

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie



**Eva Chlebková**

**Ptačí diverzita v urbánním a sub-urbánním  
prostředí**

**Avian diversity in urban and sub-urban  
environments**

Diplomová práce

Obor: N1501 zoologie

Vedoucí práce: Tomáš Grim

Olomouc 2009

© Eva CHLEBKOVÁ, 2009

**Prohlášení:**

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci zpracovala samostatně, pod vedením Tomáše Grima, a pouze s použitím citované literatury.

V Olomouci 21.8.2009 .....

## **Poděkování**

Děkuji vedoucímu práce Tomášovi Grimovi, za jeho trpělivost, podnětné rady, připomínky a pomoc při statistických analýzách. Děkuji své kolegyni Terezii Watzlawikové, které rovněž vděčím za rady, podporu a výbornou spolupráci v terénu. Také chci poděkovat Karolíně Černé za všechny cenné informace, rady a poskytnutou literaturu. Na závěr děkuji Vilému Pechancovi za ochotu a pomoc při zpracování a analýze geoinformatických dat.

## **Bibliografická identifikace:**

Jméno a příjmení autora: Eva Chlebková

Název práce: Ptačí diverzita v urbánním a sub-urbánním prostředí

Typ práce: Diplomová práce

Pracoviště: Katedra zoologie, PřF UP, Olomouc

Vedoucí práce: Doc. RNDr. Tomáš Grim, Ph.D.

Rok obhajoby práce: 2009

## **Abstrakt**

Zabývala jsem se studiem faktorů, které mohou ovlivňovat kvalitativní a kvantitativní vlastnosti hnízdního společenstva ptáků v městských parcích a arboretech. Studovala jsem avifaunu třiceti parků v České republice. Tyto parky měly rozdílnou velikost a vegetační strukturu. Shromáždila jsem data o diverzitě a denzitě ptáků pomocí použití pásové metody, která představuje modifikaci metody liniové. Jak jsem očekávala, druhová diverzita ptáků rostla se zvětšující se velikostí plochy parků a také s velikostí plochy vodních těles v parcích, se stářím parků a s narůstající proporcí stromů a keřů. Druhové bohatství ptáků nebylo ovlivněno izolovaností parků. Diverzita dutinových druhů pozitivně korelovala s rostoucím věkem parků, plochou parků a pokryvností stromů a keřů uvnitř i v okolí parků. Na závěr jsem analyzovala denzitu ptáků. Zaznamenala jsem, že denzita ptáků byla vyšší v parcích situovaných v centru města než v parcích na okraji města. Ptačí denzita negativně korelovala s narůstající pokryvností vegetace v okolí parků. Tato práce rozšiřuje výsledky studií diverzity ptáků realizovaných v urbánním prostředí. Zahrnutí těchto poznatků do managementu městských parků a plánování měst může podpořit biodiverzitu v městském prostředí.

**Klíčová slova:** městské parky, druhy-plocha, druhy-izolace, rovnovážná teorie ostrovní biogeografie, biodiverzita, fragmentace krajiny

**Bibliographical identification:**

Author's first name and surname: Eva Chlebková

Title: Avian diversity in urban and sub-urban environments

Type of thesis: diploma paper

Department: Department of Zoology, Palacky University, Olomouc

Supervisor: Doc. RNDr. Tomáš Grim, Ph.D.

The year of presentation: 2009

**Abstract**

I concerned with research of factors that might affect quantitative and qualitative features of breeding bird communities in urban and suburban parks and arboretums. I explored avifauna of 30 parks in the Czech Republic. These parks had different size and vegetation structure. I collected data about bird diversity density with using band modification of line transect method. As I expected, bird species diversity increased in spite of increasing size of park area and area of waterbodies, age of park and with increasing proportion of shrubs and trees. Number of bird species was not affected by isolation of parks. Diversity of hole-nesting species positively correlated with age of park, park area and tree and shrub coverage inside and outside of parks. Finally, I analyses bird density. I found that density of birds was higher in the parks situated in the centre of cities than in parks in the edges of cities. Avian density correlated negatively with increasing vegetation coverage in the surrounding of parks. This thesis extends previous findings of studies of bird diversity realized in urban environment. Involvement of these findings into management of urban parks and urban planning might support biodiversity in urban environment.

**Key words:** urban parks, species-area, species-isolation, the equilibrium theory of island biogeography, biodiversity, fragment landscape

## **OBSAH:**

ÚVOD .....	8
Urbanizace a životní prostředí .....	8
Rovnovážná teorie ostrovní biogeografie .....	9
Význam městských parků .....	11
HYPOTÉZY A PREDIKCE .....	13
METODIKA .....	14
TESTOVANÉ PROMĚNNÉ .....	16
Nadmořská výška .....	16
Rozloha .....	16
Stáří parku .....	17
Přítomnost hnízdních dutin a budek .....	18
Pokryvnost vegetace uvnitř parku .....	18
Vodní plocha .....	19
Pozice parku .....	20
Izolovanost .....	20
Management .....	21
SOUHRN .....	23
LITERATURA .....	25
RUKOPIS ČLÁNKU .....	30

## ÚVOD

### Urbanizace a životní prostředí

Proces urbanizace je jedním ze závažných faktorů, které výrazně ovlivňují druhové bohatství organismů jak v lokálním tak i celosvětovém měřítku (Turner 2003, Stochat 2006). Nevyhýbá se ani světovým hotspotům biodiverzity (Fernández–Juric & Jokimäki 2001) a může být zařazena mezi jednu z hlavních příčin snižování druhového bohatství naší planety (McKinney 2002, Miller & Hobbs 2002,).

V současné době dochází k populační a městské explozi a to rychleji než kdykoli jindy v minulosti. Nejvýraznější je tento jev v rozvojových zemích, kde vyplývá z intenzivní migrace obyvatel z venkova do měst. Na počátku nového tisíciletí zastupují obyvatelé měst již polovinu světové populace a tento počet se každý den zvyšuje o 180 000 (<http://www.osn.cz/>). V budoucnu tedy globální městská populace převýší počet obyvatel venkova. Do roku 2030 je předpokládán nárůst městských obyvatel o téměř 2 miliardy.

Pro odpověď na to, jaký budou mít tyto skutečnosti odraz na světovou biodiverzitu, zatím nemáme dostatek vědeckých podkladů a studií z tohoto prostředí (Turner 2003, McDonald et al. 2008). Jedno je však zřejmé, v důsledku intenzivního urbánního a sub-urbánního rozvoje dochází k radikálním změnám ve struktuře životního prostředí (McDonnell & Pickett 1990) a to zejména narušením původního kontinuálního rázu krajiny výraznou fragmentací přírodního prostředí a degradací jeho kvality, což se významně podepisuje na celosvětovém druhovém bohatství (Wilcox & Murphy 1985, Hanski 1998). Dopad urbanizace a s ní spojené fragmentace prostředí se liší jak v různých typech habitatů, tak i v rozdílné míře ovlivňuje konkrétní druhy organismů (Haila 2002).

Není divu, že problematika urbanizace a jejího dopadu na diverzitu se stává důležitou oblastí zájmů nynější ekologie (Stochat 2006, Murgui 2007). Ochrana a obnova biodiverzity v urbánních oblastech je



velmi významná pro management životního prostředí (Chamberlain et al. 2007).

## **Rovnovážná teorie ostrovní biogeografie**

Biodiverzita je jedním z hlavních konceptů v ekologii a existuje mnoho přístupů k jejímu studiu. Jednou z nejvýznamnějších teorií zabývajících se biodiverzitou je rovnovážná teorie ostrovní biogeografie (MacArthur & Wilson 1967). Teorie se zabývá faktory ovlivňujícími druhovou diverzitu ostrovů, přičemž za ostrov je považován jakýkoli biotop obklopený jiným typem prostředí. Rovnovážná teorie vychází z předpokladu, že počet druhů na ostrově je výsledkem dynamické rovnováhy mezi imigrací a extinkcí, dynamické proto, že druhy na ostrově neustále podléhají vymírání a zároveň jsou imigrací stejných nebo nových druhů nahrazovány (Kalmar & Currie 2006). Tato rovnováha se odvíjí od velikosti a izolovanosti ostrova. Druhová diverzita pozitivně koreluje s plochou ostrova a negativně s rostoucí mírou izolace ostrova.

