovým generalistům. Zjištěný pozitivní trend pro pomalejší („K“) životní strategii (Koschová & Reif, 2014) ptáků zmírňuje dokonce i silně negativní trendy ptáků zemědělské krajiny (Reif & Hanzelka, 2016).

2.7 POTRAVNÍ PREFERENCE

Podobně jako v rámci habitatových preferencí, sledujeme obecný úbytek druhů specializovaných na specifické potravní zdroje, zatímco potravní generalisté spíše přibývají (D. E. Bowler et al., 2019).

Insektivori jsou široce ubývající skupinou ptáků, jejíž negativní trend byl zaznamenán na gradientu od jihovýchodu kulminujícím v severozápadní Evropě, což souzní s úbytky ptáků vlivem intenzifikací zemědělství zmíněnými výše (Reif & Hanzelka, 2020). Trend je dán zřejmě úbytkem hmyzu (D. E. Bowler et al., 2019). Silnější negativní trend byl zaznamenán pro druhy lovcí na zemi, ale úbytky se nevyhnuly ani vzdušným lovcům (D. E. Bowler et al., 2019). (D. E. Bowler et al., 2019) zaznamenali nejstrmější úbytek pro insektivory vázané striktně na louky, jako cvrčilka říční (*Locustella naevia*), bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*) či linduška luční (*Anthus pratensis*), kteří doplácí na zintenzivňování jejich obhospodařování luk hnojením a přepásáním. Naopak některé druhy insektivorních ptáků byly v Evropě identifikovány jako stabilní (Hallmann et al., 2014), např. strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*).

Potravní gilda hmyzožravých ptáků se z velké části překrývá se skupinou široce ubývajícími dálkových migrantů (D. E. Bowler et al., 2019), což by mohlo dohromady s výše zmíněným efektem posunutého optima přiletu na hnízdiště (*trophic mismatch*) svědčit jen o efekt souhrnné strategie druhů (Both et al., 2010). Avšak výsledky studií ukazují úbytek i mezi hmyzožravými ne-migranty (Hallmann et al., 2014). Negativní vliv úbytku hmyzu je pozorován navíc také u jiných potravních gild ptáků, které jej využívají jako důležitý zdroj bílkovin během hnízdění (Hallmann et al., 2014).

Zrnožraví ptáci ubývají také, i když méně drasticky, největší úbytek byl zaznamenán u potravních specialistů jako např. ořešníka kropenatého (*Nucifraga caryocatactes*) (D. E. Bowler et al., 2019). I v této skupině ubyly druhy vázané na zemědělskou krajinu - např. strnad obecný *Emberiza citrinella* (D. E. Bowler et al., 2019). Silným prediktorem úbytku granivorů byla zjištěná jejich teplotní preference, která je má u insektivorů zcela marginální efekt (D. E. Bowler et al., 2019).

2.8 CÍLE PRÁCE

Cílem této práce je srovnat populační trendy ptáků na úrovni krajiny Třeboňska s trendy a znalostmi z rozsáhlejších oblastí, zjistit jejich potenciální regionální odlišnosti - a pokusit se identifikovat, jaké vlivy tuto místní variabilitu formují.

V souladu s výsledky na velkých prostorových měřítcích předpokládám, že na změny populací mají i lokálně vliv:

- Obecné vlastnosti druhů, jako jejich velikost, hmotnost.
- Reprodukční/životní strategie druhů (r-K).
- Specifická potravní preference druhů.
- Migrační strategie druhů.
- Lokální změny klimatu – a druhová teplotní preference.
- Habitatová preference druhů.
- Míra habitatové specializace druhů.

Dalším cílem práce je zjistit, nakolik se ve studované oblasti projevuje biotická homogenizace ptačích společenstev, a jak se její vliv liší na různých prostorových úrovních.

3 METODIKA

3.1 DESIGN STUDIE

Jako zdroj původních dat o složení ptačích společenstev na území Chráněné krajinné oblasti Třeboňsko byla pro tuto práci využita data z transektového sčítání ptáků nashromážděná v roce 2001 (Storch et al., 2002). V roce 2021 bylo toto sčítání za pomoci stejné metodiky a ve stejném rozsahu zopakováno. Mimo to bylo zopakováno také mapování biotopů na každém ze sčítacích bodů.

3.1.1 SČÍTÁNÍ PTÁKŮ

Trasa bodového transektu, naplánovaná v roce 2001 a zopakovaná v roce 2021, procházela napříč celým Třeboňskem, od Dvorů nad Lužnicí na jihu, po Vlkov na severu. Šlo o v podstatě nejpřímější spojnici s náhodným zastoupením většiny druhů biotopů oblasti.

Transekt čítal celkem 128 sčítacích bodů, jejichž přesné souřadnice byly získány z původních mapových podkladů. Jejich přesné umístění s GPS souřadnicemi je dostupné v příloze (Příloha 1). Jednotlivé body byly na přibližně 50 km dlouhé linii rozvrstveny v rozmezí 200 až 800 metrů tak, aby nedocházelo k opakovaným záznamům týchž jedinců ze dvou bodů (např. kvůli daleko slyšitelnému zpěvu, nebo při krátkých přeletech v rámci domovského okrsku).

Sčítání probíhalo bodovou metodou. Na každém ze sčítacích bodů byli vždy po dobu pěti minut zaznamenáváni všichni pozorovaní a zpívající ptáci (Bibby et al., 2000). Zvlášť byli zapisováni jedinci nacházející se v okruhu 100 metrů a zvlášť jedinci mimo něj, zařazení do *species pool*. Do druhé kategorie byli zařazení také ptáci při přeletech ve velké výšce zcela mimo vazbu na biotop.

Ptáci byli sčítáni v ranních hodinách, zhruba mezi pátou až desátou hodinou, podle toho, jak to umožňovala jejich aktivita, počasí a postupující hnízdní sezóna. Sčítání bylo přerušeno za nevhodného počasí - silného deště, větru a bouřky.

Sčítání v obou letech probíhalo celkem šestkrát, v hnízdní sezóně - od dubna do června. Jeden sčítací turnus proběhl na konci dubna, tři v květnu, kdy ptáci zpívají s největší intenzitou, a dva v první polovině června.

3.1.2 ENVIRONMENTÁLNÍ CHARAKTERISTIKY

Na každém ze 128 bodů transektového sčítání byla v rámci stometrového okruhu bodu, na kterém byli sčítáni ptáci, odhadem na lokalitě a srovnáním zjištěných výsledků s leteckými snímky získána také data o zastoupení habitatů. Celkem 34 habitatových či porostních typů bylo stanoveno částečně z hlediska preferencí odlišných ptačích druhů již při původním sčítání v roce 2001. Zaznamenáváno bylo jejich procentuální zastoupení v jednotlivých patrech porostu. Seznam kategorií a jejich zjištěné zastoupení je dostupné v přílohách.

Biotopové pokryvnosti jsem v terénu sbíral v druhé polovině června a na začátku července 2021.

3.2 STATISTICKÁ ANALÝZA

3.2.1 TRENDY DRUHŮ

V rámci této práce byly využity populační trendy na různých prostorových škálách, od lokálních dat, získaných během terénních prací na Třeboňsku, až po převzatá data o populačních trendech běžných druhů ptáků.

a) Vlastní data o populačních trendech ptáků na Třeboňsku:

Z dat získaných vlastním sčítáním ptáků na Třeboňsku byly vypočítány jejich populační trendy mezi roky sčítání (2001 a 2021). Za tímto účelem byla využita sada skriptů RTRIM-Shell pro program R (RTRIM-Shell). K vypočítání trendů (včetně jejich standard error SE) pro každý druh tato metoda vyžaduje nenulovou celkovou hodnotu abundance druhu v prvním roce sčítání, kterou dále využívá jako referenční hodnotu, a ze které jsou trendy pro následující roky odvozovány. Z tohoto důvodu nebyl trend vypočítán pro 27 druhů ptáků, které byly na třeboňském transektu zaznamenány pouze v roce 2021.

Sada skriptů RTRIM-Shell je primárně určená k počítání populačních trendů ptáků z datových řad o více letech, takže s odhlédnutím od odlišností vstupních dat jsou trendy mezi sebou srovnatelné.

Aby bylo možné analyzovat populační změny všech druhů, včetně těch, které měly v jednom z roků nulovou abundanci, byl pro každý z nich vypočítán rozdíl transformovaných hodnot jejich populací do další proměnné jako:

$$\text{Log}(\text{sum } a_i_{2021} + 1) - \text{Log}(\text{sum } a_i_{2001} + 1)$$

Kde a je abundancí druhu i . Tato proměnná je v textu dále uváděna jako „log (změna abundance)“.

b) Trendy na úrovni České republiky:

Celonárodní trendy běžných druhů ptáků vycházející z dat JPSP ČSO (Jednotný program sčítání ptáků ČSO) z mezidobí let 1990 až 2016 byly převzaty od (D. Bowler et al., 2021).

c) Trendy ptačích druhů na úrovni celé Evropy:

Celoevropské populační trendy běžných druhů ptáků byly získány z online databáze PECBMS (Pan European Common Bird Monitoring Scheme). Jde o dva druhy trendů:

- 1) Dlouhodobý (1980 – 2019)
- 2) 10 letý (2009 – 2019)

3.2.2 OBECNÉ CHARAKTERISTIKY SPOLEČENSTEV

Závislost druhové diverzity na rozloze studované plochy je známá jako Species-area relationship. V případě této studie umožnila studovat lokální až regionální (alfa, beta i gama) diverzitu a její změny mezi studovanými roky bez nutnosti výběru indexů.

Získaná data o počtu zjištěných druhů na jednotlivých sčítacích bodech pro každý z roků byla rozdělena bez překryvu na navazující jednotky, dvojice, čtveřice, 8, 16, 32, 64 a 128 bodů. Pro takto získané hodnoty druhové diverzity na jednotku plochy z obou let byla spočítána hodnota standart error SE.

Hodnoty mezi roky 2001 a 2021 byly pro každou prostorovou škálu (jednotky až 64 bodů) testován wilcoxonovým párovým testem.

Dále byl v programu pro statistickou analýzu R studio za pomoci balíčku vegan modelován Species abundance relationship.

Průměrná abundance a průměrná hodnota occupance, tedy množství lokalit, na kterých se daný druh vyskytuje, byla získána ze základních dat přímým výpočtem v MS Excel.

3.2.3 ANALÝZA VLIVU ŽIVOTNÍCH STRATEGIÍ

3.2.3.1 Potravní preference

Vliv potravních preferencí, převzatých z dostupných datasetů byl analyzován pomocí druhově jedinečné - exkluzivní (Wilman et al., 2014), a překrývající se neexkluzivní klasifikace (Storchová & Hořák, 2018). Průměrné populační trendy pro jednotlivé kategorie byly vypočítány stejným způsobem, jako trendy jednotlivých druhů za využití RTRIM-Shell skriptů.

3.2.3.2 Migrační strategie

Vliv migrační strategie na populační trajektorie druhů byl testován na dvou úrovních.

- a) Jako vztah populačního trendu a délky migrační trasy na zimoviště.

Data o délkách migračních tras (v km) pro jednotlivé druhy byla získána z přílohy článku (Koleček et al., 2018). Její vliv byl testován lineární regresí jako:

$$\text{Log (populační trend)} \sim \text{délka migrační trasy (km)}$$

K logaritmické transformaci populačních trendů bylo přistoupeno za účelem naplnění předpokladu normálního rozložení dat lineárního modelu.

- b) Jako průměrné populační trendy v rámci jednotlivých arbitrárně stanovených skupin druhů dle jejich migrační strategie.

Tato klasifikace byla převzata z přílohy článku (Koleček et al., 2018). Populační trendy pro jednotlivé skupiny druhů byly vypočítány za pomoci RTRIM-Shell skriptů.

3.2.3.3 Klimatická nika

Vliv pozice a šíře klimatické niky (ve stupních Celsia) byl testován s využitím jejích hodnot pro jednotlivé druhy z datasetu (Koleček et al., 2018) lineární regresí jako:

Log (populační trend) ~ Šíře klimatické niky

A dále jako:

Log (populační trend) ~ Pozice klimatické niky

K logaritmické transformaci bylo přistoupeno za účelem naplnění předpokladu normality dat lineárního modelu.

3.2.3.4 r-K strategie

Znaky reprodukčních/životních strategií (slow-fast continuum, či r-K strategie), jako velikost druhu a jeho reprodukční chování spolu vzájemně korelují. Hodnotit vztah každé z nich ke zjištěným populačním trendům je sice možné, ale výsledky by bylo obtížné interpretovat. Z tohoto důvodu byla provedená analýza hlavních komponent (PCA), která jednotlivé proměnné seřadila na ordinačních osách. Do analýzy byly zahrnuty proměnné: průměrná hmotnost druhu, průměrná velikost druhu, průměrná hmotnost vejce a průměrná délka inkubace. Hodnoty proměnných pro jednotlivé druhy byly převzaty z datasetu LH charakteristik evropských druhů ptáků (Storchová & Hořák, 2018).

Výsledkem analýzy jsou pozice jednotlivých druhů (skóry) vůči ordinačním osám které vysvětlují dostatečné množství variability: první ordinační osa 52,17 %, druhá ordinační osa 23,71 %, třetí ordinační osa 15,35% a čtvrtá ordinační osa 8,20%. Grafické znázornění ordinačních os a

Tabulka 1 - Pozice jednotlivých proměnných na ordinačních osách analýzy hlavních komponent

Proměnná	Osa 1	Osa 2	Osa 3	Osa 4
Hmotnost vejce	0.9529	0.1502	0.2065	0.1052
Hmotnost dospělého	0.9087	0.1888	0.2761	0.2237
Délka inkubace	0.8204	-0.0176	-0.2505	-0.5132
Velikost snůšky (průměrná)	0.0078	-0.8361	0.1262	-0.1262
Počet snůšek za rok	-0.4491	0.6541	-0.2638	-0.2638

Hodnoty skóreů pro jednotlivé druhy byly následně použity jako souhrnné prediktory pro následnou analýzu. Vztah byl testován lineárním modelem jako:

Změna abundance druhu ~ Pozice druhu na ordinační ose (skóry).

3.2.4 ANALÝZA VLIVU HABITATOVÝCH PREFERENCÍ

3.2.4.1 Habitatové preference

Vliv habitatových preferencí na populační trend byl primárně testován tak, že byly jednotlivé druhy rozřazeny do arbitrárně daných skupin. Za tímto účelem byly využity dva typy klasifikace:

- a) Exkluzivní, nepřekrývající se kategorie habitatových preferencí, kdy každý z druhů spadá pouze do jediné z nich.
- b) Neexkluzivní klasifikace, založená na popisu všech habitatů, binárně kódující ve kterých všech habitatech se daný druh vyskytuje. Tato klasifikace byla přejata z datasetu LH znaků evropských druhů ptáků (Storchová & Hořák, 2018).

Pro každou z těchto skupin byl zvlášť vypočítán průměrný populační trend na Třeboňsku za pomoci RTRIM-Shell skriptů.

3.2.4.2 Souhrnná habitatová preference

Aby bylo možné testovat vliv habitatové preference mimo arbitrárně stanovené kategorie – které pomíjejí sílu vazby druhu na konkrétní prostředí, byla za účelem vytvoření prediktorů kvantifikujících tuto preferenci, provedena kanonická korespondenční analýza – CCA.

Do analýzy vstupovala kompletní data o výskytu zjištěných druhů na všech bodech transektového sčítání z obou let terénního výzkumu (2001 a 2021) a data o zastoupení všech porostních typů na každém z těchto sčítacích bodů. Vyjmuty byly pouze druhy s nulovými abundancemi a břehule říční (*Riparia riparia*), která byla zaznamenána pouze v roce 2001 na dvou bodech, a výsledky analýzy výrazně vychylovala.

Výsledkem analýzy () jsou čtyři predikční osy, z nichž první osa, odpovídající gradientu mezi lesními biotopy a otevřenou krajinou vysvětluje 10,2 % celkové variability, druhá osa 4,2 %, třetí 3,4 % a čtvrtá 1,4 %. Poslední tři osy nebylo možné přesně pojmenovat. Tyto prediktory byly vyjádřeny jako souřadnice (skóry) druhů pro jednotlivé osy analýzy CCA, (viz přílohy).