Předpokladem teorie je, že větší ostrov může poskytnout rozsáhlejší nabídku zdrojů, ať už se jedná o potravu, úkryty nebo vhodný prostor pro rozmnožování. Nárůst počtu druhů s plochou je však především dán vzorkovacím efektem: každé ekologické společenstvo tvoří několik málo běžných a řada vzácných druhů (Begon et al. 2005); s narůstající plochou pak nevyhnutelně narůstá pravděpodobnost zaznamenání nových vzácných druhů.

Izolace je dána odlehlostí ostrova od zdroje potenciálních kolonizátorů. Takový zdroj může představovat jak pevnina, tak jiný ostrov. Rychlost migrace bude pozitivně korelovat s klesající vzdáleností ostrova od zdroje imigrantů. Je-li počet druhů osídlujících ostrov nízký, pak bude míra imigrace nových druhů vysoká, protože na ostrově se nachází ještě

množství neobsazených nik. S narůstajícím počtem „obyvatel“ ostrova bude rychlost imigrace klesat.

Menší ostrovy mohou udržet populace s nižším počtem jedinců než ostrovy větší velikosti. Je to způsobeno rozdílným množstvím zdrojů, které jsou na rozlehlejších ostrovech zpravidla bohatší (Begon et al. 2005). V malých populacích narůstá riziko genetického imbreedingu a s tím související hromadění škodlivých recesivních alel v genofondu populace (Tkadlec 2008). Takové populace jsou mnohem více náchylné k extinkci a snadněji se mohou dostat do extinkčního víru, kdy snížení genetické variability spolu s enviromentálními a demografickými změnami společně dále redukuje počet jedinců v populaci a činí ji stále citlivější a zranitelnější vůči dalším faktorům (Primack et al. 2001). Z toho vyplývá, že na malých ostrovech obývaných menšími populacemi druhů, je rychlost vymírání druhů vyšší než na větších ostrovech, neboť menší populace snáze podléhají extinkci, zejména vlivem nahodilých fluktuací v populační dynamice (Begon et al. 2005).

V původní podobě ostrovní teorie předpokládá jen vliv plochy na extinkci a vliv izolace na imigraci (MacArthur & Wilson 1967). Později byla teorie rozšířena o doplňující vlivy plochy na imigraci a izolace na extinkci (Begon et al. 2005). Míru imigrace organismů v souvislosti s plochou ostrova popisuje cílový efekt (*target area effect*). Podle této teorie rozlehlejší ostrovy představují pro kolonizátory efektivnější cíl a z toho plyne i vyšší míra imigrace na tyto plochy (Gilpin & Diamond 1976, Begon 2005, Murgui 2007). Pro aktivní imigranty je snazší zaznamenat přítomnost většího ostrova. Cílový efekt platí i pro pasivní migrace, s rostoucí velikostí ostrova narůstá pravděpodobnost „zasažení“ této plochy pasivním migrantem (Lomolino 1990).

Vztah mezi izolací a extinkcí druhů bere v úvahu tzv. záchranný efekt (*rescue effect*). Pokud je míra imigrace jedinců na ostrově vysoká, dochází k snížení rizika extinkce. To je dáno tím, že noví imigranti obohacují genofond populace, redukují frekvenci recesivních homozygotů v populaci a přispívají tak k vyššímu fitness. U druhů s dobrou

schopností disperze bude i míra imigrace vyšší a z toho plyne významný podíl imigrace na záchranném efektu (Brown & Kodric-Brown 1977). Pro vysvětlení vztahu mezi velikostí plochy a diverzitou bude tedy také zásadní hlubší porozumění zákonitostem migrací živočichů a faktorům, které je ovlivňují (Murgui 2007).

I přes uvedené komplikace s cílovým a záchranným efektem by se časem mělo výsledné druhové bohatství ostrova ustálit jako výsledek dynamické rovnováhy mezi neustále probíhajícím vymíráním a imigrací druhů (MacArthur & Wilson 1967). Dále MacArthur & Wilson (1967) podotýkají, že sklon přímky vyjadřující vztah mezi druhovým bohatstvím a plochou bude mít strmější sklon pro ostrovy než pro pevninu. Příčinou je, že kolonizace ostrovů je relativně náročnější než kolonizace probíhající na pevnině. S tím souvisí i větší pravděpodobnost výskytu vzácných druhů na pevnině ve srovnání s ostrovy (Kalmar & Currie 2007).

Velký přínos rovnovážné teorie pro biologii ochrany přírody spočívá v tom, že se dá snadno aplikovat na různé typy habitatů a to nejen ostrovních, ale i širokou škálu suchozemských. Pojem ostrov totiž nemusí vyjadřovat pouze konkrétní kus pevniny uprostřed oceánu, ale s trochou fantazie můžeme vnímat např. remíz jako ostrov zeleně uprostřed moře orné půdy, lesní palouk jako ostrov v „oceánu“ stromů nebo rybník jako ostrov v „moři“ suché země (Begon et al. 2005). Proto jsem se pokusila rovnovážnou teorii ostrovní biogeografie aplikovat ve své práci, konkrétně na urbánní a sub-urbánní parkové prostředí.

## **Význam městských parků**

Význam parků, arboret a dalších forem zeleně v městském prostředí je jednoznačný nejen pro rekreaci, ale i pro ochranu přírody. Tento význam narůstá ruku v ruce se stále intenzivnější urbanizací. Z ochranářského

hlediska představují městské parky velice cenná refugia pro mnoho organismů (Fernández–Juric & Jokimäki 2001).

Habitat urbánních parků se v mnoha ohledech liší od původního prostředí, jako příklad lze uvést rozdílný celkový vegetační pokryv, obvykle chudší zastoupení jednotlivých vegetačních pater, pozměněná, zpravidla chudší druhová skladba, odlišná potravní nabídka atd. Další komplikaci představují lidské disturbance, které jsou v městském prostředí zpravidla výraznější než v prostředí přírodním a mohou hrát roli v regulaci populací živočichů (Jokimäki 1999, Hanski 1998).

Předešlé studie urbánního prostředí ukázaly, že městské parky mají nejvyšší druhové bohatství ptáků ze všech urbánních habitatů (Jokimäki & Suhonen 1993, Jokimäki 1999). Biologické studie tohoto prostředí jsou proto zásadní pro zachování biodiverzity v oblasti lidských sídel. Bez dostatečných vědeckých podkladů nebudeme schopni zvolit vhodný management pro tyto cenné habitaty (Tilghman 1987, Niemelä 1999; Savard et al. 2000, Fernández–Juric & Jokimäki 2001), přičemž způsob managementu související s komplexností habitatu má významný vliv na druhové bohatství parků (Schwartz et al. 2007).

Sledováním kvantitativních a kvalitativních změn zoocenóz můžeme získat cenné podklady využitelné pro volbu vhodných opatření zmírňujících negativní vliv změn krajiny způsobených lidskou činností. Zvláštního významu v tomto ohledu nabývají výzkumy avifauny (Výrut 1990). Ptáci jsou všeobecně využíváni ve výzkumu jako vhodné bioindikátory z mnoha důvodů. Jednak vykazují širokou škálu druhově specifických nároků na vlastnosti prostředí, v němž se vyskytují a tak svou přítomností indikují stav a vhodnost podmínek a zdrojů daného biotopu (Angelstam et al. 2004, Saström et al. 2006). Navíc jsou ve srovnání s jinými obratlovci dobře identifikovatelní ať už podle hlasových projevů nebo na základě pozorování (Chace & Walsh 2006). Terénní data o konkrétní avifauně je možné poměrně rychle získat a to nejen záznamy o přítomnosti, či nepřítomnosti, ale rovněž informace o abundanci a denzitě v daném biotopu. Z těchto důvodů představují ptáci vhodnou

skupinu k výzkumu vlivu různé míry a formy urbanizace na biotu (Padoa-Schioppa et al. 2006).

## **HYPOTÉZY A PREDIKCE**

Cílem mé práce bylo zjistit, které enviromentální faktory mají významný vliv na biodiverzitu v urbánním a sub-urbánním prostředí. Za urbánní prostředí považuji jádrové oblasti měst, kde většinu povrchu tvoří zastavěná plocha. Naopak sub-urbánní prostředí v této práci definuji jako oblasti s relativně nižším stupněm zástavby, jedná se o okraje měst, předměstí a vesnice.

Předpokládala jsem nárůst biodiverzity, tedy celkového počtu druhů, vlivem těchto faktorů: rozloha, stáří parku, počet hnízdních dutin a budek, pokryvnost stromů a keřů uvnitř a v okolí parku, přítomnost vodní plochy a mírný nebo nulový management. Negativní korelaci druhového bohatství jsem očekávala s mírou izolace parku. U nadmořské výšky parku jsem neočekávala žádný vliv na druhové bohatství, protože rozpětí nadmořské výšky sledovaných parků bylo velmi malé.

V případě dutinových hnízdičů jsem predikovala nárůst diverzity druhů spolu s rostoucí rozlohou, pokryvností stromů, dále vyšším stářím parku a s množstvím hnízdních dutin a budek. U pozice parku na okraji města jsem rovněž předpokládala nárůst dutinových druhů také spolu s rostoucí proporcí vegetace v parkovém okolí. Naopak negativní korelaci jsem předpokládala s rostoucí nadmořskou výškou, pokryvností bylin a intenzivním parkovým managementem.

U denzity ptáků (ks/10ha) jsem očekávala, že bude stoupat s narůstajícím stupněm urbanizace, tedy od sub-urbánní oblasti směrem k centru města.

## METODIKA

Tato diplomová práce je prezentována jako rukopis odborného článku. Proto zde uvádím jen stručný nástin nejdůležitějších metodických aspektů této práce. Detaily najde čtenář v rukopise na straně 30.

Zabývala jsem se studiem avifauny urbánního a sub-urbánního prostředí, konkrétně se zaměřením na ptačí společenstva celkem 30-ti městských a zámeckých parků a arboret na Moravě. Výzkum probíhal v období od května do června 2008 za použití pásové metody, která představuje modifikaci metody liniového transektu (Sutherland et al. 2004). Zaměřila jsem se na zhodnocení, které faktory prostředí hrají významnou roli v utváření druhové diverzity ptáků urbánních parků.

Při studiu těchto faktorů jsem vycházela z výše zmiňované rovnovážné teorie ostrovní biogeografie, neboť městský park si můžeme rovněž představit jako ostrov zeleně obklopený oceánem budov, silnic a dalších lidmi modifikovaných ploch. Skrze tento „ostrovní přístup“ můžeme hlouběji porozumět zákonitostem podmiňujícím distribuci ptáků v urbánních oblastech a následně vycházet z těchto podkladů při stanovení managementu parků (Fernández-Juric & Jokimäki 2001).

Testovala jsem tedy vliv velikosti a izolovanosti parku. Vliv těchto dvou proměnných na druhovou diverzitu nabývá s narůstající fragmentací přírodního prostředí na významu (Arén 1994). Jako další možné testované signifikantní faktory jsem zvolila nadmořskou výšku, věk parku, množství hnízdních dutin a budek, poměrné zastoupení jehličnatých a listnatých stromů uvnitř parku, vegetační pokryv uvnitř parku – procentuální zastoupení bylinného, keřového a stromového patra, přítomnost a velikost vodní plochy, vegetační pokryv v okolí parku, pozici parku v urbánním prostředí – zda se nachází na okraji urbánní oblasti či uvnitř. Jako měřítka izolace parku sloužily následující proměnné: obvod parku, vzdálenost okraje parku od okraje nejbližší zemědělské

půdy a vzdálenost od okraje parku k okraji nejbližšího lesa, který byl proporcčně větší než 10 ha (Murgui 2007).

V následujícím přehledu uvádím stručně jednotlivé faktory, předpoklady (Tab. 1) a zjištěné výsledky.

**Tab. 1:** Přehled testovaných proměnných, očekávaný vliv a použitá literatura

<b>faktor</b>	<b>vliv</b>	<b>cítace zdroje</b>
nadmořská výška	0	Stevens (1992), Begon et al. (2005)
rozloha	+	MacArthur & Wilson (1967), Jokimäki (1999), Cornelis & Hermy (2004), Chamberlain (2007)
stáří	+	Fernández-Juric (2000), Sandström et al. (2006)
duřiny, budky	+	Peterson & Gauthier (1985), Luniak (1992), Jokimäki (1999), Fernández-Juric & Jokimäki (2001)
pokryvnost bylin	-	Thompson et al. (1993), Fernández-Juric a Jokimäki (2001)
pokryvnost keřů	+	
pokryvnost stromů	+	
vegetační pokryvnost v okolí	+	Jokimäki (1999), Fernández-Juric & Jokimäki (2001), Chamberlain (2007)
vodní plocha	+	Tilghman 1987, Storch et al. (2003), Chamberlain et al. (2007),
pozice parku – centrum	-	Hohtola (1978), Jokimäki (1999)
pozice parku - okraj	+	
izolace	-	MacArthur & Wilson (1967)
management	-	Jokimäki (1999), Schwarz et al. (2008)

## TESTOVANÉ PROMĚNNÉ

### Nadmořská výška

Nadmořskou výšku sledovaných parků jsem měřila v metrech nad mořem pomocí Google Earth. Obecným předpokladem je, že druhové bohatství negativně koreluje s rostoucí nadmořskou výškou. Tento fakt souvisí s izolovaností a rozlohou, protože horská společenstva zpravidla zaujímají menší plochu než podobná společenstva nížin a navíc bývají více izolovaná. Nížinná společenstva jsou naopak součástí krajinného kontinua a umožňují snadnější disperzi (Begon et al. 2005).

Já jsem však očekávala, že nadmořská výška nebude ovlivňovat druhové bohatství mnou sledovaných parků (Tab.1), protože rozpětí jejich nadmořských výšek bylo velmi malé. Ve statistických analýzách se faktor nadmořské výšky neprokázal jako významný.

### Rozloha

Rozlohu parku jsem měřila v hektarech pomocí geoinformatického programu Janitor (<http://janitor.cenia.cz/>). Při testování vlivu velikosti plochy parku na biodiverzitu jsem předpokládala, že druhové bohatství bude s rostoucí plochou pozitivně korelovat (MacArthur & Wilson 1967, Jokimäki 1999, Cornelis & Hermy 2004, Chamberlain et al. 2007, Murgui 2007, Prugh et al. 2008).

Ve větším parku můžeme očekávat vyšší počet druhů, neboť je pravděpodobné, že rozsáhlejší plocha umožňuje přítomnost pestřejšího vzorku habitatů, a tudíž představuje bohatší zásobu zdrojů, ať už se jedná o potravu, úkryty, hnízdní dutiny aj. Rozsáhlé parky tedy představují významnou základnu pro podporu biodiverzity urbánních oblastí (Fernández-Juricic & Jokimaki 2001). Menší parky jsou schopny udržet pouze menší populace, které jsou zpravidla více zranitelné, protože



snáze podléhají extinkci, způsobené např. náhodnými fluktuacemi v populační velikosti v průběhu roku (Murgui 2007). Navíc potravní zdroje jsou v menších parcích zpravidla omezené vlivem narůstajícího vlivu okrajového efektu, kdy můžeme předpokládat nižší biomasu bezobratlých (Zanette et al. 2000).

Výsledkem analýzy faktoru rozlohy parku je jeho výrazně pozitivní vliv na druhové bohatství avifauny parku, včetně diverzity dutinových hnízdičů, což odpovídá výše uvedeným faktům.

## Stáří parku

Stáří parku nebylo možné přesně určit, proto jsem jako náhradní proměnnou použila průměrný obvod kmene stromů ve sledovaných parcích. Měřila jsem obvody kmenů (ve výšce ramen) všech stromů v pásu 10 m po obou stranách transektu.

Je pravděpodobné, že čím déle park existuje, tím větší je možnost, že se zde ptáci usadí. Vyšší stáří parku podporuje kolonizaci novými druhy, neboť starší parky jsou zpravidla prezentovány pestřejší a složitější strukturou habitatu, která je výsledkem změn ve vegetační struktuře během let. Věk parku indikuje složitost prostředí a umožňuje druhům využít alternativní zdroje, které v mladších parcích obvykle nejsou k dispozici např. starší doupné stromy. Takový park může ptákům nabídnout mnohem větší nabídku potravních zdrojů a hnízdního substrátu a představuje životní prostor i pro ty druhy, které se vyznačují specifickými požadavky na prostředí (Fernández–Juric 2000b, Fernández–Juric & Jokimäki 2001) .

Očekávala jsem tedy pozitivní korelaci mezi biodiverzitou a stářím parků (Tab.1). Statistickou analýzou se tato predikce potvrdila a faktor se ukázal jako signifikantní a to jak ve vztahu k celkovému druhovému bohatství tak i k diverzitě dutinových druhů.