Vliv takto získaných environmentálních proměnných na populační trendy druhů, byl dále testován lineární regresí jako:

Populační trendy druhů ~ skóry těchto druhů.

3.2.4.3 Habitatová specializace

K hodnocení míry habitatové specializace druhů, pro testování jejího vlivu na populační trajektorie v rámci studované oblasti, bylo využito indexu druhové specializace (Morelli et al., 2020)- SSI (*species specialization index*). Tento index nabývá hodnot 0 až 1, přičemž vyšší hodnoty značí vyšší míru habitatové specializace (druh se vyskytuje jen v úzkém spektru preferovaných habitatů). Pro účely této práce byly využity již spočítané hodnoty SSI, dostupné jako příloha článku (Morelli et al., 2020), spočítané z celoevropského datasetu PECBMS.

Vliv habitatové specializace druhů na jejich populační trajektorii byl testován lineární regresí jako:

$$\text{Log (změna abundance mezi lety 2001 - 2021)} \sim \text{SSI}$$

Z analýzy byly vyjmuty druhy, pro které nebyly dostupné hodnoty indexů SSI, jmenovitě: bažant obecný (*Phasianus colchicus*), káně lesní (*Buteo buteo*), kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*), orel mořský (*Haliaeetus albicilla*), sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*), volavka bílá (*Egretta alba*) a zrzohlávka rudozobá (*Netta rufina*).

3.2.4.4 Relativní míra habitatové specializace společenstev

Míra habitatové specializace celého společenstva byla spočtena jako index CSI (*community specialization index*), počítaný (Morelli et al., 2020) podle vzorce:

$$CSI = (\text{sum } a_i \times SSI_i) / \text{sum } (a_i)$$

Kde a je abundancí druhu i . K vypočtení indexu CSI byl použit dataset (Morelli et al., 2020) s hodnotami SSI pro jednotlivé druhy, zmíněný výše v kapitole o habitatové specializaci druhů.

Tento index byl vypočítán zvlášť pro oba roky (2001 a 2021) na různých prostorových škálách studované oblasti (1, 2, 4, 8, 16, 32, 34, 126 sčítacích bodů), a tyto hodnoty byly mezi sebou dále mezi roky 2001 a 2021 porovnávány za pomoci Wilcoxonova párového testu.

4 VÝSLEDKY

4.1 ZJIŠTĚNÉ ZMĚNY PTAČÍCH SPOLEČENSTEV

Během terénních prací v roce 2021 bylo spočítáno celkem 43469 jedinců ptáků ze 117 druhů, v rámci sčítacích bodů v okruhu 100 bylo zaznamenáno 8865 jedinců ze 109 druhů. Celkový počet zjištěných druhů ptáků na sčítacích bodech se snížil z původních 117 v roce 2001 na 109. Průměrný počet druhů na jednom bodě byl v obou letech 21.

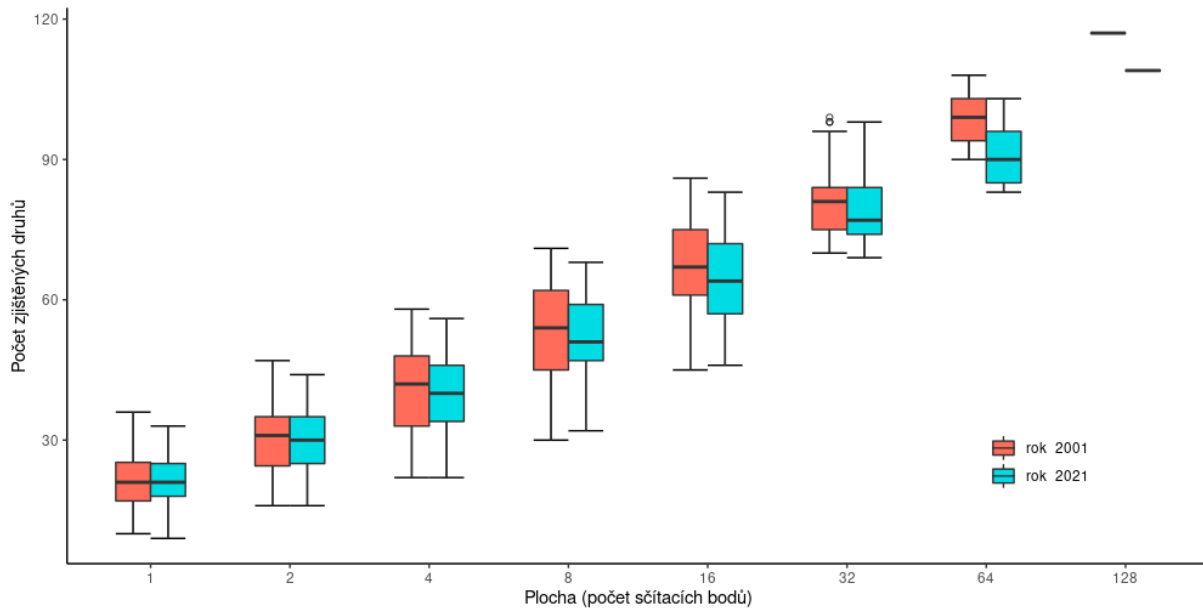
Oproti roku 2001 jsem na sčítacích bodech nezaznamenal potápka černokrká (*Podiceps nigricollis*), čírka obecná (*Anas crecca*), jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*), kulík říční (*Charadrius dubius*), včelojed lesní (*Pernis apivorus*), puštík obecný (*Strix aluco*), kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*), z pěvců nebyli zaznamenáni břehule říční (*Riparia riparia*), lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), rákosník proužkovaný (*Acrocephalus schoenobaenus*), sedmihlásek hajní (*Hippolais icterina*), cvrčilka slavíková (*Locustella luscioides*), moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*), ořešník kropenatý (*Nucifraga caryocatactes*) a čečetka zimní (*Acanthis flammea*).

Naopak jen v roce 2021 byli oproti roku 2001 na bodech zaznamenáni volavka bílá (*Ardea alba*), čáp černý (*Ciconia nigra*), racek bělohavý (*Larus cachinnans*), slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*), ostříž lesní (*Falco subbuteo*), dudek chocholatý (*Upupa epops*), holub doupňák (*Columba oenas*), rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), kavka obecná (*Coloeus monedula*) a krkavec velký (*Corvus corax*).

V průběhu sčítání byly zjištěny i některé druhy v rámci CHKO Třeboňsko vzácné, například vokalizující samec chřástala malého (*Porzana parva*) poblíž bodu 61 u Nového spáleného rybníka, jeřábí popelaví (*Grus grus*) na rybníce Okřínek poblíž bodu 95, či volající chřástal polní (*Crex crex*) poblíž Lomnice nad Lužnicí.

4.1.1 VZTAH POČTU DRUHŮ A VELIKOSTI SČÍTANÉ PLOCHY (SPECIES-AREA RELATIONSHIP)

Sklon vztahu závislosti druhové diverzity na studované ploše (species-area relationship) se mezi lety 2001 a 2021 snížil (počet druhů se viditelně snižuje až na nejvyšší prostorové škále (Obr. 1).



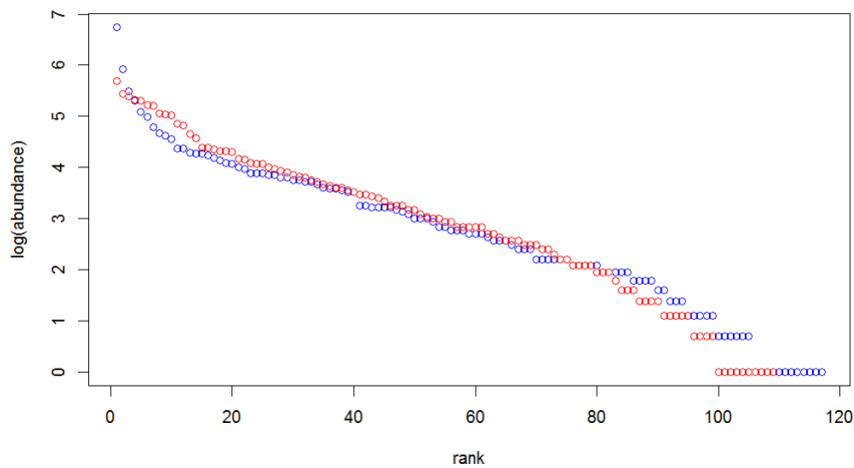
Obr. 1 – Vztah počtu druhů ptáků a rozlohy studované plochy (Species-Area Relationship) mezi lety 2001 a 2021 na 128 sčítacích bodech v CHKO Třeboňsko. Boxploty znázorňují průměry, mezikvartilové rozpětí a SE počtu druhů pro jednotlivé škály seskupení sčítacích bodů (jednotlivé body, dvojice, čtveřice atd.).

Tabulka 1. – výsledky série Wilcoxonových párových testů, srovnávajících průměrnou diverzitu na různých prostorových škálách studované oblasti (jednotlivé body, dvojice, čtveřice, atd.).

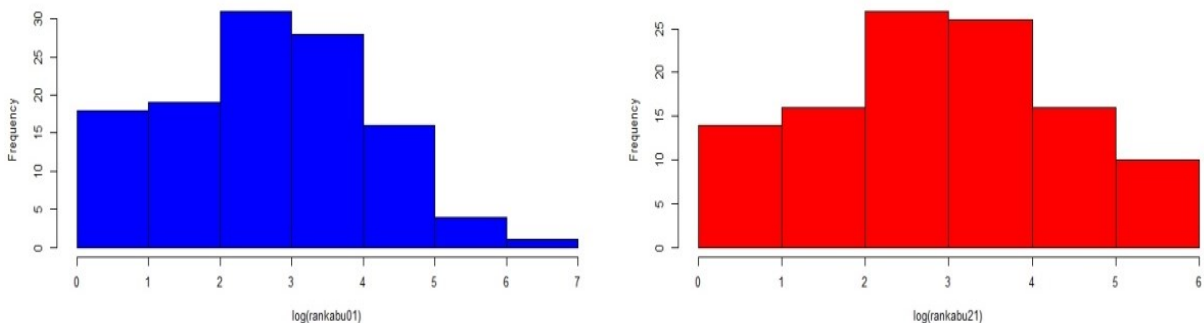
škála	V hodnota	- p-hodnota
1	3746,5	0,8676
2	4048,5	0,7853
4	3869,5	0,3354
8	3853,5	0,3575
16	3590,5	0,1560
32	2739,5	0,0882
64	1602,5	< 0,0001

4.1.2 VZTAH POČTU DRUHŮ A JEJICH POČETNOSTI (SPECIES-ABUNDANCE RELATIONSHIP)

Rozložení populačních velikostí jednotlivých druhů ptáků na Třeboňsku mezi lety 2001 a 2021, znázorněné jako *rank-abundance distribution* a *species-abundance distribution* ukazují, že mírně ubyly nejvzácnější a naopak nejhojnějších druhů (Obr. 2 a 3). Průměrný počet jedinců na druh zůstala velmi podobná (z 35,8 v roce 2001 na 35,4). Podobně průměrná hodnota počtu lokalit (zde sčítacích bodů), na kterých se druh vyskytuje (okupance) zůstala téměř totožná (20,8 v roce 2001 a 20,9 v roce 2021).

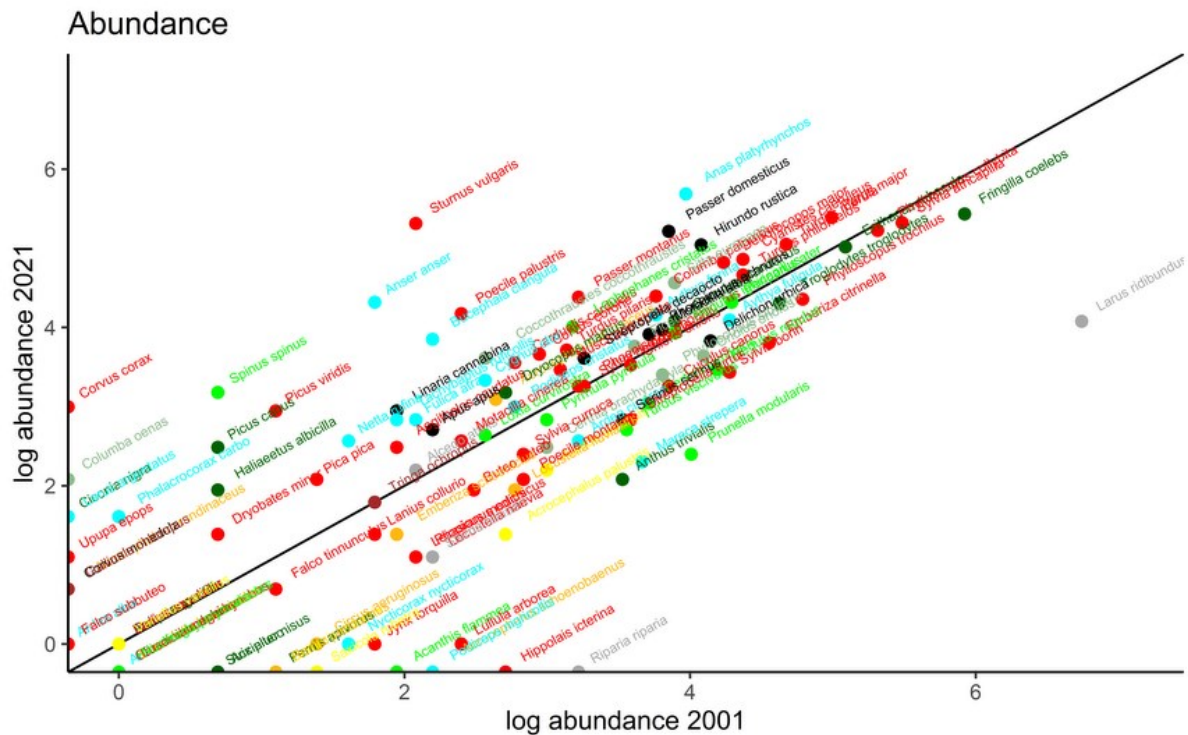


Obr. 2. Porovnání "rank abundance distribution" ptačích druhů na 128 sčítacích bodech v CHKO Třeboňsko mezi roky 2001 (modře) a 2021 (červeně).



Obr. 3. Porovnání "species abundance distribution" ptačích druhů na 128 sčítacích bodech v CHKO Třeboňsko mezi roky 2001 (modře) a 2021 (červeně).

4.1.3 POROVNÁNÍ POČETNOSTÍ DRUHŮ



Obrázek 4 - vyobrazení populačních změn v rámci studované oblasti mezi lety 2001 a 2021 pro jednotlivé druhy. Identity line.

Vztah početnosti jednotlivých druhů v roce 2001 a 2021 (Obr. 4) ukazuje, že u většiny druhů nedošlo k výrazným změnám v početnosti (rozdíl log abundancí v rozpětí $-0,3$ a $+0,3$). Početnost zvýšilo celkem 28 druhů, naopak ubylo 30 druhů (rozdíl log abundancí větší než $-0,3$ nebo $+0,3$).

Vyjma druhů, které na transektu úplně vymizely (viz výše) byl zjištěn výrazný úbytek (rozdíl log abundancí větší než $-0,5$) např. u racka chechtavého (*Larus ridibundus*), skřivana lesního (*Lullula arborea*), pěvušky modré (*Prunella modularis*), lindušky lesní (*Anthus trivialis*), kopřivky obecné (*Mareca strepera*), krutihlava obecného (*Jynx torquilla*) a rákosníka zpěvného (*Acrocephalus palustris*).