## Přítomnost hnízdních dutin a budek

Množství hnízdních dutin a budek jsem počítala přímo v terénu na stromech rovněž v pásu deset metrů po obou stranách transektu. Přítomnost hnízdních budek rozšiřuje nabídku hnízdních prostorů, podporuje biodiverzitu a zvyšuje populaci dutinových druhů (Jokimäki 1999, Fernández–Juric & Jokimäki 2001). Dutinová hnízdička preferují parky vyššího stáří. Tyto biotopy jsou totiž prezentovány zpravidla staršími stromy s širšími kmeny, u nichž je vyšší pravděpodobnost vzniku hnízdních dutin. Vyvádění mláďat v dutinách je výhodnou strategií, neboť dutiny poskytují účinnější ochranu před predátory a nepříznivým počasím. Hnízdní úspěšnost dutinových druhů je tedy zpravidla vyšší než u ptáků využívajících jiný typ hnízdního substrátu (Peterson & Gauthier 1985).

Předpokládala jsem pozitivní vliv přítomnosti hnízdních budek a dutin v parku na biodiverzitu (Tab.1). Předpoklad se statisticky potvrdil, neboť faktor byl signifikantní jak pro celkové druhové bohatství, tak i konkrétně pro dutinové druhy. Tato zjištění nejsou překvapivá, protože dutiny a budky jsou atraktivní pro dutinová hnízdička a tím zvyšují druhové bohatství avifauny parku.

## Pokryvnost vegetace uvnitř parku

Pokryvnost vegetace uvnitř parků jsem určila na základě Brown-Blanquetovy stupnice (Moravec 2004). Procentuální zastoupení stromů a bylin v celkové pokryvnosti jsem odhadla na základě leteckých fotomap a pokryvnost keřů na základě odhadu přímo v terénu, protože fotosnímky nemohly poskytnout spolehlivá data co se týče pokryvnosti keřů.

Pokryvnost vegetace v urbánních parcích je obvykle nižší ve srovnání s jinými přírodními habitaty. Rovněž zastoupení jednotlivých rostlinných pater bývá chudší. Parky se zastoupením jak jehličnatých tak i

listnatých stromů obecně hostí vyšší počet druhů ptáků než parky se zastoupením pouze jednoho typu stromů. Parky s komplexnější a pestřejší vegetační skladbou mohou totiž poskytnout více dostupných potravních zdrojů a úkrytů a tak zajišťovat životní prostředí pro širší druhové spektrum ptáků (Thompson et al. 1993, Fernández–Juric & Jokimäki 2001).

Předpokladem je, že čím pestřejší je vegetační struktura parku, zejména pak keřové a stromové patro, tím bohatší bývá i avifauna v něm sídlící (Tab.1). V provedených statistických analýzách druhové bohatství pozitivně korelovalo s rostoucí pokryvností stromů a keřů, což není překvapivé, protože právě stromy a keře představují pro většinu druhů ptáků vhodný substrát pro hnízdění a vyvádění mláďat. Naopak negativní korelace se ukázala u pokryvnosti bylin, kdy nárůst jejich proporce snižoval druhovou diverzitu. Stejně signifikantní byly výše zmíněné faktory i pro diverzitu dutinových hnízdičů.

## Vodní plocha

V každém parku jsem zaznamenala přítomnost či nepřítomnost vodní plochy. Pomocí fotomap jsem poté vypočetla procentuální zastoupení vodní plochy v celkové rozloze parku.

Přítomnost vodní plochy je významná pro podporu biodiversity v městských parcích (Tilghman 1987, Chamberlain et al. 2007). Významnou roli hraje i velikost vodní plochy, což jako významný faktor ovlivňující distribuci ptáků v prostředí zaznamenal např. Storch et al. (2003). Někteří ptáci přímo preferují přítomnost vodní plochy, ať už jako hnízdní prostředí, zdroj potravy nebo pro potřeby komfortního chování atd. Fernández–Juricic & Jokimäki (2001) poznamenávají, že permanentní zdroj vody může do parku přilákat i vzácné druhy ptáků, které jinak v parcích nevykazují běžný výskyt, jako příklad uvádějí přítomnost konipase horského (*Motacilla cinerea*) v Madridském

městském parku. Tento druh je typický pro okolí horských bystřin, ale během zimního období se vyskytoval v parku, kde se nacházela uměle vytvořená vodní plocha.

Podobné zkušenosti jsem získala i ve zkoumaných parcích, kdy jsem zaznamenala zvýšení pestrosti druhové skladby avifauny parků obsahujících vodní plochu a rovněž statisticky byl tento faktor signifikantní. Významnou roli ve vztahu k rostoucí druhové diverzitě ptáků hrála zejména rozloha vodní plochy a její proporce v parku.

## Pozice parku

U každého parku jsem určila zda se nachází v centru města nebo na jeho okraji. Ve směru narůstající urbanizace klesá druhová diverzita a naopak narůstá denzita ptáků (Hohtola 1978, Jokimäki 1999).

Očekávala jsem vyšší druhové bohatství v parcích situovaných na okraji měst (Tab.1). U parků v centru měst jsem na základě teorie ostrovní biogeografie předpokládala, že budou více izolovány od okolní krajiny a tak rovněž druhově chudší, tato predikce se ale statisticky neprokázala. Poloha parku neměla signifikantní vliv jak na celkovou diverzitu ptáků, tak ani na druhovou početnost dutinových hnízdičů. Naopak ve vztahu k denzitě se poloha parku v urbánním prostředí ukázala jako signifikantní. Potvrdily se výše uvedené poznatky Hohtoly (1978) a Jokimäkiho (1999), kdy denzita pozitivně korelovala s narůstající urbanizací, směrem k centru města tedy byla vyšší.

## Izolovanost

Jako měřítko izolovanosti parku jsem zvolila následující proměnné (podle Murgui 2007): obvod parku (m), vzdálenost k nejbližší zemědělské půdě a

vzdálenost k nejbližšímu lesu většímu než 10 ha. Vzdálenosti jsem měřila v metrech od okraje k okraji pomocí geoinformatického programu Janitor (<http://janitor.cenia.cz/>).

Vliv izolace parku na druhovou diverzitu ve studíích zabývajících se městskými parky nebyl významný (Jokimäki 1999, Fernández–Juric & Jokimäki 2001, Murgui 2007). Při nedostatku efektu izolace mohou hrát roli např. zalesněné ulice města, jako potencionální koridory zvyšující konektivitu prostředí. Navíc mohou poskytovat alternativní potravní nabídku a hnízdní substrát. Na druhou stranu mohou koridory zvýšit přítomnost predátorů a tak i zvyšovat úmrtnost jedinců využívajících tento habitat (Fernández–Juric 2000a, Fernández–Juric & Jokimäki 2001). Nebezpečí hnízdní predace roste ve směru urbanizace, je tedy nejvyšší v centrech měst. Zásadní roli přitom hraje viditelnost hnízda, která koreluje se strukturou vegetačního zápoje. Nejvíce zranitelnou skupinu přitom představují druhy hnízdící na zemi (Jokimäki et al. 2005).

Vzhledem k teorii ostrovní biogeografie jsem očekávala negativní vliv izolace na biodiverzitu, ale podobně jako ve výše uvedených studíích se tento faktor statisticky neprokázal jako signifikantní. Tyto výsledky však nejsou překvapivé, protože středoevropská krajina obecně vykazuje velkou míru konektivity pro tak vysoce mobilní organismy jako jsou ptáci. Největší vzdálenost parku od nejbližšího lesa nad 10 ha činila 8,3 km, což je pro ptáky zanedbatelná vzdálenost, kterou jsou zpravidla bez větších obtíží schopni překonat.

## Management

Parky jsem rozdělila podle stupně managementu do tří kategorií:

a) s intenzivním managementem (pravidelné sekání trávníku, zastřihávání keřů a stromů a další zahradnické úpravy)

b) s mírným managementem (pouze sekání trávy jedenkrát max. dvakrát do roka)

c) bez jakékoli údržby

Schwartz et al. (2008) zjistil, že v intenzivně obhospodařovaných parcích byla biodiverzita ptáků výrazně nižší než v parcích s mírným, nebo vůbec žádným managementem, přičemž parky s mírným managementem měly podobné druhové bohatství jako parky bez zásahů. Dále podotýká, že druhy, které byly v tomto urbánním habitatu vzácné, se měnily podle stupně managementu parku nejvíce a preferovaly právě mírný nebo žádný management (*Merops apiaster*, *Muscicapa striata*, *Phylloscopus trochilus*). Naopak druhy běžné v urbánním prostředí, adaptované k využívání jeho zdrojů, nepreferovaly ani jeden typ managementu parků (např. *Passer domesticus*, *Columba livia*).

Předpokládala jsem rovněž, že vliv managementu parku bude mít signifikantní vliv na druhové bohatství ptáků, ale statisticky se v mém případě tento předpoklad nepotvrdil.

## SOUHRN

Zabývala jsem se studiem faktorů ovlivňujících kvantitativní a kvalitativní vlastnosti hnízdních ornitocenóz městských a zámeckých parků a arboret. Zkoumala jsem společenstva ptáků v celkem třiceti parcích v České republice s použitím pásové metody, která je modifikací metody liniové.

Zásadním faktorem ovlivňujícím biodiverzitu byla plocha parku, její vliv byl významný i ve vztahu k dutinovým hnízdičům. Parky menší velikosti ovšem nejsou bezvýznamné, nýbrž jako tzv. nášlapné kameny mohou usnadnit pohyb organismů fragmentovanou krajinou. Navíc mohou obsahovat zdroje, které jsou v dané oblasti vzácné a v rozsáhlých fragmentech chybí (Fischer a Lindenmayer 2002). Za těchto podmínek jsou tedy i menší fragmenty přírodní krajiny významné pro ochranu druhové diverzity a rovněž parky menší velikosti můžeme pokládat za cenné z hlediska ochrany přírody.

Dalšími významnými faktory pozitivně korelujícími s druhovým bohatstvím parků byla přítomnost hnízdních dutin a budek, pokryvnost vegetace uvnitř parku a přítomnost a velikost vodní plochy. Diverzita dutinových druhů byla, kromě vlivu plochy, také pozitivně ovlivněna stářím parku (reprezentovaným průměrným obvodem kmenů), přítomností hnízdních budek a dutin, pokryvností vegetace uvnitř parku a navíc i pokryvností vegetace v okolí parku.

Denzita ptáků byla signifikantně vyšší u parků situovaných v centru zástavby než u parků na okraji, poloha parku má tedy významný vliv na denzitu avifauny v urbánním prostředí. Vliv nadmořské výšky, poměrné zastoupení listnatých stromů, izolace a intenzita managementu parku se v této studii neprokázaly jako signifikantní faktory ve vztahu k biodiverzitě ptáků včetně dutinových druhů.

Se stále narůstající urbanizací představují biologické studie v urbánním prostředí cenné podklady pro ochranu přírody v těchto oblastech. Tyto poznatky mohou být zařazeny do managementu

městských parků a dalších typů veřejné zeleně, navíc mohou být zahrnuty do plánování výstavby měst a dalších urbánních ploch, tak aby byla podpořena biodiverzita organismů i v tomto člověkem výrazně modifikovaném prostředí.



## **LITERATURA:**

- Andrén H (1994) Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355–366.
- Angelstam P, Roberge J–M, Löhmus A, Bergmanis M, Brazaitis G, Dönn-Breuss M, Edenius L, Kosinski Z, Kurlavicius P, Lärmanis V, Lūkins M, Mikusinski G, Račinskis E, Strazds M & Tryjanowski P (2004) Habitat modeling as a tool for landscape-scale conservation—a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453.
- Begon M, Harper J and Townsend C (2005) *Ecology, from Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd (UK).
- Brown JH & Kodric-Brown A (1977) Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ekology* 58: 445–449.
- Cornelis J & Hermy M (2004) Biodiversity relationships in urban and sub-urban parks in Flanders. *Landscape and Urban Planning* 69: 385–401.
- Fernández-Juricic E (2000a) Avifaunal use of wooded steets in an urban landscape. *Conservation Biology* 14: 513–521.
- Fernández-Juricic E (2000b) Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size, and isolation. *Ecological Research* 15: 373–383.
- Fernández-Juricic E & Jokimäki J (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023–2043.
- Fischer J & Lindenmayer DB (2002) Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southern Australia. *Biological Conservation* 106: 129–136.
- Gilpin ME & Diamond J (1976) Calculations of immigration and extinction curves from the species–area distance relation. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 73: 4130–4134.

- Haila Y (2002) A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321–334.
- Hanski I (1998) Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41–49.
- Hohtola E (1978) Differential changes in bird community structure with urbanisation: a study in Central Finland. *Ornis Scandinavica* 9: 94–100.
- Chace JF & Walsh JJ (2006) Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74: 46–69.
- Chamberlain DE, Gough S, Vaughan H, Vickery JA & Appleton GF (2007) Determinants of birds species richness in public green spaces. *Bird Study* 54: 87–97.
- Jokimäki J (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3: 21–34.
- Jokimäki J, Kaisanlahti–Jokimäki ML, Sorace A, Fernández–Juricic E, Rodríguez–Prieto I & Jimenez MD (2005) Evaluation of the “safe nesting zone” hypothesis across an urban gradient: a multi-scale study. *Ecography* 28: 59–70.
- Jokimäki J & Suhonen J (1993) Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70: 71–77.
- Kalmar A & Currie DJ (2006) A global model of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 15: 72–81.
- Kalmar A & Currie DJ (2007) A unified model of avian species richness on islands and continents. *Ecology* 88: 1309–1321.
- Lomolino MV (1990) The target area hypothesis: the influence of island area on immigration rates of non-volant mammals. *Oikos* 57: 297–300.
- MacArthur RH & Wilson EO (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.

- McDonald RI, Kareiva P & Forman RTT (2008) The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological conservation* 141: 1695–1703.
- McDonnell MJ & Pickett STA (1990) Ecosystem structure and function along urban–rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232–1237.
- McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- Miller JR & Hobs RJ (2002) Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16: 330–337.
- Moravec J et al. (2004) Fytocenologie. Academia
- Murgui E (2007) Effects of seasonality on the species–area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global. Ecol. Biogeogr.* 16: 319–329.
- Niemelä J (1999) Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119–131.
- Padoa-Schioppa E, Baietto M, Massa R & Bottoni L (2006) Bird communities as bioindicators: The focal species concept in agricultural landscapes. *Ecological Indicators* 6: 83–93.
- Peterson B & Gauthier G (1985) Nest site use by cavity–nesting birds of the cariboo parkland, British Columbia. *Wilson Bull.* 97: 319–331.
- Primack RB, Kindlmann P & Jersáková J (2001) *Biologické principy ochrany přírody*. Portál, Praha.
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE & Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS* 105: 20770–20775.
- Sandström UG, Angelstam P & Mikusiński G (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77: 39–53.
- Savard J–PL, Clergeau P & Mennechez G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131–142.

- Schwartz A, Shirley S & Kark S (2008) How do habitat variability and management regime shape the spatial heterogeneity of birds within a large Mediterranean urban park? *Landscape and Urban Planning* 84: 219–229.
- Stevens GC (1992) The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* 140: 893–911.
- Stochat E, Warren PS, Faeth SH, McLntyre NE & Hope D (2008) From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 186–191.
- Storch D, Konvicka M, Benes J, Martinková J & Gaston KJ (2003) Distribution patterns in butterflies and birds of the Czech Republic: separating effects of habitat and geographical position. *Journal of Biogeography* 30: 1195–1205.
- Sutherland WJ, Newton I & Green RE (2004) *Bird ecology and conservation, a handbook of technique*. Oxford University press.
- Thompson PS, Greenwood JD & Greenaway K (1993) Birds in European gardens in the winter and spring of 1988–89. *Bird Study* 40: 120–134.
- Tilghman NG (1987) Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* 14: 481–495.
- Tkadlec E (2008) *Populační ekologie: Struktura, růst a dynamika populací*. Uiverzita Palackého v Olomouci.
- Turner WR (2003) City wide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: the case of the Tucson Bird Count. *Landscape and Urban Planning* 65: 149–166.
- Výrut J (1990) Příspěvek k poznání hnízdního společenstva ptáků v otevřené zemědělské krajině. *Zpr. Muz. Západočes. Kraje* 40: 111–119.
- Wilcox BA & Murphy DD (1985) Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* 125: 879–887.

Zanette L, Doyle P & Trémont SM (2000) Food shortage in small fragments:  
Evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology* 81: 1654–1666.