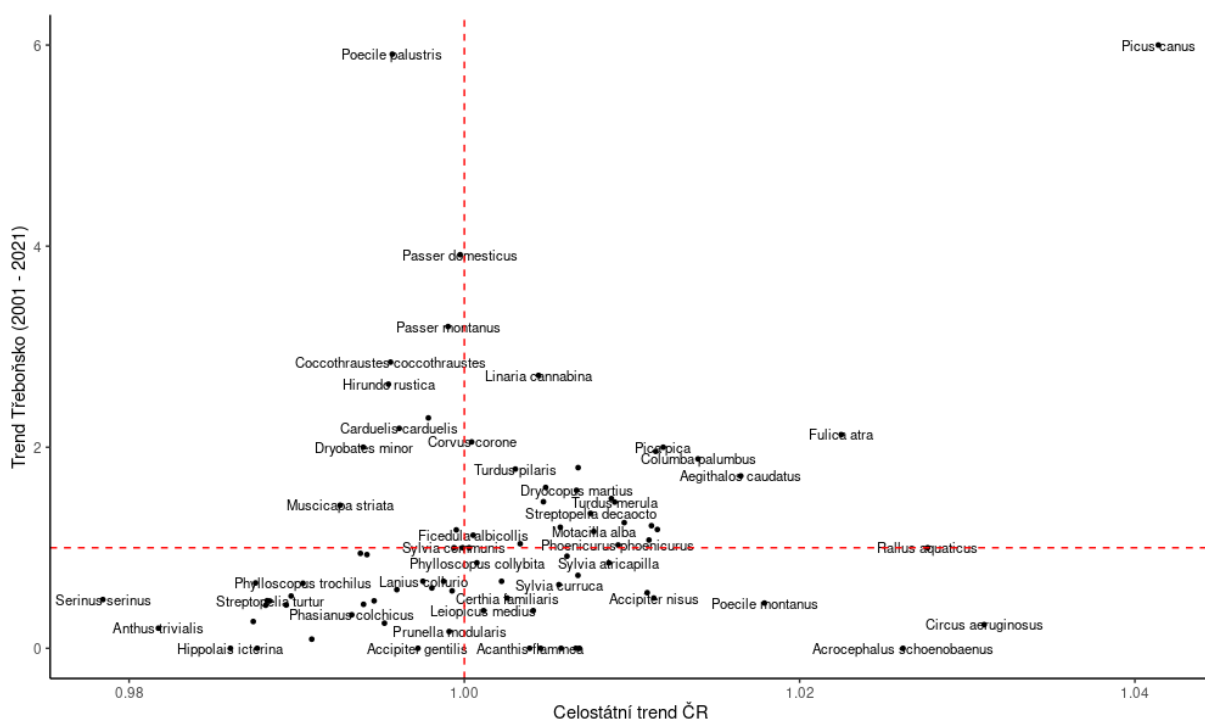
Naopak výrazně narostla (rozdíl log abundancí větší než $+0,5$) zjištěná abundance špačka obecného (*Sturnus vulgaris*), husy velké (*Anser anser*), čížka lesního (*Spinus spinus*), sýkory babky (*Poecile palustris*), kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), žluny zelené (*Picus viridis*), hohola severního (*Bucephala clangula*), žluny šedé (*Picus canus*), vrabce domácího (*Passer domesticus*) a vrabce polního (*Passer montanus*). Dále volavka bílá (*Ardea alba*), čáp černý

(*Ciconia nigra*), racek bělohlavý (*Larus cachinnans*), slípka zelenonohá (*Gallinula chloropus*), ostříž lesní (*Falco subbuteo*), dudek chocholatý (*Upupa epops*), holub doupňák (*Columba oenas*), rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), kavka obecná (*Coloeus monedula*) a krkavec velký (*Corvus corax*).

4.1.4 ODLIŠNOSTI OPROTI CELOSTÁTNÍM TRENDŮM

Srovnání populačních trendů běžných druhů ptáků na Třeboňsku s celorepublikovými trendy (Obr. 5) ukazuje, že velká část druhů vykazuje podobné trendy na obou škálách, některé druhy se ale od tohoto vztahu odchyľují. V levém spodním obdélníku jsou druhy, které ubývají jak na Třeboňsku tak v rámci celé ČR, v pravém horním rohu naopak druhy, které na obou škálách přibývají. V levém horním rohu najdeme druhy ptáků, které přibývají na Třeboňsku a ubývají v rámci ČR, v pravém dolním pak druhy, které v ČR přibývají a ubyly na Třeboňsku. V analýze chybí druhy, pro které nebyl k dispozici celostátní trend, a ty, pro které nebylo možné jej z důvodu nulových hodnot prvního roku vypočítat.

Druhy, které vykazují největší rozdíly v trendu početnosti na Třeboňsku (rozdíl mezi roky 2001 a 2021) oproti dlouhodobému celorepublikovému trendu (v rozmezí let 1990-2016) ukazují Tabulky 1 a 2.



Obr. 5. Srovnání populačních trendů ptačích druhů na Třeboňsku s celorepublikovými trendy. Celostátní trendy vychází z dat z let 1990-2016. Přerušované červené čáry znázorňují nulovou změnu početnosti. V grafu chybí špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a čížek lesní (*Spinus spinus*), tedy druhy s odlehlymi hodnotami – největším příbytkem početnosti na Třeboňsku.

Tabulka 1. Druhy ptáků výrazně ubývající na Třeboňsku v porovnání s celorepublikovým populačním trendem (rozdíl TRIM hodnot větší než 0,5). Sloupce v tabulce: 2001 a 2021 – počet jedinců v příslušném roce zjištěný na bodovém transektu; body se záznamem; Třeboň (SE) – a standard error této hodnoty; ČR (SE) – a standard error této hodnoty; rozdíl – je absolutní rozdíl trendů.

Druh	2001	2021	body	Třeboň	(SE)	ČR	(SE)	rozdíl
Jynx torquilla	6	1	6	0,17	0,21	0,99	0,01	-0,82
Prunella modularis	55	11	57	0,20	0,07	1,00	0,00	-0,80
Circus aeruginosus	4	1	5	0,25	0,31	1,03	0,00	-0,78
Acrocephalus palustris	15	4	18	0,27	0,16	1,00	0,00	-0,73
Leopieus medius	8	3	11	0,38	0,27	1,00	0,00	-0,63
Phasianus colchicus	8	3	11	0,38	0,27	0,99	0,00	-0,62
Turdus viscivorus	35	15	44	0,43	0,13	1,00	0,00	-0,58
Sylvia borin	72	31	69	0,43	0,09	0,99	0,00	-0,56
Locustella naevia	9	3	21	0,44	0,20	0,99	0,00	-0,55
Poecile montanus	17	8	22	0,47	0,20	1,02	0,00	-0,55
Alauda arvensis	20	9	21	0,45	0,22	0,99	0,00	-0,54
Emberiza citrinella	95	45	84	0,47	0,09	0,99	0,00	-0,52
Streptopelia turtur	36	17	44	0,47	0,14	0,99	0,00	-0,52
Accipiter nisus	2	1	3	0,50	0,75	1,01	0,01	-0,51
Regulus regulus	66	32	59	0,48	0,10	0,99	0,00	-0,50

Tabulka 2. Druhy ptáků výrazně přibývající na Třeboňsku v porovnání s celorepublikovým populačním trendem (rozdíl TRIM hodnot větší než 0,5). Sloupce v tabulce: 2001 a 2021 – počet jedinců v příslušném roce zjištěný na bodovém transektu; body – se záznamem druhu; Třeboň (SE) a standard error této hodnoty; ČR (SE) a standard error této hodnoty; rozdíl – trendů.

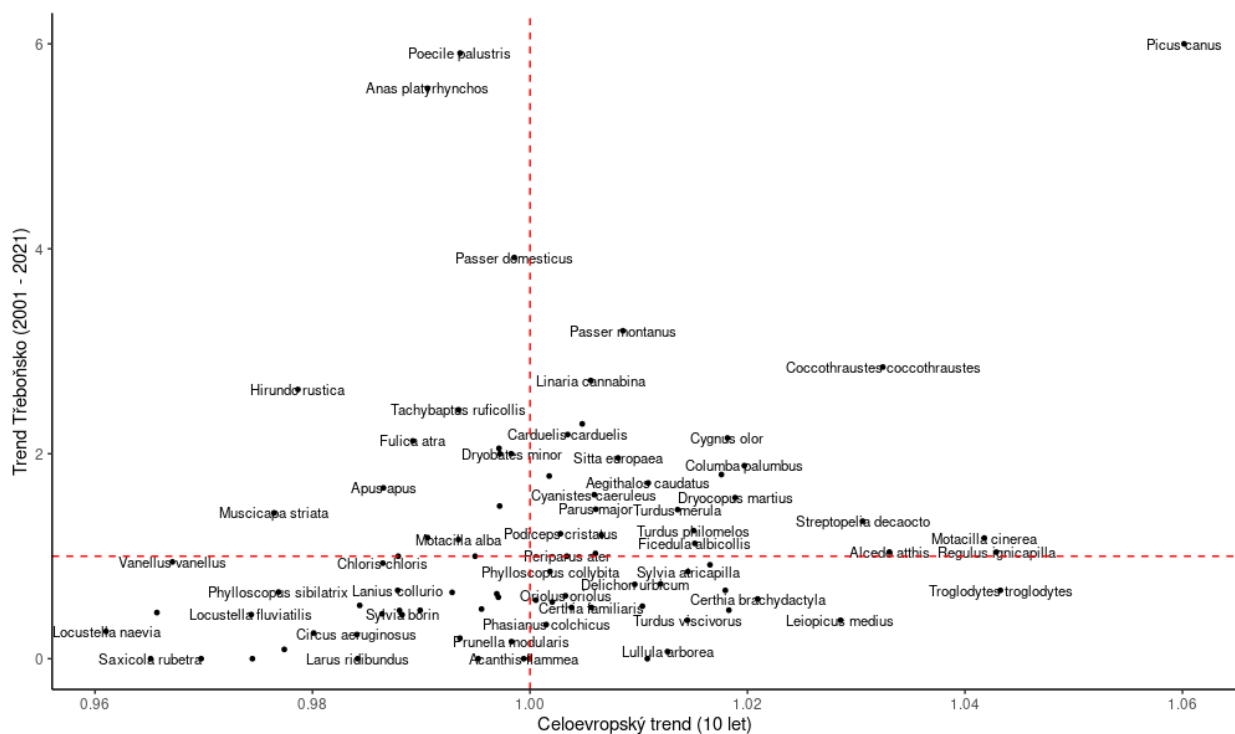
Druh	2001	2021	Body	Třeboň	(SE)	ČR	(SE)	Rozdíl
Acrocephalus scirpaceus	14	22	24	1,57	0,67	1,01	0,00	0,56
Dryocopus martius	15	24	32	1,60	0,53	1,01	0,01	0,59
Cyanistes caeruleus	79	129	115	1,63	0,23	1,00	0,00	0,63
Aegithalos caudatus	7	12	12	1,71	1,07	1,02	0,01	0,70
Turdus pilaris	23	41	41	1,78	0,54	1,00	0,00	0,78
Dendrocopos major	69	124	114	1,80	0,27	1,01	0,00	0,79
Columba palumbus	43	81	88	1,88	0,36	1,01	0,00	0,87
Sitta europaea	49	96	101	1,96	0,34	1,01	0,00	0,95
Pica pica	4	8	11	2,00	1,22	1,01	0,00	0,99
Dryobates minor	2	4	6	2,00	1,90	0,99	0,00	1,01

Corvus corone	19	39	46	2,05	0,57	1,00	0,00	1,05
Fulica atra	8	17	12	2,13	1,37	1,02	0,00	1,10
Carduelis carduelis	16	35	32	2,19	0,73	1,00	0,00	1,19
Lophophanes cristatus	24	55	63	2,29	0,56	1,00	0,00	1,29
Hirundo rustica	59	155	46	2,63	0,85	1,00	0,00	1,63
Linaria cannabina	7	19	20	2,71	1,33	1,00	0,00	1,71
C. coccothraustes	13	37	41	2,85	0,92	1,00	0,01	1,85
Passer montanus	25	80	36	3,20	1,22	1,00	0,00	2,20
Passer domesticus	47	184	37	3,91	1,41	1,00	0,00	2,92
Anthus trivialis	34	8	66	5,57	1,83	0,98	0,00	4,58
Poecile palustris	11	65	63	5,91	1,93	1,00	0,00	4,91
Picus canus	2	12	14	6,00	4,76	1,04	0,01	4,96
Picus viridis	3	19	21	6,33	4,13	1,02	0,00	5,32
Spinus spinus	2	24	21	12,00	10,07	1,01	0,01	10,99
Sturnus vulgaris	8	203	69	25,38	12,57	1,01	0,00	24,36

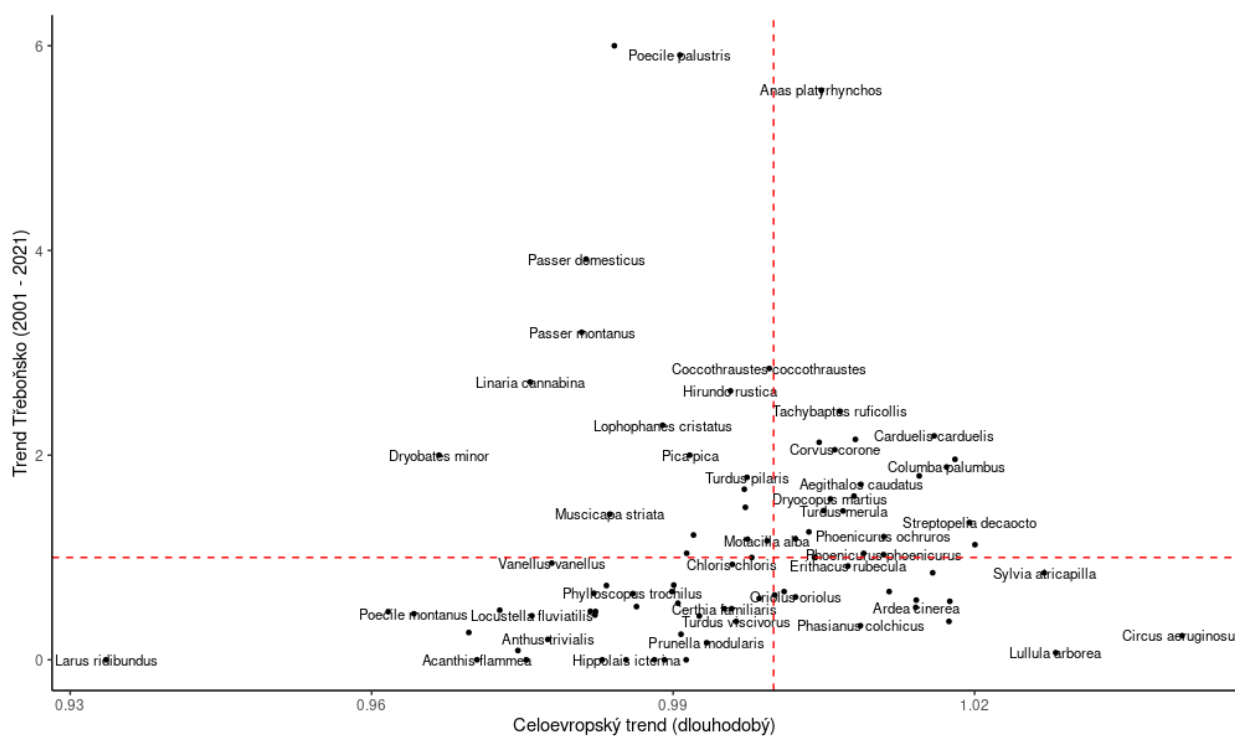
4.1.5 ODLIŠNOSTI OPROTI CELOEVROPSKÝM TRENDŮM

Srovnání populačních trendů běžných druhů ptáků na Třeboňsku s desetiletými (2011-2021) a dlouhodobými (1980-2021) trendy na úrovni celé Evropy (Obr. 6 a 7) ukazuje, že velká část druhů vykazuje podobné trendy na obou škálách, některé druhy se ale od tohoto vztahu odchyľují. V levém spodním obdélíku jsou druhy, které ubývají jak na Třeboňsku tak v rámci celé ČR, v pravém horním rohu naopak druhy, které na obou škálách přibývají. V levém horním rohu najdeme druhy ptáků, které přibývají na Třeboňsku a ubývají v rámci ČR, v pravém dolním pak druhy, které v ČR přibývají a ubyly na Třeboňsku. Chybí druhy, pro které nebylo možné vzhledem k jejich nulové abundanci v prvním roce (2001) spočítat trend.

Druhy, které vykazují největší rozdíly v trendu početnosti na Třeboňsku (rozdíl mezi roky 2001 a 2021) oproti desetiletému (2011-2021) a dlouhodobému (1981-2021) evropskému trendu (v rozmezí let 1990-2016) ukazují Tabulky 3 a 4.



Obr. 6. Srovnání populačních trendů ptačích druhů na Třeboňsku s desetiletými trendy na úrovni celé Evropy z let 2011-2020. Přerušované červené čáry znázorňují nulovou změnu početnosti. V grafu chybí špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a čížek lesní (*Spinus spinus*), tedy druhy s odlehými hodnotami – největším příbytkem početnosti na Třeboňsku.



Obr. 7. Srovnání populačních trendů ptačích druhů na Třeboňsku s dlouhodobými trendy na úrovni celé Evropy z let 1981-2021. Přerušované červené čáry znázorňují nulovou změnu početnosti. V grafu chybí špaček obecný (*Sturnus vulgaris*) a čížek lesní (*Spinus spinus*), tedy druhy s odlehými hodnotami – největším příbytkem početnosti na Třeboňsku.

Tabulka 3. Druhy ptáků výrazně ubývající na Třeboňsku v porovnání s desetiletým (EU) a dlouhodobým (EU) celoevropským populačním trendem (rozdíl TRIM hodnot větší než 0,5). Sloupce v tabulce: EU (SE), EU 10 (SE) 2001 a 2021 – počet jedinců v příslušném roce zjištěný na bodovém transektu; body – XXXX; Třeboň (SE) – a standard error této hodnoty; ČR (SE) – a standard error této hodnoty; rozdíl trendů.

Druh	EU	SE	EU	SE	2001	2021	Body	Třeboň	SE	EU	EU 10
Lullula arborea	1,03	0,01	1,01	0,00	11	1	9	0,09	0,12	-0,94	-0,92
L. ridibundus	0,93	0,01	0,98	0,01	847	59	50	0,07	0,04	-0,86	-0,91
Jynx torquilla	0,97	0,01	0,98	0,01	6	1	6	0,17	0,21	-0,81	-0,81
P. modularis	0,99	0,00	1,00	0,00	55	11	57	0,20	0,07	-0,79	-0,80
Ardea cinerea	1,01	0,00	1,01	0,00	25	13	31	0,24	0,11	-0,78	-0,78
C. aeruginosus	1,04	0,00	0,98	0,01	4	1	5	0,25	0,31	-0,79	-0,73
Apus apus	1,00	0,00	0,99	0,00	9	15	25	0,26	0,13	-0,74	-0,73
Acro. palustris	0,99	0,00	0,98	0,00	15	4	18	0,27	0,16	-0,72	-0,71
Leiopic. medius	1,02	0,01	1,03	0,01	8	3	11	0,38	0,27	-0,64	-0,65
Phas. colchicus	1,01	0,00	1,00	0,00	8	3	11	0,38	0,27	-0,63	-0,63
Turd. viscivorus	1,00	0,00	1,01	0,00	35	15	44	0,43	0,13	-0,57	-0,59
Sylvia borin	0,99	0,00	0,99	0,00	72	31	69	0,43	0,09	-0,56	-0,56
Alauda arvensis	0,98	0,00	0,99	0,00	20	9	21	0,45	0,22	-0,53	-0,54
Regulus regulus	0,98	0,00	1,02	0,00	66	32	59	0,48	0,10	-0,50	-0,53
Locustella nevia	0,97	0,02	0,96	0,01	9	3	21	0,44	0,20	-0,53	-0,52
E. citrinella	0,98	0,00	0,99	0,00	95	45	84	0,47	0,09	-0,51	-0,52
Strep. turtur	0,96	0,00	0,99	0,00	36	17	44	0,47	0,14	-0,49	-0,52
Accipiter nisus	1,00	0,01	1,00	0,01	2	1	3	0,50	0,75	-0,50	-0,50
Serinus serinus	0,97	0,00	1,00	0,00	34	17	35	0,50	0,15	-0,47	-0,50
Poec. montanus	0,96	0,00	0,97	0,00	17	8	22	0,47	0,20	-0,49	-0,50

Tabulka 4. Druhy ptáků výrazně ubývající na Třeboňsku v porovnání s desetiletým (EU) a dlouhodobým (EU) celoevropským populačním trendem (rozdíl TRIM hodnot větší než 0,5). Sloupce v tabulce: EU (SE), EU 10 (SE) 2001 a 2021 – počet jedinců v příslušném roce zjištěný na bodovém transektu; body se záznamem; Třeboň (SE) – a standard error této hodnoty; ČR (SE) – a standard error této hodnoty; rozdíl trendů.

Druh	EU	SE	EU	SE	2001	2021	Body	Třeboň	SE	EU	EU 10
Sturnus vulgaris	0,97	0,00	1,00	0,00	8	203	69	25,38	12,57	24,40	24,37
Spinus spinus	0,99	0,00	0,98	0,00	2	24	21	12,00	10,07	11,01	11,02
Picus viridis	1,02	0,00	1,01	0,00	3	19	21	6,33	4,13	5,31	5,32
Picus canus	0,98	0,01	1,06	0,02	2	12	14	6,00	4,76	5,02	4,94
Poecile palustris	0,99	0,00	0,99	0,00	11	65	63	5,91	1,93	4,92	4,92
Anthus trivialis	0,98	0,00	0,99	0,00	34	8	66	5,57	1,83	4,59	4,57
Pas. domesticus	0,98	0,00	1,00	0,00	47	184	37	3,91	1,41	2,93	2,92
Passer montanus	0,98	0,00	1,01	0,00	25	80	36	3,20	1,22	2,22	2,19
C. coccythraustes	1,00	0,00	1,03	0,00	13	37	41	2,85	0,92	1,85	1,81
Linaria canabina	0,98	0,00	1,01	0,00	7	19	20	2,71	1,33	1,74	1,71
Hirundo rustica	1,00	0,00	0,98	0,00	59	155	46	2,63	0,85	1,63	1,65
Tach. ruficollis	1,01	0,00	0,99	0,01	7	17	15	2,43	1,33	1,42	1,44
Lopho. cristatus	0,99	0,00	1,00	0,00	24	55	63	2,29	0,56	1,30	1,29
C. carduelis	1,02	0,00	1,00	0,00	16	35	32	2,19	0,73	1,17	1,18
Fulica atra	1,00	0,00	0,99	0,00	8	17	12	2,13	1,37	1,12	1,14
Cygnus olor	1,01	0,00	1,02	0,01	13	28	18	2,15	0,72	1,15	1,14
Corvus corone	1,01	0,00	1,00	0,00	19	39	46	2,05	0,57	1,05	1,06
Pica pica	0,99	0,00	1,00	0,00	4	8	11	2,00	1,22	1,01	1,00
Dryobates minor	0,97	0,01	1,00	0,01	2	4	6	2,00	1,90	1,03	1,00
Sitta europaea	1,02	0,00	1,01	0,00	49	96	101	1,96	0,34	0,94	0,95
C. palumbus	1,02	0,00	1,02	0,00	43	81	88	1,88	0,36	0,87	0,86
Turdus pilaris	1,00	0,00	1,00	0,00	23	41	41	1,78	0,54	0,79	0,78
D. major	1,01	0,00	1,02	0,00	69	124	114	1,80	0,27	0,78	0,78
A. caudatus	1,01	0,00	1,01	0,01	7	12	12	1,71	1,07	0,71	0,70
C. caeruleus	1,01	0,00	1,01	0,00	79	129	115	1,63	0,23	0,62	0,63
Dryo. martius	1,01	0,00	1,02	0,00	15	24	32	1,60	0,53	0,59	0,58
Acro. scirpaceus	1,00	0,00	1,00	0,00	14	22	24	1,57	0,67	0,57	0,57

4.2 VLIV REPRODUKČNÍ STRATEGIE NA POPULAČNÍ TRENDY

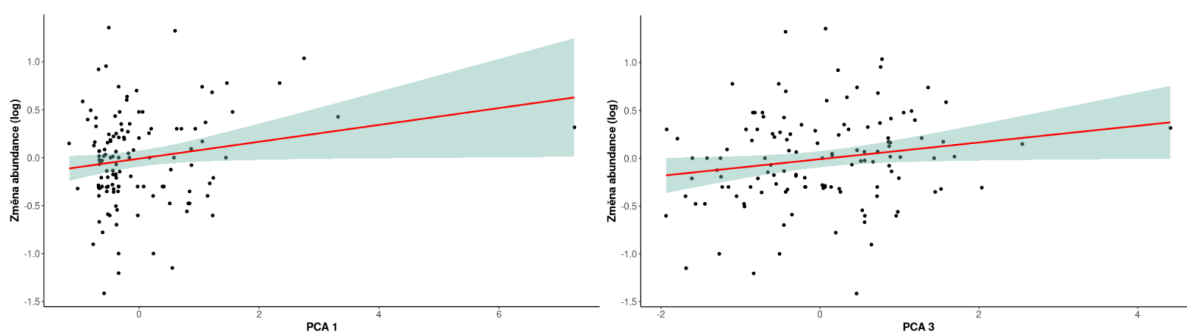
Vliv souhrnných prediktorů reprodukční strategie druhů (ordinační osy z PCA analýzy) na změny jejich abundancí mezi lety 2001 a 2021 byl signifikantně prokázán pro první (Tabulka 5) a třetí osu. První osa reprezentuje gradient velikosti druhu, zahrnující kromě průměrné hmotnosti druhu a průměrné hmotnosti snůšky také délku inkubace. Třetí osa reprezentuje gradient r-K rozmnožovacích strategií, vyjádřené hmotností snůšky a počtu rozmnožovacích pokusů v roce. Dá se tak říci, že přibývají spíše druhy o větší průměrné hmotnosti, (Obr. 10).

Tabulka 5. Vliv souhrnného prediktoru reprodukční strategie (ordinační osa 1) druhů na změnu jejich abundancí mezi lety 2001 a 2021, odhadnutý pomocí lineárního modelu (p -hodnota = 0,0413, multiple R² = 0,03315).

Koeficienty	Estimate	Střední chyba	t hodnota	p -hodnota
Intercept	-0.009877	0.042592	-0.232	0.8170
Osa 1	0.087822	0.042592	2.062	0.0413

Tabulka 6. Vliv souhrnného prediktoru reprodukční strategie (ordinační osa 3) druhů na změnu jejich abundancí mezi lety 2001 a 2021, odhadnutý pomocí lineárního modelu (p -hodnota = 0,04254, multiple R² = 0,03276).

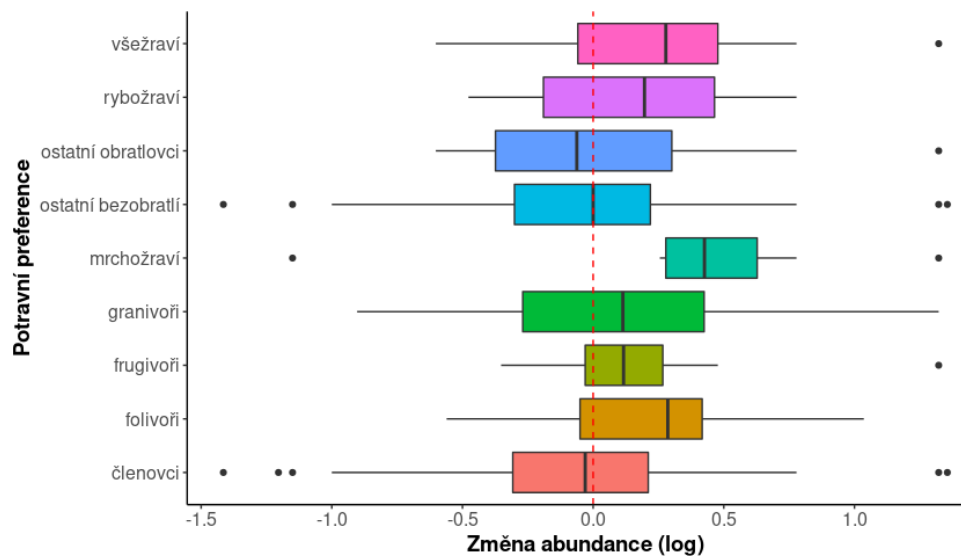
Koeficienty	Estimate	Střední chyba	t hodnota	p -hodnota
Intercept	-0.009878	0.042601	-0.232	0.8170
Osa 3	0.087301	0.042601	2.049	0.0425



Obr. 8. Souvislost změny abundance ptačích druhů s jejich reprodukčními strategiemi (vyjádřené pomocí skóreů z PCA analýzy). Znázorněn je trend a konfidenční interval.

4.3 VLIV POTRAVNÍ STRATEGIE NA POPULAČNÍ TRENDY

Zjistil jsem rozdílné souhrnné populační trendy pro skupiny druhů jednotlivých exkluzivních i neexkluzivních (jeden druh ptáka může figurovat v několika potravních strategiích) kategorií potravních preferencí. Pro exkluzivní kategorie potravních preferencí platí, že přibývají druhy omnivorní, býložravé a masožravé (včetně rybožravých a mrchožroutů), naopak výrazně ubývají druhy žeroucí bezobratlé (Tab. 7). Výsledky jsou podobné i při stanovení neexkluzivních kategorií potravních preferencí (Tab. 8). Přibývají především druhy býložravé (jak folivorní, tak v menší míře i frugivorní a granivorní), druhy všežravé a masožravé (včetně rybožravých). Ubývají druhy žeroucí bezobratlé, ať už členovce či jiné typy bezobratlých. Největší úbytek zaznamenaly druhy, v jejichž potravě se objevují mršiny, těch je ale malý počet.



Obrázek 9 - ilustrační graf změn log abundancí pro skupiny druhů různé neexkluzivní potravní preference. Boxploty znázorňují průměry, mezikvartilové rozpětí a odlehlé hodnoty.

Tabulka 7. Souhrnné trendy početností exkluzivně stanovených skupin druhů různých potravních preferencí, vypočítaných pomocí balíčku rTRIM shell. n – počet druhů zahrnutých do příslušné kategorie, trend (SE).

Potrava - exkluzivní	n	trend	SE
Bezobratlí	57	0,64	0,08
Všežraví	22	1,38	0,22
Rostliny (granivoři, frugivoři, folivoři)	27	1,59	0,27
Obratlovci	21	1,29	0,28

Tabulka 8. Souhrnné trendy početností neexkluzivně stanovených skupin druhů různých potravních preferencí v hnízdním období, vypočítaných pomocí balíčku rTRIM shell.