## RUKOPIS ČLÁNKU

### **Birds in parks: what factors determine avian diversity in urban and sub-urban environments?**

Chlebková Eva, Watzlawiková Terezie & Grim Tomáš\*

Department of Zoology and Laboratory of Ornithology, Palacký University, tř. Svobody 26, CZ-771 46 Olomouc, Czech Republic

Author for correspondence: tomas.grim@upol.cz

#### **Abstract**

Urbanisation is one of important processes associated with fragmentation of natural ecosystems and decline of biodiversity. Urban parks, situated inside towns and farmland, are important refugia for many organisms including birds. We studied factors that might affect avian species richness in these “vegetation islands in the sea of human-made landscapes. We selected 30 urban parks of varying size and vegetation structure in the Czech Republic. Data on avian species richness and breeding density were collected with band modification of line transect method. As predicted, the number of bird species increased with increasing area but was not affected by isolation of parks. Avian diversity further increased with area of water bodies, tree stem perimeter (a surrogate measure of vegetation age) and was inversely related to grass vegetation coverage. Thus, parks with higher proportion of tree and shrub cover supported larger number of species. Analyses of diversity of hole-nesting species showed that their diversity increased with stem perimeter, park area, and tree and shrub coverage both within and outside focal parks. Finally, we tested which factors influence cumulative density of birds. Overall avian density was higher in urban

than in sub-urban parks and was correlated negatively with increasing vegetation coverage in areas surrounding focal parks. Our study thus extends previous findings of larger-scale studies (urban vs. non-urban areas) to smaller urban vs. sub-urban scales. Utilization of these findings in urban planning and park management might positively influence biodiversity in parks.

*Key words:* urban parks, species-area, species-isolation, the equilibrium theory of island biogeography, biodiversity, fragment landscape

## **Introduction**

A process of urbanisation is one of the major factors moulding global biodiversity (Jokimäki 1999, Wilcox and Murphy 1985). Cities are environments extremely modified by humans with typically only small fragments of the original habitats present (Jokimäki and Suhonen 1993). Thus, studying impacts of urbanisation on biodiversity are one of the priorities of current ecology (Murgui 2007). The preservation and recovery of biodiversity in urban areas has also become an important issue in environmental management (Chamberlain et al. 2007). Study of urban biodiversity is currently critical for want of ecological knowledge in urban planning (Tilghman 1987, Niemelä 1999; Savard et al. 2000, Fernández-Juric and Jokimäki 2001).

The purpose of this study was to test which factors determine diversity and abundance in avian communities in urban parks. Urban parks are important hotspots of biodiversity in built up areas (Fernández-Juric E and Jokimäki 2001). Knowledge of factors responsible for changes in biodiversity in urban areas might inform urban park management and planning. We used birds as bioindicators of quality of environment. Birds are useful in this respect because they typically require the existence of various habitats at different spatial scales, they are also relatively

conspicuous and easy to survey in comparison to other taxonomic groups (Angelstam et al. 2004, Sandström et al. 2006).

Previous studies showed that urban parks have the highest diversity of birds among all urban habitats (see Jokimäki and Suhonen 1993, Jokimäki 1999). Therefore, it is essential to understand factors that determine diversity of birds in order to select suitable management for urban parks.

Because biodiversity is one of the main concepts in ecology, various ways to study were developed. One of the most important approaches is the equilibrium theory of island biogeography developed by MacArthur and Wilson (1967). This theory considers effects of area and isolation on biodiversity. It assumes that species number positively correlates with increasing area and decreases with growing isolation. Although the theory was originally developed for islands it can be applied on any patchy habitats. From this point of view urban parks are vegetation islands inside the ocean of buildings. Through the island approach we can understand the patterns which determine birds distributions in urban areas and exploit it for the management of urban birds (Fernández-Juric and Jokimäki 2001). However, island biogeography alone is insufficient to explain overall patterns of biodiversity (Prugh et al. 2008). Thus, it is important to detach the effects of area from additional factors, which can influence species richness (Jokimäki 1999).

In this study we aimed to explain bird species richness, diversity of hole-nesters (see below) and overall cumulative density of individual birds in urban parks. We predicted that avian diversity would increase with area (MacArthur and Wilson 1967), presence of water bodies (Chamberlain et al. 2007), park age (Fernández-Juric 2000, Sandström et al. 2006), number of breeding holes and nest boxes (Luniak 1992, Jokimäki 1999, Fernández-Juric and Jokimäki 2001), and cover of shrubs and trees inside and around urban parks (Sandström et al. 2006). Also isolation (MacArthur and Wilson 1967) and altitude (Stevens 1992) are known to affect (negatively) the diversity but we did not expect them to



be important per se because of the small altitudinal and geographic scale of the present study. Instead of isolation by distance we predicted that proportion of built-up or farmland areas around parks will decrease diversity in parks. Further, we expected that avian diversity will be higher in sub-urban than in urban parks and will be higher in less intensely managed parks than in those with larger human effects on vegetation structure (e.g., mowing, shrub cutting).

Hole-nesters are specific and ecologically important group of birds (Virkkala et al. 1994). This is because hole-nesters are crucially dependent on mature vegetation which provides them with trees of sufficient size to support their breeding holes. Such vegetation is also preferred by some endangered avian taxa (Rosenvald and Löhmus 2003). Thus, hole-nesters are better indicators of biological quality of environment than other avian species. Therefore, we repeated our analyses for the subset of hole nesting species. We predicted that mainly number of available nest holes and boxes and/or age of park (perimeter of trees) are responsible for diversity of these species. In contrast, other factors (such as water coverage) should not be important predictors of hole-nester diversity.

In respect to density of individual birds we anticipated increased density in urban in comparison to sub-urban parks (Jokimäki 1999). Other important positive factors might be number of nest boxes and holes, proportion of water area, and built up area and vegetation coverage around park.

## **Methods**

### ***Study area and bird census***

We conducted the study in urban parks and arboretums in Moravia, Eastern part of the Czech Republic. All data were collected from April till June 2008. We choose 30 parks which totalled 288 ha (Table 1). Parks were selected so as to vary in size, isolation, vegetation cover and other

factors that we predicted to be important in affecting avian diversity (see above).

In order to determine quantitative and qualitative structure of bird communities we surveyed each park three times. The visits were done with two weeks gaps between them. The surveys were undertaken between 06:00 and 11:00 a.m. (C.E.T.) when activity of most bird species is maximal (Bibby et al. 2000). Data were collected only on days when the weather was good (no rain or strong wind).

We used the band modification of the line transect method (Sutherland et al. 2004). In each park, we selected a line transect so as to cover the whole area of the park and all types of habitats within the park proportionally to their coverage. The length of transect was proportional to park area (park area vs. transect length:  $r_s = 0.98$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ).

We walked slowly at constant speed along the line transect. The time spent in each park varied from 15 minutes to 2 hours, depending on the size of the park. We registered all heard and seen birds in the belt 50 m wide (i.e., 25 meters on both sides from the line as recommended by Janda & Řepa 1986). Birds flying in the direction of our walk were excluded to prevent double counting. All data were collected by same observers (EC and TW) to avoid inter-observer bias.

### ***Habitat measurements***

For each park, we determined following characteristics (Tables 1, 2):

1. Geographical coordinates (using Google Earth).
2. Altitude in m above sea level (using Google Earth).
3. Area of the park (ha).
4. Park age. Despite substantial efforts, we were unable to get reliable data on park age. Thus, we used perimeter of tree stems as a surrogate measure of vegetation age. We argue that this might be, in fact, a better measure of park age than time elapsed from the establishing of the park. This is because relatively old parks can undergo extensive tree cutting; then the actual age of the vegetation could be smaller than

overall age of relatively younger park. There is no reason to expect that avian communities should be affected by age of the park per se, yet birds clearly depend on the qualities of vegetation in the park independently of mere park age. We measured perimeters at breast height (120 cm above ground) of all trees that were within 10 m distance from both sides of our transects. Depending on the size of the park and structure of vegetation near the transect we measured between 2 and 726 trees per park (park area vs. number of trees measured:  $r_s = 0.64$ ,  $n = 30$ ,  $P = 0.0002$ ).

5. Number of breeding holes. We inspected all trees within 10 m on both sides of transect (i.e., all trees with measured perimeters) and counted all natural hollows or bird boxes. We pooled the number of both natural holes and human made nest boxes in one variable.

6. Forest type. We determined type of the tree (coniferous or broadleaved) for all trees within 10 m from transect. We then calculated percentage of deciduous trees. This variable was continual.

7. Vegetation coverage within park. We employed Brown-Blanquet scale to estimate percentual vegetation cover of trees, shrubs and grass, respectively (following Moravec 2004). Estimates of tree and grass coverage were done by eye using aerial photographs. Shrub cover was estimated in the field (aerial photographs cannot provide reliable information for estimates of shrub cover).