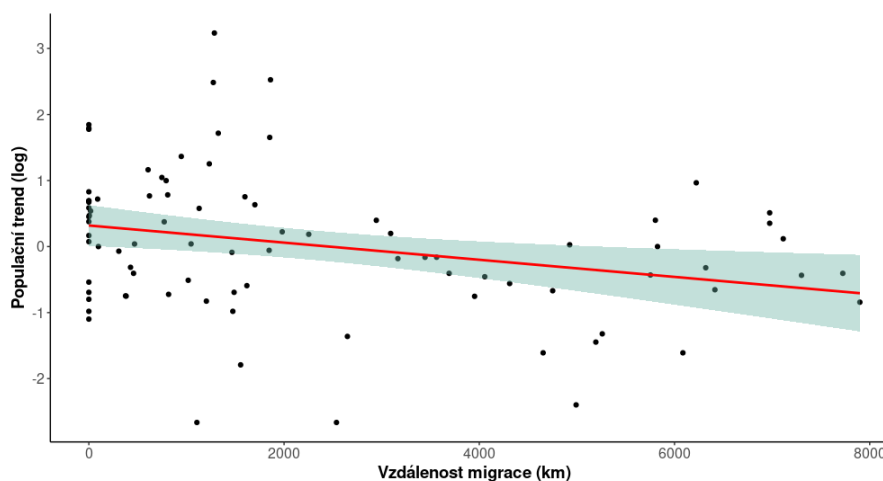
Potrava - neexkluzivní	n	trend	SE
Členovci/hmyz	93	0,91	0,08
Mršiny	7	0,16	0,12
Ryby	10	1,05	0,31
Folivoři	14	2,23	0,55
Frugivoři	10	1,30	0,24
Granivoři	30	1,14	0,16
Všežraví	14	2,43	0,59
Ostatní bezobratlí	64	0,92	0,11
Ostatní obratlovci	14	1,68	0,53

4.4 VLIV MIGRAČNÍ STRATEGIE NA POPULAČNÍ TRENDY

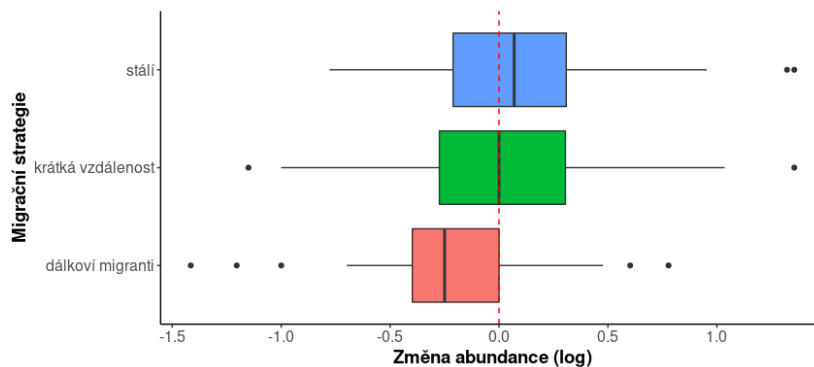
Vzdálenost na zimoviště (průměrná délka migrační trasy v km) měla signifikantně negativní vliv na změnu abundancí studovaných ptačích populací, druhy s delší migrační trasou ubývají výrazněji než druhy sedentární a migrující na krátké vzdálenosti (Tabulka 9 a Obr. 9).

Tabulka 9. Vliv délky migrační trasy druhů na změnu jejich abundancí mezi lety 2001 a 2021, odhadnutý pomocí lineární regrese (p -hodnota = 0,007889, multiple R² = 0,08105)

Koeficienty	Estimate	Střední chyba	t hodnota	p -hodnota
Intercept	0.3190	0.1555	2.052	0.04331
Migration distance (km)	-0.0001298	0.00004769	-2.722	0.00789



Obr. 10. Vlevo vztah mezi změnou abundance ptačích druhů a délkou jejich migrační trasy. Znázorněn je trend a konfidenční interval. Vpravo rozdíl ve změně abundance u druhů s různou migrační strategií (stálí, migrace na krátké vzdálenosti, dálkoví migranti).



Obrázek 11 - ilustrační graf změn log abundancí pro skupiny druhů různé migrační strategie. Boxploty znázorňují průměry, mezikvartilové rozpětí a odlehlé hodnoty.

Zjistil jsem odlišnosti v souhrnných populačních trendech skupin druhů jednotlivých neexkluzivních kategorií migračních strategií (Tab. 10). Negativní trendy vyšly pro migranty na dlouhou i krátkou vzdálenost, zatímco druhy stále naopak přibyly.

Tabulka 10. - Souhrnné trendy početností neexkluzivně stanovených skupin druhů různých migračních strategií, vypočítaných pomocí balíčku rTRIM shell.

Migrační strategie - neexkluzivní	n	Trend	SE
Long distance migrant	41	0,81	0,08
Short distance migrant	56	0,85	0,11
Sedentary	63	1,20	0,11

4.5 VLIV KLIMATICKÉ NIKY A VELIKOSTI HNÍZDNÍHO AREÁLU NA POPULAČNÍ TRENDY

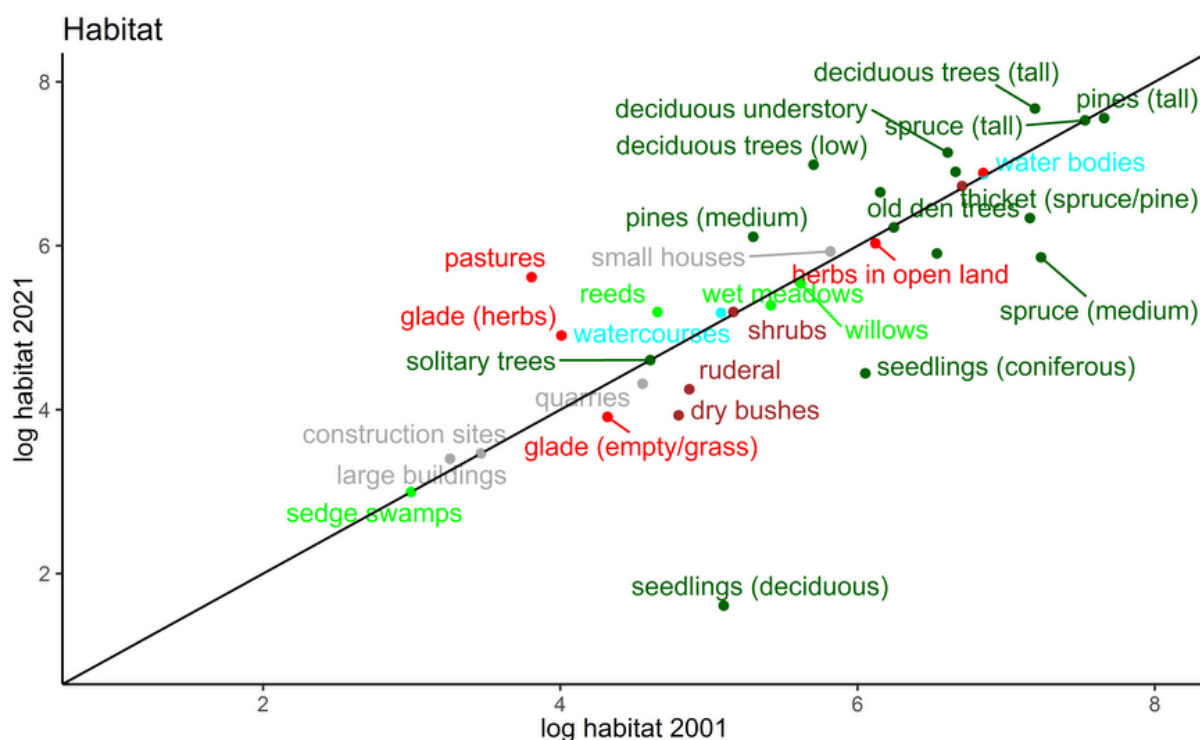
Nezjistil jsem žádný signifikantní vztah mezi populačními trendy druhů ptáků na Třeboňsku a pozicí (p -hodnota = 0,7778, multiple R² = 0,00095) a šíří (p -hodnota = 0,2816, multiple R² = 0,01379) jejich klimatické niky, stejně tak jsem nezjistil signifikantní vliv velikosti areálů sledovaných druhů na jejich trend početnosti (p -hodnota = 0,432, multiple R² = 0,007367).

4.6 VLIV HABITATOVÉ PREFERENCE NA POPULAČNÍ TRENDY

4.6.1 ZMĚNY HABITATU NA STUDOVANÉM ÚZEMÍ

Mapováním habitatů v roce 2021 a jejich následným srovnáním s datasetem z roku 2001 jsme zjistili lokální změny v zastoupení jednotlivých habitatů a porostních typů na ploše sčítacích bodů transektu.

Obecně se dá říci, že zestárlý lesní porosty, ubylo houstníků, nižších jehličnatých stromů a zmlazujících jehličnanů v podrostu, zatímco vysoké stromy obecně přibyly. Naopak přibyly čerstvé paseky. V otevřených habitatech ubylo ruderálních porostů a křovin, naproti tomu výrazně přibyla plocha pastvin (Obr. 10).



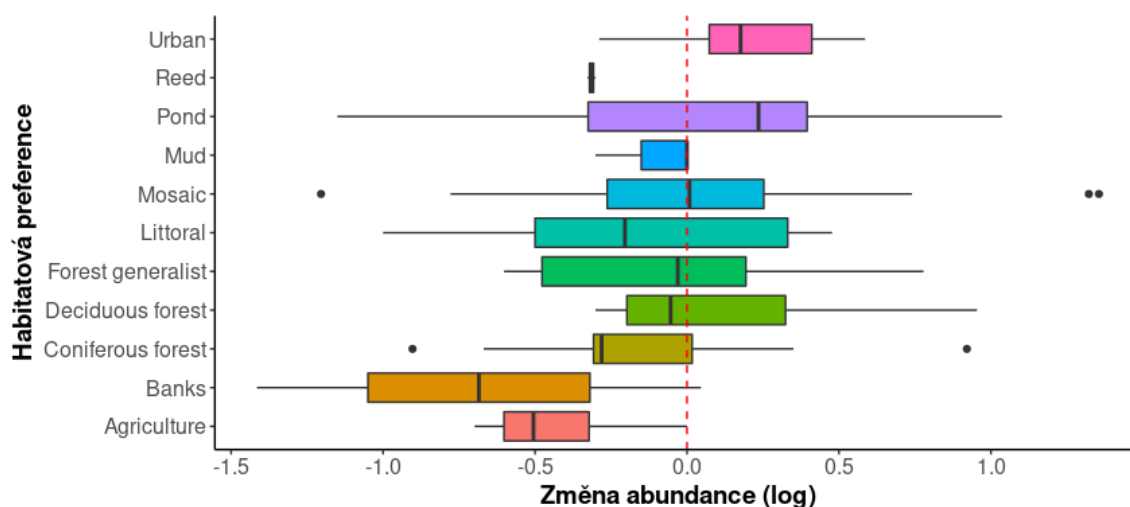
Obr. 12. Vztah rozlohy jednotlivých habitatů (v log škále) na sčítacích bodech v r. 2001 a 2021. Černá čára znázorňuje sklon = 1, tedy odpovídá nulové změně habitatů mezi sledovanými roky.

4.6.2 HABITATOVÉ PREFERENCE DRUHŮ

Zjistil jsem rozdílné souhrnné populační trendy pro skupiny druhů jednotlivých exkluzivních i neexkluzivních (jeden druh ptáka může figurovat v několika kategoriích) kategoriích habitatových preferencí. Pro exkluzivní kategorie habitatových preferencí platí, že přibývají druhy vázané na urbánní prostředí, druhy krajinné mozaiky a listnatých lesů, naopak ubývají druhy vázané na rybníky, druhy litorálních porostů, druhy vázané na jehličnaté lesy a generalistické lesní druhy. Nejvíce ubyly druhy vázané na zemědělskou krajinu (Tab. 11). Podobných výsledků jsem dosáhl při neexkluzivní klasifikaci skupin ptáků dle jejich habitatové preference (Tab. 12). Výrazně přibyly druhy vázané na urbánní biotopy a otevřené travnaté biotopy (louky, pastviny), mírně přibyly druhy listnatých lesů. Druhy křovin a jehličnatých lesů nevykazují výraznější trend. Výrazně ubyly druhy vázané na vodní prostředí, ať už vodní plochy, tak rákosiny a mokřady.

Tabulka 21. Souhrnné trendy početností exkluzivně stanovených skupin druhů různých habitatových preferencí, vypočítaných pomocí balíčku rTRIM shell. n - ; trend (SE) - ;

Habitaty exkluzivní	n	Trend	SE
Zemědělské druhy	5	0,33	0,10
Jehličnatý les	13	0,81	0,17
Listnatý les	8	1,17	0,26
Lesní generalisté	13	0,76	0,09
Rákosiny	9	0,70	0,25
Otevřená krajina	44	1,25	0,13
Rybníky	20	0,63	0,21
Města	10	1,75	0,37



Obrázek 13 - ilustrační graf změn log abundancí pro skupiny druhů různé neexkluzivní habitatové preference. Boxploty znázorňují průměry, mezikvartilové rozpětí a odlehlé hodnoty.

Tabulka 12. Souhrnné trendy početností neexkluzivně stanovených skupin druhů různých habitatových preferencí, vypočítaných pomocí balíčku rTRIM shell.

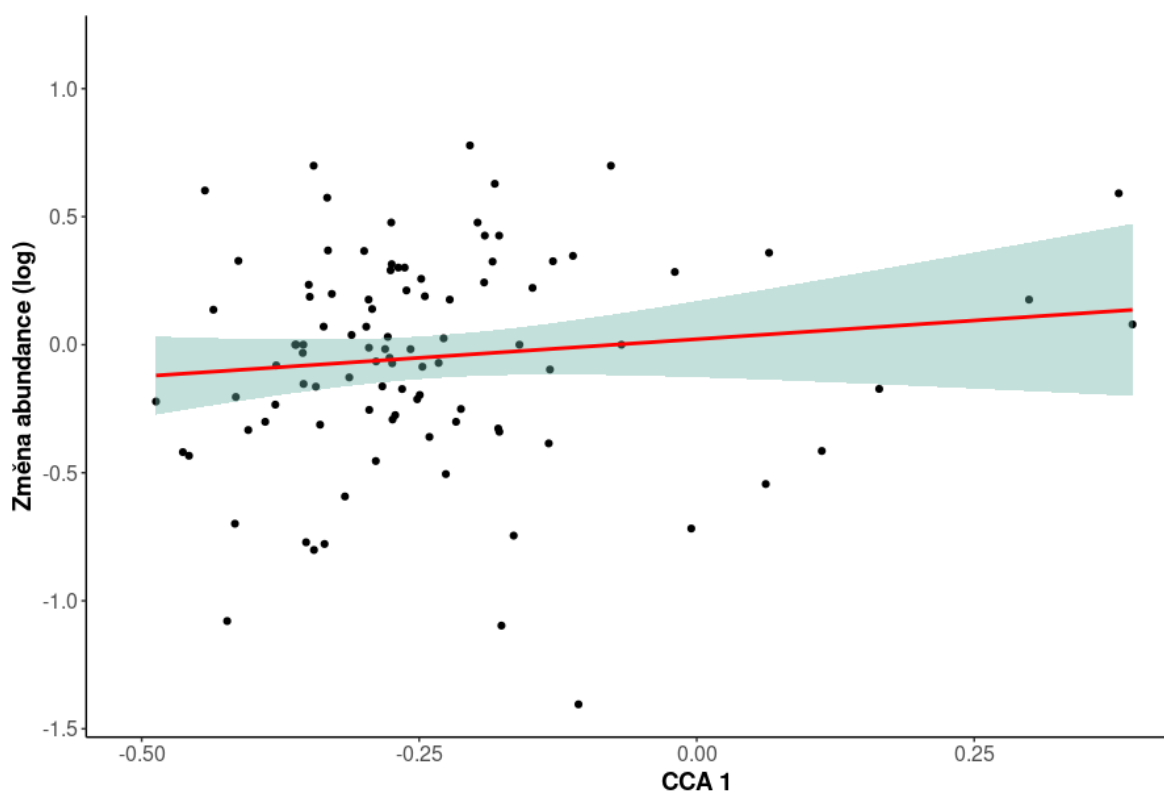
Habitaty - neexkluzivní	n	Trend	SE
Křoviny	24	1,02	0,15
Jehličnatý les	49	0,99	0,08
Listnatý les	58	1,11	0,10
Rybníky, řeky	35	0,65	0,15
Otevřená krajina	17	1,64	0,49
Rákosiny	9	0,65	0,18
Mokřady	16	0,21	0,09
Města	25	1,47	0,20
Lesní generalistů (woodland)	56	1,19	0,12

4.6.3 SOUHRNNÁ HABITATOVÁ PREFERENCE

Vliv souhrnných prediktorů habitatové preference druhů (ordinační osy z CCA analýzy) na velikost jejich populačních trendů mezi lety 2001 a 2021 byl signifikantně prokázán pro první ordinační osu (Tab. 13), odpovídající gradientu les – otevřená krajina. Zjistil jsem, že výrazněji ubývají druhy otevřené krajiny (Obr. 14). Pro druhou, třetí a čtvrtou osu nebyl vztah prokázán.

Tabulka 13. Vliv souhrnného prediktoru habitatové preference (ordinační osa 1) druhů na velikost jejich populačního trendu mezi lety 2001 a 2021, odhadnutý pomocí lineárního modelu (p -hodnota = 0,0002821, multiple R2 = 0,08917).

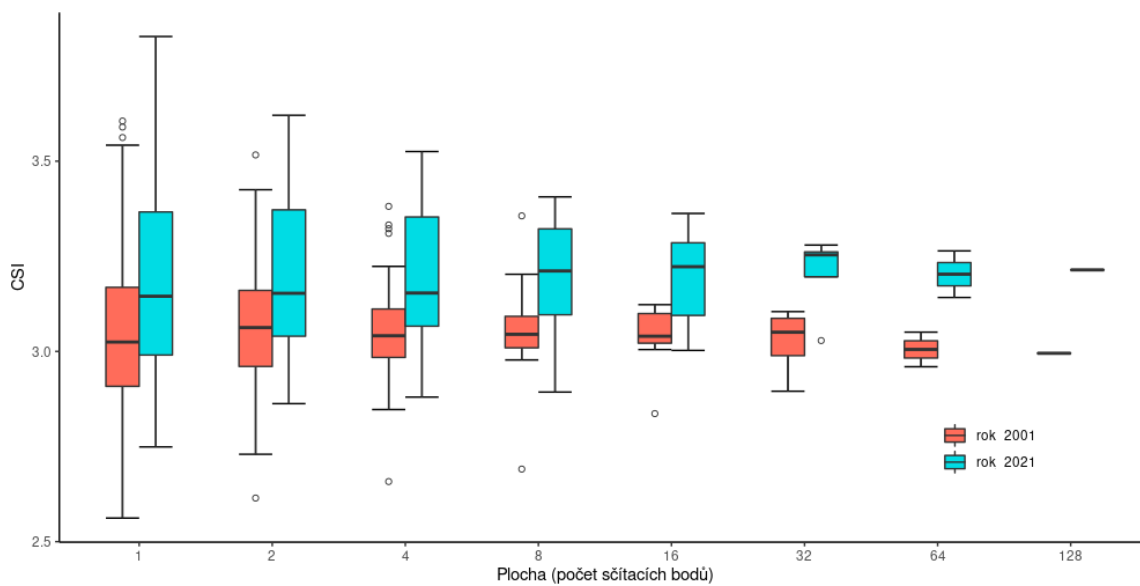
Koeficienty	Odhad	Střední chyba	t hodnota	p-hodnota
Intercept	-0.05406	0.05088	1,062	0.29069
CCA 1	0,42153	0.13750	3,066	0.00282



Obr. 14 Vliv souhrnného prediktoru habitatové preference (ordinační osa 1, odpovídající gradientu les – otevřená krajina) druhů na velikost jejich populačního trendu mezi lety 2001 a 2021.

4.6.4 HABITATOVÝ SPECIALISMUS

Mezi lety 2001 a 2021 nebyl zjištěn (p -hodnota=0,7317, multiple $R^2 = 0,001$) vztah závislosti změny abundance druhů a míře jejich habitatové specializace, vyjádřené indexem SSI. Celková míra specializace společenstev, vyjádřená jako index CSI, mezi lety 2001 a 2021 vzrostla, i když jen mírně z 0,29951579 na 0,3214248 (Obr. 13). Tento nárůst je více znatelný na větších prostorových škálách, tedy při sloučení dat z většího množství sčítacích bodů. Zjistil jsem nárůst průměrné hodnoty habitatové specializace společenstev CSI mezi roky 2001 a 2021 (Tab. 14).



Obr. 13. Vztah míry specializace společenstva (vyjádřené indexem CSI) a rozlohy studované oblasti (zde vyjádřené jako počet sčítacích bodů zahrnutých do výpočtu CSI). Boxploty znázorňují medián, mezikvartilové rozpětí a SE indexu CSI.

Tabulka 14 – výsledky série Wilcoxonových párových testů, srovnávajících průměrnou hodnotu CSI na různých prostorových škálách studované oblasti (jednotlivé body, dvojice, čtveřice, atd.).

škála	V - hodnota	p-hodnota
1	2491	> 0,001
2	0	> 0,001
4	1	> 0,001
8	0	> 0,001
16	0	0,007
32	0	0,125
64	0	0,500

5 DISKUZE

Ve své diplomové práci se zabývám změnami početnosti ptáků a struktury ptačích společenstev na krajinné úrovni v CHKO Třeboňsko. Tato oblast patří k rozlehlým krajinným celkům s pestrou biotopovou skladbou a několikanásobnou územní ochranou. Zajímalo mě, zda a jak se předpokládané jevy jako intenzifikace zemědělství a rybářství, spolu s postupnou změnou struktury lesních porostů projeví v populačních trendech jednotlivých druhů i skupin druhů kategorizovaných podle jejich biotopových a potravních preferencí a specializací a jejich životních a migračních strategií. Zjistil jsem, že velká část druhů kopíruje celostátní i evropské trendy početnosti, identifikoval jsem ale celou řadu druhů, jejichž trend na Třeboňsku je specifický a projevuje se u nich jak rychlejším přibýváním, tak akcelerovaným úbytkem. Obecně ubývají především druhy otevřené krajiny v čele s druhy zemědělské krajiny, druhy vodní a mokřadní, druhy hmyzožravé a druhy táhnoucí do subsaharské Afriky. Naopak přibývají velké ptačí druhy s pomalejším typem životní strategie, druhy lesní, především pak druhy vázané na lesy listnaté, a druhy býložravé a masožravé. Na úrovni celých společenstev pak došlo k určité unifikaci, vlivem celkového úbytku nejvzácnějších i nejhojnějších druhů a favorizace určitých skupin ptáků dle zmíněných strategií a biotopových preferencí. Tyto moje výsledky jsou alarmující pro ochranu přírody, která se především u ptáků vázaných na vodní prostředí a mokřady v CHKO Třeboňsko míjí účinkem.

5.1 JEDNOTLIVÉ DRUHY

Některé druhy byly zaznamenány pouze v jednom ze studijních let, pravděpodobně jen náhodou, vlivem jejich biologie, jako například rozvržením jejich aktivity mimo časy sčítání u dvou náhodou zjištěných druhů sov, zaznamenaných pouze v prvním roce sčítání - puštík obecný (*Strix aluco*), kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*). U jiných k tomu mohlo dojít vlivem jejich obecně nízké populační hustoty v rámci ČR a Třeboňska - např. lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*), ořešník kropenatý (*Nucifraga caryocatactes*), kulík říční (*Charadrius dubius*), včelojed lesní (*Pernis apivorus*), ostříž lesní (*Falco subbuteo*) nebo kavka obecná (*Coloeus monedula*).

V jiných případech však může jít o důsledek skutečných nárůstů odrážejících populační trendy i na větší prostorové škále – například nově zjištění volavka bílá (*Ardea alba*), racek bělohlavý (*Larus cachinnans*) dudek chocholatý (*Upupa epops*), holub doupňák (*Columba oenas*),

rákosník velký (*Acrocephalus arundinaceus*), čáp černý (*Ciconia nigra*) a krkavec velký (*Corvus corax*), či absence druhů jako např. potápka černokrká (*Podiceps nigricollis*), moudivláček lužní (*Remiz pendulinus*), bramborníček hnědý (*Saxicola rubetra*), rákosník proužkovaný (*Acrocephalus schoenobaenus*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*), sedmihlásek hajní (*Hippolais icterina*), cvrčilka slavíková (*Locustella luscioides*).

Výsledky trendů jednotlivých druhů ptáků ze studijního sčítacího transektu na Třeboňsku byly vypočítány stejným způsobem, jako trendy celostátní (JPSP) a celoevropské (PECBMS). Ty jsou však vyhodnocovány dlouhodobě, z řad roků sahajících až do osmdesátých let (JPSP, PECBMS). Vzhledem k daleko větší prostorové škále, na které oba projekty operují, vycházejí navíc z daleko většího množství dat. Lze tedy předpokládat, že výsledky zde předkládaných populačních trendů ptáků na Třeboňsku podléhají daleko většímu náhodnému zkreslení, a není proto překvapivé, že mají výrazně větší rozptyl, než oba srovnávané dlouhodobé velkoškálové trendy. Příkladem můžou být zde uváděné trendy pro špačka obecného (*Sturnus vulgaris*).

5.2 ŽIVOTNÍ STRATEGIE

Testováním souhrnných prediktorů životních strategií, identifikovaných PCA analýzou hlavních vzájemně korelovaných charakteristik druhů, byl zjištěn statisticky významný efekt dvou gradientů. Prvním z nich je velikost těla a s ním korelované charakteristiky druhů jako je hmotnost vejce a inkubační doba. Druhým je rychlost rozmnožovací strategie (r-K strategie) – vyjádřená především velikostí snůšky a počtem snůšek za rok.

Výsledky statistik podporují v rámci třeboňského datasetu pozitivnější trendy druhů s větší velikostí a průměrnou hmotností, jaké jsou pozorovány i jinde. Na druhém gradientu charakteristiky r-K strategie, přibývaly populace druhů směrem k pomalejší K-strategií. V rámci celonárodních a celoevropských trendů byl její vliv rozpoznán již dříve. K-stratégové, či druhy s pomalou rozmnožovací strategií, s níž v průměru velikost těla také koreluje se šíří napříč společností, a teoretizuje se o tom, zda jejich úspěch pramení z jejich schopnosti vypořádat se stále širším spektrem negativních antropogenních či klimatických podmínek prostředí. Například odložením rozmnožování v nepříznivých podmínkách, a vyčkávat na optimální. Navíc tyto life-history charakteristiky do určité míry mohou korelovat s generalisty.

5.3 MIGRAČNÍ STRATEGIE A KLIMATICKÁ NIKA

Konzistentně s poznatky o vlivu migrační strategie na populační trendy ptáků v České republice a Evropě (D. Bowler et al., 2021) byl i na Třeboňsku zjištěn úbytek migrujícího plectva, především na dlouhé vzdálenosti. Ubývají tedy především druhy migrující na zimoviště do subsaharské Afriky. Stále druhy naopak přibýly. Ačkoliv nebyly rozdíly mezi souhrnnými trendy pro migranty na dlouhou a krátkou vzdálenost výrazné, byla zjištěná průkazná negativní závislost populačního trendu na vzdálenosti migrace na zimoviště, která je také všeobecně rozšířená (Jones & Cresswell, 2010). Tyto výsledky dokazují, že vliv charakteristik migrační biologie ptáků na jejich populační trajektorie je všudypřítomný již od regionální škály.

Naopak, obecně platný vliv změny klimatu na populační trendy druhů na úrovni zkoumané oblasti průkazně zjištěn nebyl. Ačkoliv byl v souladu s teorií (Jiguet et al., 2010) zaznamenán nárůst početností některých teplomilných druhů, například dudka chocholátého (*Upupa epops*), výsledky testů ukázaly na víceméně rovnoměrné rozložení populačních trendů druhů na gradientu jejich preferované klimatické niky, a průkazný vliv na abundance neměla ani její šíře. Vliv neměla ani velikost jejich hnízdního areálu, která by měla být také korelována s rozpětím podmínek prostředí, které je daný druh schopný efektivně zvládat. Výsledky z Třeboňska tedy svědčí spíše pro to, že minimálně v měřítku lokálním až regionálním, hrají roli na úbytku ptačích migrantů zejména spíše ostatní charakteristiky jejich migrační biologie.

5.4 POTRAVNÍ PREFERENCE

Široce rozšířený trend úbytku hmyzožravých ptáků, způsobený úbytkem hmyzu (D. E. Bowler et al., 2019) vlivem intenzifikace zemědělského hospodaření (Reif & Hanzelka, 2020) byl zjištěn i v rámci studovaného transektu na Třeboňsku. Nejstrmější pokles vyšel podle užší, exkluzivní klasifikace, pro potravně specializované insektivory. Typickým příkladem může být sedmihlásek hajní (*Hippolais icterina*), zatímco pro širší neexkluzivní klasifikaci zahrnující i druhy, které na hmyz nejsou vázané striktně, ale třeba jen v průběhu hnízdní sezóny, vychází pokles o něco mírnější. Tato klasifikace zahrnuje např. druhy jako krkavec velký (*Corvus corax*). V souladu s velkoškálovými pozorováními (D. E. Bowler et al., 2019) ubyla například cvrčilka říční (*Locustella naevia*). Naopak jiné druhy insektivorních ptáků, které byly v Evropě identifikovány jako stabilní (Hallmann et al., 2014), jako strakapoud prostřední (*Dendrocopos medius*) podle výsledků ze studovaného transektu ubyly. Mírný úbytek zaznamenaly také druhy využívající ostatní bezobratlou potravu.

Neexkluzivně klasifikovaná skupina zrnožravých ptáků sledovala víceméně stabilní trend. Ubyly spíše jednotlivé druhy. Ořešník kropenatý (*Nucifraga caryocatactes*) identifikovaný jako jeden z druhů granivorů s nejméně výrazným úbytkem (D. E. Bowler et al., 2019) nebyl oproti roku 2001 znovu zaznamenán spíše kvůli jeho vzácnosti v rámci studované oblasti. Interakce granivorie (a částečná hmyzožravost, především v hnízdním období) s preferencí pro zemědělskou krajinu, jak uváděnou (D. E. Bowler et al., 2019), mohla vést k výraznému populačnímu propadu strnada obecného (*Emberiza citrinella*).

Nárůst prodělaly obecně druhy souhrnné exkluzivní skupiny druhů konzumujících rostlinnou potravu. Přibylo druhů spásajících rostlinné části – folivorů, zastoupených zejména vrubozobými (Anseriformes). Kromě již zmíněné kachny divoké zaznamenala nárůst o jeden řád husa divoká (*Anser anser*). Relativně stabilní byli ptáci plodožraví.

Velmi zajímavé výsledky přináší konkrétně skupina zrnožravých ptáků. Velký úbytek totiž zaznamenala běžná a celostátně mírně ubývající (Reif et al., 2016) pěnkava obecná (*Fringilla coelebs*). Značný pokles prodělal strnad obecný (*Emberiza citrinella*), zvonohlík zahradní (*Serinus serinus*) nebo hrdlička divoká (*Streptopelia turtur*). To je v souladu s jejich dlouhodobými celostátními trendy (Reif et al., 2016). Naopak výrazně přibyli vrabec polní (*Passer montanus*) a zejména vrabec domácí (*Passer domesticus*), jejichž populace na úrovni ČR klesají (Reif et al., 2016). Za tímto rozporem může stát vícero faktorů. Jednak mnou studovaná oblast zahrnuje venkovskou krajinu, kde úbytek sledovaných druhů obecně není tak markantní. Ve vesnicích stále nacházíme drobná hospodářství a zemědělskou výrobu (viz. Šálek et al., 2015). Druhým důvodem může být postupující synantropizace vrabce polního, spojeného s nárůstem populační početnosti v tomto typu biotopu (Grünwald 2022). Dále vzrostly abundance také dlaska tlustozobého (*Coccothraustes coccothraustes*), čížka lesního (*Spinus spinus*), konopky obecné (*Linaria cannabina*). Populační trend těchto druhů v rámci ČR je spíše stabilní, typicky se ale jedná o druhy se skokově fluktuujícími meziročními rozdíly v početnostech a reagují tak rychle např. na měnící se potravní nabídku (JPSP). Silný nárůst početnosti jsem zaznamenal u holuba hřivnác (*Columba palumbus*), což je v souladu s jeho populačním trendem i pokračující synantropizací (Sakhvon & Kövér, 2020). Nově se na transektu objevil holub doupňák (*Columba oenas*), jeho početnosti bývá dávana do souvislosti s narůstající rozlohou listnatých lesů i početností datla černého (*Dryocopus martius*), který zvyšuje pro doupňáka nabídku hnízdních příležitostí (Schulze et al., 2019).