8. Vegetation coverage in park surroundings. Proportions of areas covered with vegetation (trees and shrubs), buildings and agricultural farmland (fields and pastures) were estimated within 500 m from park outside edge (following Murgui 2007). We used JanMap application in the geoinformatics Janitor program (<http://janitor.cenia.cz/>).

9. Water coverage. In each park, we determined area covered with water (lakes, rivers) and calculated percentual coverage. This variable was continual.

10. Position in relation to urban environment. We differentiated two levels of this nominal variable: parks surrounded by buildings (urban parks) or parks bordering with farmland (non-urban parks).

11. Perimeter of each park (m) (following Murgui 2007).

12. Distance to the nearest farmland (m).

13. Distance to the nearest forest (greater than 10 ha ) (Murgui 2007).

14. Management of park. We differed three groups of parks according to level of management: managed (regularly gardening, mowing grass, cutting shrubs etc), moderately managed (only mowing grass once or twice a year) and unmanaged (free of any gardening).

Measures of park isolation (11–13) were performed in the Janitor program. All distances (12 and 13) were calculated as minimum distance from the edge of the focal park to the edge of nearest agricultural area or forest, respectively.

Park perimeter (Murgui 2007) was found to provide essentially the same information as park area ( $r_s = 0.97$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ). We therefore excluded this redundant variable from further analyses.

### ***Bird community characteristics***

1. Avian biodiversity (total number of species). Cumulative number of bird species detected acoustically or visually (data pooled for each park) during three surveys in each park.

2. Number of hollow nesters (total number of species breeding in natural hollows and/or nest boxes). Hollow nesting species included the great spotted woodpecker (*Dendrocopos major*), Syrian woodpecker (*Dendrocopos syriacus*), grey woodpecker (*Picus canus*), green woodpecker (*Picus viridis*), nuthatch (*Sitta europea*), great tit (*Parus major*), blue tit (*Cyanistes caeruleus*), crested tit (*Lophophanes cristatus*), coal tit (*Parus ater*), marsh tit (*Poecile palustris*), collared flycatcher (*Ficedula albicollis*), and starling (*Sturnus vulgaris*).

3. Density (number of individual birds per 10 ha). We used total cumulative number of all individuals of all bird species from three surveys as a proxy for bird abundance and divided it by three.

### **Statistical analyses**

Data on vegetation coverage (grass, shrubs, trees) within parks were strongly inter-correlated (all  $r_s > 0.46$ ,  $n = 30$ , all  $P < 0.01$ ). To avoid multicollinearity (see Graham 2003) we used PCA. PC1 explained 65.7% of variation in the data and was positively correlated with trees ( $r_s = 0.75$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ) and shrubs ( $r_s = 0.84$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ) and negatively with grass ( $r_s = -0.85$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ).

Data on coverage in the surroundings were also partly intercorrelated. Farmland coverage correlated negatively with both vegetation cover ( $r_s = -0.46$ ,  $n = 30$ ,  $P = 0.01$ ) and buildings coverage ( $r_s = -0.82$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ). However, vegetation cover did not correlate with buildings coverage ( $r_s = -0.06$ ,  $n = 30$ ,  $P = 0.76$ ). We again run PCA. PC1 explained 63.0% of variation in the data and correlated negatively with farmland coverage ( $r_s = -0.98$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ) and positively with buildings coverage ( $r_s = 0.91$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ). In contrast, PC2 (which explained 37.0% of data variation) correlated positively with vegetation cover ( $r_s = 0.94$ ,  $n = 30$ ,  $P < 0.0001$ ).

Distance to nearest farmland and forest above 10 ha positively correlated ( $r_s = 0.47$ ,  $n = 30$ ,  $P = 0.009$ ). PC1 of the two variables explained 68.2% of variation and correlated positively with both ( $r_s = 0.66$  and  $0.95$  respectively, both  $P < 0.0001$ ). We used this PC1 as a measure of overall isolation of the park.

We first tested effects of all explanatory variables of interest in separate univariate models. Then, we tested their effects in multivariate models, separately for (1) overall species richness, (2) hole-nesters species richness, and (3) overall bird density. Originally we fitted full models with variables 2–13 (see the list above). We sequentially removed

non-significant terms (at conventional  $\alpha = 0.05$ ) to get the minimal adequate model. We checked all models for linearity of effects, normality of errors and homogeneity of variances and we found them satisfactory (Grafen and Hails 2002). Results are presented as means  $\pm$  S.E.

## **Results**

### ***Species richness***

Univariate models showed that number of bird species recorded in parks increased with area, number of nest holes and nest-boxes and also with water coverage (Table 2). Influence of area and water coverage was significant also in the multivariate model (Table 3). Additionally, stem perimeter and vegetation coverage within park (PC1) positively covaried with species richness. The latter indicates that number of bird species in parks increased with increasing tree and shrub coverage but decreased with increasing grass coverage. However, coverage within park (PC1) correlated with area and water coverage, therefore we did not include the coverage with the other variables into one model (see Graham 2003) but calculated two separate models (Table 3). Significance of stem perimeter suggests that age of park has positive effect on bird species richness.

Interestingly relationship between area and species richness was strictly linear (Table 2). Second order polynomial regression of species richness against area showed that quadratic area term was non-significant ( $t_{2,27} = -0.46$ ,  $P = 0.65$ ).

### ***Hole-nesters***

Such as in previous univariate models the effect of area was also significant in analyses of hole-nesters. Area had positive influence on number of hole-nesting species (Table 2). Other variables with significant positive effects were stem perimeter, number of holes and nest boxes

and also coverage within parks (PC1). Positive effects of PC1 suggest that tree and shrub coverage supports higher diversity of hole-nesters.

Multivariate analyses supported conclusions based on univariate models. Also here area, stem perimeter, and coverage within park (PC1) had positive effects on presence of hole-nesters (Table 4). Additionally, species richness of hole nesting birds positively covaried with coverage outside park (PC2), suggesting that hole nesters diversity increased with increasing vegetation cover in the parks surroundings (Table 4).

### ***Bird density***

Univariate models supported our prediction that bird densities are on average higher in urban than in sub-urban areas (Table 2). Variable “coverage outside park” (PC2) significantly negatively covaried with bird densities in parks suggesting that vegetation cover in surrounding areas might “canalize” birds away from human settlements. Bird densities also tended to decrease with increasing proportion of deciduous trees in parks.

In the multivariate models backward elimination of non-significant terms gave final reduced model with only one variable. Solely location of the park significantly affected bird density ( $t_{1,28}=2.62$ ,  $P=0.01$ ). As predicted, bird densities were on average higher in urban areas ( $33.0\pm 2.5$  birds/10 ha) than in non-urban ones ( $24.0\pm 2.4$  birds/10 ha).

## **Discussion**

### ***Species richness***

We found that species richness of bird communities in parks positively correlated with area, perimeter of tree stems (surrogate measure of age of park), number of available nest holes and boxes, coverage of water and cover of trees and shrubs.

Positive effect of area on species richness is the most important factor affecting diversity at all scales, from local (Chamberlain et al.

2007, Prugh et al. 2008) to global (Kalmar and Currie 2006). Additionally to sampling effects, we can expect that the more area the more species because there are more types of habitats and more sources of food and cover. Large parks have more complex structure of habitat and for these reasons they can provide suitable base for bird species richness (Fernández-Juricic and Jokimaki 2001). Small parks are more predisposed for random extinction because there are lower population of birds that are more vulnerable to random population fluctuations than larger populations (Murgui 2007). Further, probability of bird immigration is higher for large parks, because they presented larger targets for migratory organisms include birds (Gilpin and Diamond 1976, Begon 1997, Murgui 2007). In addition, resources in small parks are poorer than in larger parks, which can be a result of cumulative influence of edge effects (see Zanette et al. 2000). On the other hand we stress that small parks are not unvalued, because they can serve as stepping stones and in this way facilitate movement of organisms through landscape (Fischer and Lindenmayer 2002). Under these conditions we may consider also small parks as valuable for conservation of nature in highly fragmented urban areas.

We found that age of park covaried positively with species diversity. Clearly, the more years park exists higher the probability that birds settle there. Higher age of park supports colonisation of new species also because older parks present richer and more complex habitat, that is the result of long-time cumulative changes in structure of vegetation. Other things being equal, supplies of resources (food, cover, breeding substrates etc.) are larger in older as compared to younger parks.. Older parks thus present more breeding opportunities for birds with specific habitat requirements (Fernández-Juric 2000b, Fernández-Juric and Jokimäki 2001) .