V rámci neexkluzivní klasifikace byl zaznamenán výrazný nárůst všežravých druhů ptáků, ale sílu této změny vychýlil výrazný nárůst jednoho druhu – kachny divoké (*Anas platyrhynchos*), alespoň z části podpořený jejich vypouštěním člověkem, za účelem lovu. Z tohoto důvodu je asi smysluplnější výsledek exkluzivní. Ale i tady je vliv všech krkavcovitých, kteří všichni narůstali – pravděpodobně díky přizpůsobivosti dané jejich kognitivními schopnosti (Reif et al., 2011b).

Rybožraví ptáci, vázaní potravně na prostředí rybnických soustav Třeboňské pánve, a v některých případech, jako třeba u ledňáčka říčního (*Alcedo atthis*), čápa černého (*Ciconia nigra*) a tří druhů volavkovitých (Ardeidae) z velké míry také na přirozenou i člověkem upravenou říční krajinu řeky Lužnice, zůstali víceméně stabilní. Výrazně přibyl jen čáp černý, ale u něj jde spíše o efekt vývoje jeho populací na širší prostorové škále (Reif et al., 2016).

Skupina masožravých ptáků, zahrnující mimo některé zjištěné dravce (Accipitriformes) a sokolovité (Falconiformes) také krkavcovité ptáky (Corvidae), mírně přibyla právě díky nárůstu abundancí krkavce velkého (*Corvus corax*) a vrány obecné (*Corvus corone*), o kterých lze spolu s také přibývajícím rackem bělohlavým (*Larus cachinans*) tvrdit, že jde o potravní generalisty, kteří všeobecně přibývají, spíše než o striktní dravé ptáky. U těch naproti tomu k žádným výrazným nárůstům nedošlo. Znatelně negativní trend vychází pro mrchožrouty, výsledek trendu této skupiny je ale výrazně vychýlený úbytkem abundance racka chechtavého (*Larus ridibundus*), který však reagoval na negativní změny v zemědělské krajině. Ostatní druhy této skupiny, z velké části překrývající tu předchozí, jsou víceméně stabilní, nebo naopak narůstají.

5.5 HABITATOVÉ PREFERENCE

Souhrnná CCA analýza habitatových preferencí druhů na Třeboňsku s využitím našeho detailního datasetu zastoupení jednotlivých typů prostředí pro jednotlivé sčítací body odhalila, že nejpodstatnějším gradientem vysvětlujícím tamější rozšíření druhů ptáků je gradient mezi lesním prostředím na jedné, a otevřenou krajinou na druhé straně. Toto zjištění je v souladu s výsledky, které byly dříve publikovány na škále celé České republiky (Reif, Storch, & Šimová, 2008). Pozice jednotlivých druhů na tomto gradientu průkazně předpovídala jejich populační trajektorii. Druhy preferující otevřenou krajinu ubývaly signifikantně více, než druhy lesní. Toto zjištění zapadá do znalostí zjištěných na úrovni České republiky i celé Evropy, kde je preference pro otevřenou krajinu také prediktorem populačního úbytku (D. Bowler et al.,

2021). Jde tedy o druhovou charakteristiku, která má vliv napříč lokálními až kontinentálními prostorovými měřítky.

Bližší hodnocení specifitějších habitatových preferencí druhů ukázala, že ptáci vázaní exkluzivně na otevřené habitaty zemědělské krajiny, jako skřivan polní (*Alauda arvensis*), bramborníček hnědý (*Sacicola rubetra*), křepelka polní (*Coturnix coturnix*) nebo čejka chocholátá (*Vanellus vanellus*) ubyli výrazně. To je v souladu nejen s celostátním, ale i celoevropským trendem početnosti takovýchto druhů (Reif & Hanzelka, 2016). Poněkud obecněji stanovená neexkluzivní klasifikace ptáků obývajících otevřenou krajinu zahrnovala naopak druhy, které v průměru mírně přibyly.

Tento rozdíl může pramenit z toho, že neexkluzivní kategorie ptáků zahrnuje naproti striktní exkluzivní klasifikaci zahrnující habitatové specialisty také i ke změnám flexibilnější generalistické druhy (Couvet et al., 2003). Tyto druhy mohly v rámci studovaného třeboňského transektu profitovat z nárůstu rozlohy pastvin. V rámci exkluzivní klasifikace tyto druhy vyčleněny zvlášť, a vychází pro ně mírný nárůst.

Také lesní druhy na Třeboňsku víceméně sledovaly obecně známé trendy. Stabilní populační trend až mírný nárůst zaznamenali ptáci listnatého lesa, například brhlík lesní (*Sitta europea*) či dlask tlustozobý (*Coccothraustes coccothraustes*). Ti i v rámci ČR přibývají spolu s nárůstem zastoupení listnáčů v českých lesích, pozorovatelném i v rámci naší studie. Úbytek se týkal jednotlivých, převážně hmyzožravých druhů, jako budníčka lesního (*Phylloscopus sibilatrix*), šoupálka krátkoprstého (*Certhia brachydactyla*) a žluva hajní (*Oriolus oriolus*). Zatímco populační trend žluvy hajní je v ČR víceméně stabilní, budníček dlouhodobě přibývá a jeho úbytek na Třeboňsku lze jen stěží jednoduše vysvětlit. Úbytek šoupálka krátkoprstého je v souladu s jeho populačním trendem na úrovni ČR (Reif et al., 2016).

Naopak byl zaznamenán úbytek také v České republice ubývajících druhů jehličnatých lesů, které sledují úbytek relativního zastoupení jehličnatých stromů (Reif, Storch, Voříšek, et al., 2008). Také v rámci studijní plochy by jejich negativní trend mohl odpovídat na částečný úbytek smrkového lesa, zmlazujících jehličnanů a výsadby. Je možné spekulovat o tom, zda nejde částečně o odpověď druhů na relativní stárnutí věkové skladby lesních porostů, třeba vlivem úbytku vhodných hnízdních příležitostí – jako jehličnatých houstníků a zmlazujících stromků, které jsou některými druhy často k hnízdění využívány. Tyto porosty navíc skýtají úkryt, takže mohlo potenciálně dojít ke zvýšení predančního tlaku, např. na hnízda a mláďata.

Detailnější pohled na to, které konkrétní druhy ubývají ale ukazuje ke vlivu insektivorie. Nejvýraznější úbytky pro druhy jehličnatých lesů byly na studijním transektu totiž zaznamenány právě pro hmyzožravé druhy, např: šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), sýkora parukářka (*Lophophanes cristatus*), pěvuška modrá (*Prunella modularis*), králíček obecný (*Regulus regulus*).

Vodní ptáci zaznamenaní na studijním transektu výrazný ubytek. Je ale třeba říci, že metodika této práce nebyla ke zkoumání jejich stavů zcela vhodná. Zejména kachny (Anatidae), tvořící většinu druhů z této kategorie, se i v průběhu hnízdní sezóny pohybují na relativně velké ploše rybníků kde se krmí a hnízdí, takže během šesti termínů bodového sčítání mohlo snadno dojít k velkým odchylkám v naměřených abundancích vlivem náhody či méně příznivého počasí, kdy hledají kachny skrýš v rákosinách. Za takových podmínek lze během pětiminutového bodového sčítání zaznamenat jen zlomek jedinců, a dochází tak k velkým odchylkám.

Úbytek ptáků vázaných na rákosiny a litorální porosty, které v rámci transektové linie naopak přibýly může být dán tím, že jde o hmyzožravé dálkové migranty. Zároveň ale nelze vyloučit, že kvalita i dostupnost jejich hnízdního habitatu na Třeboňsku obecně klesá.

Zajímavý je znatelný nárůst ptáků lidských sídel, kteří v souladu s celostátním i evropským trendem výrazně navýšili svou početnost. Jenže, trendy hovoří o populačním růstu druhů, které se v současnosti synantropizují, zatímco druhy, které jsou na město vázané již dlouhodobě spíše ubývají (Grünwald 2022).

5.6 HABITATOVÁ SPECIALIZACE A BIOTICKÁ HOMOGENIZACE

Napříč Evropou i v České republice je pozorována homogenizace ptačích společenstev charakterizovaná úbytkem ptačích specialistů (Clavel et al., 2011; Viol et al., 2012). Výrazný úbytek habitatových specialistů nebyl v rámci třeboňského studijního transektu zjištěn. Nebyl zjištěn žádný efekt habitatové specializace druhů vyjádřený hodnotou jejich indexu specializace SSI, a celková míra specializace společenstev vyjádřená indexem CSI dokonce vzrostla. Tento průměrný nárůst byl průkazný na lokální prostorové škále (na měřítku 1, 2, 4, 8 a 16 sčítacích bodů) odpovídající zhruba 0 - 6 km. Na regionální škále celého transektu ji nebylo možné statisticky testovat.

Otázkou zůstává, co je příčinou takového trendu, protichůdného dosavadním poznatkům. Roli by mohlo hrát právě prostorové měřítko této studijní lokality. Biotická homogenizace je totiž škálově závislá (Doxa et al., 2012), a tak je pravděpodobné, že v rámci tohoto trendu může v závislosti na lokálních environmentálních charakteristikách existovat daleko širší variabilita, než na větších škálách, kde hodnoty vycházejí z průměrného stavu jinak různorodého prostředí.

6 ZÁVĚR

Cílem této diplomové práce bylo porovnat populační trendy ptáků na krajinné úrovni, a zjistit, jak se na této škále jednotlivé vlivy, které vytváří jejich variabilitu projevují. Transektovým sčítáním v roce 2021 byly srovnáním výsledků sčítání na stejných bodech v roce 2001 zjištěny populační trendy ptáků. Tyto trendy byly následně srovnávány s výsledky dlouhodobých celostátních a kontinentálních monitorovacích programů.

Odlišnosti v těchto trendech byly dané lokální variabilitou prostředí a konkrétními specifickými nároky jednotlivých druhů. Byl zjištěn pozitivní vztah populačních trendů ptáků na velikosti jejich těla a pozici druhu na gradientu r-K strategie. Důležitá role potravní preference odhalila konzistentně s velkoplošnými poznatky úbytek hmyzožravých druhů ptáků. V rámci dalších skupin byly objeveny druhy, které ubývaly zřejmě vlivem svých druhově specifických nároků.

Zjistili jsme úbytek dálkových migrantů a migrantů na střední vzdálenost, zatímco stálé druhy byly víceméně stabilní. Síla poklesu populačních trendů byla závislá na délce migrační trasy. Na úrovni studovaného území nebyl zjištěn žádný vliv jinde důležité pozice a šíře klimatické niky druhů na jejich populační trendy, a žádná závislost nebyla zjištěna ani pro velikost areálu rozšíření druhů.

Zkoumáním vlivu habitatových preferencí na jejich trendy byl potvrzen vliv jejich pozice na gradientu od lesních habitatů až po otevřenou zemědělskou krajinu, jejíž druhy zaznamenaly obecně největší úbytek. Ubyly ale i druhy lesní, částečně vlivem změny složení porostů.

Obecně ale hrály důležitou roli kombinace většího množství ekologických charakteristik druhů. Například výrazně negativní kombinace inaktivních ptáků zemědělské krajiny.

Zajímavé je, že k tak výrazným jevům dochází i v rámci přírodně cenné CHKO Třeboňsko. Dalo by se spekulovat, z jakého důvodu v tomto ohledu ochrana přírody selhává.

6.1 LITERATURA

- Ahola, M. P., Laaksonen, T., Eeva, T., & Lehikoinen, E. (2007). Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology*, 76(6), 1045–1052. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01294.x>
- Bakx, T. R. M., Lindström, Å., Ram, D., Pettersson, L. B., Smith, H. G., van Loon, E. E., & Caplat, P. (2020). Farmland birds occupying forest clear-cuts respond to both local and landscape features. *Forest Ecology and Management*, 478. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118519>
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L., & Crick, H. Q. P. (2002). Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. In *Journal of Applied Ecology* (Vol. 39).
- Bibby, C. J. , Burgess, N. D. , Hillis, D. M. , Hill, D. A. , & Mustoe, S. (2000). *Bird census techniques*.
- Both, C., van Turnhout, C. A. M., Bijlsma, R. G., Siepel, H., van Strien, A. J., & Foppen, R. P. B. (2010). Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 277(1685), 1259–1266. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.1525>
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M., & Böhning-Gaese, K. (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33(5), 1120–1130. <https://doi.org/10.1111/cobi.13307>
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., O'Hara, R. B., & Böhning-Gaese, K. (2018). Disentangling the effects of multiple environmental drivers on population changes within communities. *Journal of Animal Ecology*, 87(4), 1034–1045. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12829>
- Bowler, D., Richter, R. L., Eskildsen, D., Kamp, J., Moshøj, C. M., Reif, J., Strebel, N., Trautmann, S., & Voříšek, P. (2021). Geographic variation in the population trends of

- common breeding birds across central Europe. *Basic and Applied Ecology*, 56, 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.07.004>
- Clavel, J., Julliard, R., & Devictor, V. (2011). Worldwide decline of specialist species: Toward a global functional homogenization? In *Frontiers in Ecology and the Environment* (Vol. 9, Issue 4, pp. 222–228). <https://doi.org/10.1890/080216>
- Couvet, D., Julliard, R., Dé, F., & Jiguet, R. (2003). *Common birds facing global changes: what makes a species at risk?* <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.00723.x>
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252–261. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>
- Doxa, A., Paracchini, M. L., Pointereau, P., Devictor, V., & Jiguet, F. (2012). Preventing biotic homogenization of farmland bird communities: The role of High Nature Value farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 148, 83–88. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.020>
- Eglington, S. M., & Pearce-Higgins, J. W. (2012). Disentangling the relative importance of changes in climate and land-use intensity in driving recent bird population trends. *PLoS ONE*, 7(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030407>
- Gregory, R. D., Skorpilova, J., Vorisek, P., & Butler, S. (2019). An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. *Ecological Indicators*, 103, 676–687. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.064>
- Hallmann, C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C. A. M., de Kroon, H., & Jongejans, E. (2014). Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511(7509), 341–343. <https://doi.org/10.1038/nature13531>
- Hanzelka, J., Telenský, T., & Reif, J. (2015). Patterns in long-term changes of farmland bird populations in areas differing by agricultural management within an Eastern European country. *Bird Study*, 62(3), 315–330. <https://doi.org/10.1080/00063657.2015.1048423>

- Heldbjerg, H. (n.d.). *CITIZEN SCIENCE BASED BIRD POPULATION STUDIES*.
<http://www.au.dk>
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., & Gaston, K. J. (2015). Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters*, *18*(1), 28–36. <https://doi.org/10.1111/ele.12387>
- Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., Devictor, V., & Chiron, F. (2016). Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *216*, 9–22. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.017>
- Jiguet, F., Gregory, R. D., Devictor, V., Green, R. E., Voříšek, P., van Strien, A., & Couvet, D. (2010). Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global Change Biology*, *16*(2), 497–505. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01963.x>
- Jones, T., & Cresswell, W. (2010). The phenology mismatch hypothesis: Are declines of migrant birds linked to uneven global climate change? *Journal of Animal Ecology*, *79*(1), 98–108. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01610.x>
- Jørgensen, P. S., Böhning-Gaese, K., Thorup, K., Tøttrup, A. P., Chylarecki, P., Jiguet, F., Lehikoinen, A., Noble, D. G., Reif, J., Schmid, H., van Turnhout, C., Burfield, I. J., Foppen, R., Voříšek, P., van Strien, A., Gregory, R. D., & Rahbek, C. (2016). Continent-scale global change attribution in European birds - combining annual and decadal time scales. *Global Change Biology*, *22*(2), 530–543. <https://doi.org/10.1111/gcb.13097>
- Koleček, J., Adamík, P., & Reif, J. (2020). Shifts in migration phenology under climate change: temperature vs. abundance effects in birds. *Climatic Change*, *159*(2), 177–194. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02668-8>
- Koleček, J., Albrecht, T., & Reif, J. (2014). Predictors of extinction risk of passerine birds in a Central European country. *Animal Conservation*, *17*(5), 498–506. <https://doi.org/10.1111/acv.12117>

- Koleček, J., Procházka, P., Ieronymidou, C., Burfield, I. J., & Reif, J. (2018). Non-breeding range size predicts the magnitude of population trends in trans-Saharan migratory passerine birds. *Oikos*, *127*(4), 599–606. <https://doi.org/10.1111/oik.04549>
- Koschová, M., & Reif, J. (2014). Potential range shifts predict long-term population trends in common breeding birds of the Czech republic. *Acta Ornithologica*, *49*(2), 183–192. <https://doi.org/10.3161/173484714X687064>
- Lemoine, N., Bauer, H. G., Peintinger, M., & Böhning-Gaese, K. (2007). Effects of climate and land-use change on species abundance in a Central European bird community. *Conservation Biology*, *21*(2), 495–503. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00633.x>
- Leveau 2017. (n.d.).
- Morelli, F., Benedetti, Y., & Callaghan, C. T. (2020). Ecological specialization and population trends in European breeding birds. *Global Ecology and Conservation*, *22*. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00996>
- Morrison, C. A., Robinson, R. A., Clark, J. A., Risely, K., & Gill, J. A. (2013a). Recent population declines in Afro-Palaeartic migratory birds: The influence of breeding and non-breeding seasons. *Diversity and Distributions*, *19*(8), 1051–1058. <https://doi.org/10.1111/ddi.12084>
- Morrison, C. A., Robinson, R. A., Clark, J. A., Risely, K., & Gill, J. A. (2013b). Recent population declines in Afro-Palaeartic migratory birds: The influence of breeding and non-breeding seasons. *Diversity and Distributions*, *19*(8), 1051–1058. <https://doi.org/10.1111/ddi.12084>
- Ockendon, N., Hewson, C. M., Johnston, A., & Atkinson, P. W. (2012). Declines in British-breeding populations of Afro-Palaeartic migrant birds are linked to bioclimatic wintering zone in Africa, possibly via constraints on arrival time advancement. *Bird Study*, *59*(2), 111–125. <https://doi.org/10.1080/00063657.2011.645798>
- Pulido, F., & Berthold, P. (2010). Current selection for lower migratory activity will drive the evolution of residency in a migratory bird population. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *107*(16), 7341–7346. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910361107>

- Reif, J., Böhning-Gaese, K., Flade, M., Schwarz, J., & Schwager, M. (2011a). Population trends of birds across the iron curtain: Brain matters. *Biological Conservation*, *144*(10), 2524–2533. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.009>
- Reif, J., Böhning-Gaese, K., Flade, M., Schwarz, J., & Schwager, M. (2011b). Population trends of birds across the iron curtain: Brain matters. *Biological Conservation*, *144*(10), 2524–2533. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.009>
- Reif, J., & Hanzelka, J. (2016). Grassland winners and arable land losers: The effects of post-totalitarian land use changes on long-term population trends of farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *232*, 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.007>
- Reif, J., & Hanzelka, J. (2020). Continent-wide gradients in open-habitat insectivorous bird declines track spatial patterns in agricultural intensity across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, *29*(11), 1988–2013. <https://doi.org/10.1111/geb.13170>
- Reif, J., Storch, D., & Šímová, I. (2008). The effect of scale-dependent habitat gradients on the structure of bird assemblages in the Czech Republic. *Acta Ornithologica*, *43*(2), 197–206. <https://doi.org/10.3161/000164508X395315>
- Reif, J., Storch, D., Voříšek, P., Šťastný, K., & Bejček, V. (2008). Bird-habitat associations predict population trends in central European forest and farmland birds. *Biodiversity and Conservation*, *17*(13), 3307–3319. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9430-4>
- Reif, J., & Vermouzek, Z. (2019). Collapse of farmland bird populations in an Eastern European country following its EU accession. In *Conservation Letters* (Vol. 12, Issue 1). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1111/conl.12585>
- Reif, J., Vermouzek, Z., & Šťastný, K. (2016). *Population changes of common breeding birds in the Czech Republic from 1982 to 2013: An analysis using multispecies indicators The importance of mid-field woodlots for birds in agricultural landscape (diploma thesis) View project*. <https://www.researchgate.net/publication/298827386>
- Rivas-Salvador, J., Hořák, D., & Reif, J. (2019). Spatial patterns in habitat specialization of European bird communities. *Ecological Indicators*, *105*, 57–69. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.05.063>

- RTRIM-Shell* (1.4.). (n.d.). <https://pecbms.info/methods/software/trim/>. Retrieved August 11, 2022, from <https://pecbms.info/methods/software/trim/>
- Saino, N., Ambrosini, R., Rubolini, D., von Hardenberg, J., Provenzale, A., Hüppop, K., Hüppop, O., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Rainio, K., Romano, M., & Sokolov, L. (2011). Climate warming, ecological mismatch at arrival and population decline in migratory birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *278*(1707), 835–842. <https://doi.org/10.1098/rspb.2010.1778>
- Sakhvon, V., & Kövér, L. (2020). Distribution and habitat preferences of the urban Woodpigeon (*Columba palumbus*) in the north-eastern breeding range in Belarus. *Landscape and Urban Planning*, *201*. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103846>
- Šálek, M., Havlíček, J., Riegert, J., Nešpor, M., Fuchs, R., & Kipson, M. (2015). Winter density and habitat preferences of three declining granivorous farmland birds: The importance of the keeping of poultry and dairy farms. *Journal for Nature Conservation*, *24*(C), 10–16. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.01.004>
- Salido, L., Purse, B. v., Marrs, R., Chamberlain, D. E., & Shultz, S. (2012). Flexibility in phenology and habitat use act as buffers to long-term population declines in UK passerines. *Ecography*, *35*(7), 604–613. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06797.x>
- Sanderson, F. J., Donald, P. F., Pain, D. J., Burfield, I. J., & van Bommel, F. P. J. (2006). Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. *Biological Conservation*, *131*(1), 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.008>
- Schulze, E. D., Craven, D., Durso, A. M., Reif, J., Guderle, M., Kroiher, F., Hennig, P., Weiserbs, A., Schall, P., Ammer, C., & Eisenhauer, N. (2019). Positive association between forest management, environmental change, and forest bird abundance. *Forest Ecosystems*, *6*(1). <https://doi.org/10.1186/s40663-019-0160-8>
- Stephens, P. A., Mason, L. R., Green, R. E., Gregory, R. D., Sauer, J. R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S. H. M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R. P. B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., ... Willis, S. G. (n.d.). *Title: Consistent response of bird populations to climate change on two continents.*

- Storch, D., Gaston, K. J., & Cepák, J. (2002). Pink landscapes: 1/f spectra of spatial environmental variability and bird community composition. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 269(1502), 1791–1796. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2076>
- Storchová, L., & Hořák, D. (2018). Life-history characteristics of European birds. *Global Ecology and Biogeography*, 27(4), 400–406. <https://doi.org/10.1111/geb.12709>
- Sutcliffe, L. M. E., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. v., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., Arlettaz, R., Aunins, A., Aviron, S., Baležentienė, L., Fischer, C., Halada, L., Hartel, T., Helm, A., Hristov, I., Jelaska, S. D., ... Tschardt, T. (2015). Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions*, 21(6), 722–730. <https://doi.org/10.1111/ddi.12288>
- Telenský, T., Klvaňa, P., Jelínek, M., Cepák, J., & Reif, J. (2020). The influence of climate variability on demographic rates of avian Afro-palaearctic migrants. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74658-w>
- van Turnhout, C. A. M., Foppen, R. P. B., Leuven, R. S. E. W., van Strien, A., & Siepel, H. (2010). Life-history and ecological correlates of population change in Dutch breeding birds. *Biological Conservation*, 143(1), 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.023>
- Vickery, J. A., Ewing, S. R., Smith, K. W., Pain, D. J., Franz Bairlein, †, Skorpilov A, J., & Gregory, R. D. (2013). *The decline of Afro-Palaearctic migrants and an assessment of potential causes*. <http://www.cms.int/>
- Viol, I. le, Jiguet, F., Brotons, L., Herrando, S., Lindström, Å., Pearce-Higgins, J. W., Reif, J., Turnhout, C. van, & Devictor, V. (2012). More and more generalists: Two decades of changes in the European avifauna. *Biology Letters*, 8(5), 780–782. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0496>
- Wilman, H., Belmaker, J., Simpson, J., De, C., Rosa, L. A., Rivadeneira, M. M., & Jetz, W. (2014). EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. *Ecological Archives* E095-178. In *Ecology* (Vol. 95, Issue 7). <http://esapubs.org/archive>

Bod	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka	Bod	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka	Bod	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka	Bod	Zeměpisná šířka	Zeměpisná délka
1	48°51'4.3299"N	14°54'36.3239"E	33	48°56'27.6711"N	14°51'30.3695"E	65	49°1'5.7351"N	14°49'40.1771"E	97	49°4'44.3811"N	14°46'51.4667"E
2	48°51'6.9075"N	14°54'44.5499"E	34	48°56'36.8547"N	14°51'52.4231"E	66	49°1'16.7295"N	14°49'23.8367"E	98	49°4'51.9915"N	14°46'59.6567"E
3	48°51'19.5183"N	14°54'44.0891"E	35	48°56'46.0023"N	14°52'7.9895"E	67	49°1'26.5323"N	14°49'22.4471"E	99	49°5'2.7699"N	14°47'2.8211"E
4	48°51'31.2651"N	14°54'30.0671"E	36	48°56'54.7035"N	14°52'16.9499"E	68	49°1'30.0495"N	14°49'40.9115"E	100	49°5'12.6339"N	14°47'13.0199"E
5	48°51'42.6231"N	14°54'16.6247"E	37	48°56'54.1959"N	14°52'42.4019"E	69	49°1'34.7367"N	14°49'56.5139"E	101	49°5'20.9571"N	14°47'17.1923"E
6	48°51'56.2419"N	14°53'59.5535"E	38	48°56'58.2999"N	14°53'6.5615"E	70	49°1'44.1327"N	14°49'59.9915"E	102	49°5'29.9643"N	14°47'17.5775"E
7	48°51'53.3079"N	14°53'50.2655"E	39	48°57'0.9171"N	14°53'16.1411"E	71	49°1'54.5907"N	14°50'3.6203"E	103	49°5'37.2471"N	14°47'1.6655"E
8	48°51'49.9275"N	14°53'38.2163"E	40	48°57'22.1319"N	14°53'18.5171"E	72	49°2'4.5411"N	14°50'4.8551"E	104	49°5'39.7995"N	14°46'38.7227"E
9	48°51'44.4015"N	14°53'19.1723"E	41	48°57'28.2843"N	14°53'5.8883"E	73	49°2'13.1775"N	14°50'10.1867"E	105	49°5'43.2915"N	14°46'21.3779"E
10	48°51'54.4887"N	14°53'18.6323"E	42	48°57'39.0735"N	14°52'56.3483"E	74	49°2'22.2279"N	14°50'18.8771"E	106	49°5'45.9735"N	14°46'6.3731"E
11	48°52'9.8607"N	14°53'7.8935"E	43	48°57'50.0283"N	14°52'40.0871"E	75	49°2'29.7987"N	14°50'31.7003"E	107	49°5'50.2827"N	14°45'43.1603"E
12	48°52'36.8895"N	14°52'54.2207"E	44	48°57'59.4855"N	14°52'31.5119"E	76	49°2'34.8891"N	14°50'45.5279"E	108	49°5'44.8215"N	14°45'13.0355"E
13	48°52'44.6619"N	14°52'43.4063"E	45	48°58'11.6067"N	14°52'28.6931"E	77	49°2'45.7359"N	14°50'44.4839"E	109	49°5'52.1043"N	14°44'53.7611"E
14	48°52'55.8291"N	14°52'42.8087"E	46	48°58'20.6319"N	14°52'20.0387"E	78	49°2'58.1415"N	14°50'43.7135"E	110	49°6'3.7863"N	14°44'56.4647"E
15	48°53'8.9439"N	14°52'42.6143"E	47	48°58'29.9487"N	14°52'21.1979"E	79	49°3'5.9643"N	14°50'36.7619"E	111	49°6'15.6987"N	14°44'58.8587"E
16	48°53'25.0863"N	14°52'35.4323"E	48	48°58'38.3295"N	14°52'25.2155"E	80	49°3'8.0379"N	14°50'24.7091"E	112	49°6'18.8811"N	14°44'42.3275"E
17	48°53'40.0947"N	14°52'41.4947"E	49	48°58'41.9403"N	14°52'7.3703"E	81	49°3'7.8615"N	14°50'8.3327"E	113	49°6'27.7839"N	14°44'27.4199"E
18	48°53'55.1751"N	14°52'52.3091"E	50	48°58'51.5595"N	14°52'3.2015"E	82	49°3'15.3027"N	14°50'3.4655"E	114	49°6'37.4391"N	14°44'35.5703"E
19	48°54'10.0791"N	14°52'51.7295"E	51	48°59'4.4115"N	14°51'51.3035"E	83	49°3'25.3251"N	14°49'54.0407"E	115	49°6'49.4775"N	14°44'28.6187"E
20	48°54'27.3555"N	14°52'51.5387"E	52	48°59'13.1595"N	14°51'41.1083"E	84	49°3'35.0703"N	14°49'47.7083"E	116	49°6'59.3847"N	14°44'26.0303"E
21	48°54'36.2007"N	14°52'49.1807"E	53	48°59'18.5163"N	14°51'23.1083"E	85	49°3'37.4247"N	14°49'26.6951"E	117	49°7'6.1131"N	14°44'31.2035"E
22	48°54'37.6731"N	14°52'37.9055"E	54	48°59'27.7323"N	14°51'23.1479"E	86	49°3'44.3331"N	14°49'13.3319"E	118	49°7'15.5667"N	14°44'30.5087"E
23	48°54'52.4475"N	14°52'27.5519"E	55	48°59'40.2135"N	14°51'7.0811"E	87	49°3'46.3599"N	14°48'51.0083"E	119	49°7'26.1831"N	14°44'32.1323"E
24	48°54'54.9603"N	14°52'10.6751"E	56	48°59'50.7939"N	14°50'56.9219"E	88	49°3'49.3191"N	14°48'34.8623"E	120	49°7'35.8383"N	14°44'25.4507"E
25	48°54'56.5119"N	14°51'48.7727"E	57	49°0'1.8027"N	14°50'53.3291"E	89	49°3'51.4971"N	14°48'20.7647"E	121	49°7'45.3387"N	14°44'15.1367"E
26	48°54'59.0355"N	14°51'25.8299"E	58	49°0'5.4387"N	14°50'43.8683"E	90	49°4'1.7715"N	14°48'14.7419"E	122	49°7'55.6023"N	14°44'7.2203"E
27	48°55'13.0323"N	14°51'18.9179"E	59	49°0'6.9363"N	14°50'24.9035"E	91	49°4'9.9939"N	14°48'4.0787"E	123	49°8'3.1839"N	14°43'56.4419"E
28	48°55'28.4259"N	14°51'11.5811"E	60	49°0'16.2567"N	14°50'21.0803"E	92	49°4'20.7219"N	14°47'55.5827"E	124	49°8'16.9791"N	14°44'5.4059"E
29	48°55'40.6695"N	14°51'4.0463"E	61	49°0'27.5859"N	14°50'11.2307"E	93	49°4'27.2487"N	14°47'39.5915"E	125	49°8'24.6111"N	14°43'58.7603"E
30	48°55'50.1663"N	14°50'46.8203"E	62	49°0'42.0471"N	14°50'12.5051"E	94	49°4'33.3219"N	14°47'29.0867"E	126	49°8'33.3519"N	14°43'38.1359"E
31	48°55'55.7355"N	14°50'38.2271"E	63	49°0'43.8507"N	14°50'1.9211"E	95	49°4'31.1475"N	14°47'12.4007"E	127	49°8'44.0151"N	14°43'30.4895"E
32	48°56'16.1547"N	14°51'9.6659"E	64	49°0'57.3255"N	14°49'51.2615"E	96	49°4'40.0287"N	14°47'5.9891"E	128	49°8'53.6667"N	14°43'43.0427"E