Presence of water bodies is important for support of biodiversity in park (Tilghman 1987, Chamberlain et al. 2007). Some kinds of birds prefer



presence of water for breeding or feeding. Permanent water source in park can attract also some rare species that are not common in urban habitat (Fernández–Juricic & Jokimäki 2001) For example, in our study we recorded these species bounded on water source which are not-usually in urban parks: *Motacilla cinerea*, *Galinula chloropus*, *Aythya fuligula*. Avian species richness positively correlated with increasing cover of trees and shrubs. This probably follows from the fact that most species we detected in parks also breed there (own unpubl. data), and most such species built their nests in shrub and/or tree vegetation. Parks with complex habitat ensure living space for wide species spectrum of birds. The more various composition of vegetation and layers the more bird species with different requirements for habitat can exploit it. (Thompson et al. 1993, Fernández–Juric a Jokimäki 2001).

Park isolation (distance to other vegetation “islands”) had no statistically significant effect on avian diversity (see also Tilghman 1987, Jokimäki 1999). This findings is not suprising – the central European landscape shows high connectivity for highly mobile organisms such as birds. The average distance from nearest forest larger then 10 ha was 1500 m and the maximum distance was 8300 m. These are negligible distances for birds.

### **Hole nesters**

Similarly to overall species richness, effect of area was also significant and positively correlated with richness of hole nesters.

As predicted, diversity of hole-nesters was mainly determined by availability of nest boxes and nest holes. Presence of nesting boxes and holes enhances breeding options for many species, and thus support biodiversity (Peterson and Gauthier 1985, Jokimäki 1999, Fernández–Juric and Jokimäki 2001). Importantly, hole-nesters are generally over-represented among endangered bird species (see Virkkala (2006). Thus, age of vegetation (and, consequently, of parks themselves) can be a

crucial factor from conservation point of view. In the paper from Jokimäki (1999) interesting findings, that the number of nest boxes was the most important variable explaining the occurrence of the cavity nesting pied flycatcher, but not for the other cavity nesters such as Parus species, in the city parks. Positive correlation between hole nesters and presence of nest boxes can be probably generically specific.

Also age of park (surrogately measured by perimeter of trees) was significant factor correlating with diversity of hole-nesters.

Number of hole nesters positively correlated with tree and shrub coverage within park. Trees provide breeding holes whereas shrubs provide food for many hole nesters (e.g., insects for tits or nests with eggs and/or nestlings that can be predated by woodpeckers; Weidinger 2009). Additionally we found out that richness of hole nesters positively covaried with coverage of vegetation around park. This may be explained by additional foraging opportunities available there for hole-nesters (especially woodpeckers with larger home ranges).

### ***Breeding density***

We found that bird densities are higher in parks situated inside of city than on the urban edge. This finding parallels that of Jokimäki (1999) who found that bird densities increased with increasing gradient of urbanization, but bird species richness showed opposite relationship (see also our Results). We also detected negative correlation between density and vegetation coverage outside of park. Probably, when there is suitable vegetation available outside park, birds select such non-urban habitats. Under such conditions densities inside urban parks will decline.

### **Conclusions**

Biogeographic studies of birds in urban environment typically focused either on determinants of species richness within urban environment (Chamberlain et al. 2007), or compared urban and strictly non-urban

areas (Bessinger and Osborne 1982). Here, we extended the scope of these studies to “middle scale” whence we compared various aspects of avian communities between strictly urban parks and parks on the outskirts of towns. We found that also in this scale there are important diversity and breeding density gradients that parallel those documented for larger spatial scales. As predicted, area and vegetation but not isolation were main determinants of avian diversity. Further, we suggest that diversity of hole-nesters might be a more relevant parameter for conservation efforts than overall avian species richness. This is because overall richness is mainly determined by relatively common species that are not priority for environment conservation (Orme et al. 2005). In a contrast, hole-nesters are over-represented among endangered and consequently conservationally important taxa. Based on our results we suggest that current management practices in parks (mowing, shrub cutting) might be less important factor affecting avian communities. Instead, leaving more trees to mature to increase overall age of vegetation seems to be more important for maintaining the diversity of hole-nesters and other avian species,

### **Acknowledgement**

We thank Vilém Pechanec for the help with estimating vegetation and farmland coverage and calculated variables of isolation. Comments from Jukka Jokimäki greatly improved the earlier versions of the MS. This study was supported by grant no. MSM6198959212 to TG.

## References

- Angelstam P, Roberge J-M, Löhmus A, Bergmanis M, Brazaitis G, Dönz-Breuss M, Edenius L, Kosinski Z, Kurlavicius P, Lärmanis V, Lūkins M, Mikusinski G, Račinskis E, Strazds M and Tryjanowski P (2004) Habitat modeling as a tool for landscape-scale conservation – a review of parameters for focal forest birds. *Ecological Bulletins* 51: 427–453.
- Begon M, Harper J and Townsend C (2005) *Ecology, from Individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing Ltd (UK).
- Bessinger SR and Osborne DR (1982) Effects of urbanization on avian community organization. *Condor* 84: 75–83.
- Bibby CJ, Burgess ND and Hill DA (2000) *Bird Census Techniques* 2nd Ed. Academic Press, London.
- Chamberlain DE, Gough S, Vaughan H, Vickery JA and Appleton GF (2007) Determinants of birds species richness in public green spaces. *Bird Study* 54: 87-97.
- Fernández-Juricic E (2000a) Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size, and isolation. *Ecological Research* 15: 373–383.
- Fernández-Juricic E (2000b) Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: the role of age, size, and isolation. *Ecological Research* 15: 373–383.
- Fernández-Juric E and Jokimäki J (2001) A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. *Biodiversity and Conservation* 10: 2023-2043.
- Fischer J, Lindenmayer DB (2002) Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* 106: 129-136.
- Gilpin ME and Diamond J (1976) Calculations of immigration and extinction curves from the species–area distance relation. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 73: 4130–4134.

- Grafen A, Hails R. 2002. Modern statistics for the life sciences. Oxford: Oxford University Press. p. 352.
- Graham, M. H. 2003. Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. – *Ecology* 84: 2809–2815.
- Jokimäki J (1999) Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3: 21-34.
- Jokimäki J and Suhonen J (1993) Effects of urbanization on the breeding bird species richness in Finland: a biogeographical comparison. *Ornis Fennica* 70: 71–77.
- Kalmar A and Currie DJ (2006) A global model of island biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 15: 72–81.
- Luniak M (1992) The use of nest-boxes for management of breeding avifauna in urban parks. Studies in Warsaw and Poznan. *Acta Ornithologica* 27: 3-19.
- MacArthur RH & Wilson EO (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Murgui E (2007) Effects of seasonality on the species-area relationship: a case study with birds in urban parks. *Global. Ecol. Biogeogr.* 16: 319-329.
- Niemelä J (1999) Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* 8: 119-131.
- Orme C David L; Davies Richard G; Burgess Malcolm; Eigenbrod Felix; Pickup Nicola; Olson Valerie A; Webster Andrea J; Ding Tzung-Su; Rasmussen Pamela C; Ridgely Robert S; Stattersfield Ali J; Bennett Peter M; Blackburn Tim M; Gaston Kevin J; Owens Ian P F Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 2005;436(7053):1016-9.
- Sandström UG, Angelstam P, Mikusiński G (2006) Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* 77: 39-53.

- Savard J-PL, Clergeau P and Mennechez G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142.
- Stevens GC (1992) The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapoport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* 140: 893-911.
- Sutherland WJ, Newton I and Green RE (2004) *Bird ecology and conservation, a handbook of technique*. Oxford University press.
- Peterson B and Gauthier G (1985) Nest site use by cavity-nesting birds of the cariboo parkland, British Columbia. *Wilson Bull.* 97: 319-331.
- Prugh LR, Hodges KE, Sinclair ARE and Brashares JS (2008) Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *PNAS* 105: 20770-20775.
- Rosenvald R and Löhmus A (2003) Nesting of the black stork (*Ciconia nigra*) and white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 185: 217-223.
- Thompson PS, Greenwood JD and Greenaway K (1993) Birds in European gardens in the winter and spring of 1988-89. *Bird Study* 40: 120-134.
- Tilghman NG (1987) Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* 14: 481-495.
- Virkkala R (2006) Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann. Zool. Fennici* 43: 82-85.
- Virkkala R, Rajasärkkä A, Väisänen RA, Vickholm M and Virolainen E (1994) Conservation value of nature reserves: do hole-nesting birds prefer protected forests in southern Finland? *Ann. Zool. Fennici* 31: 173-186.
- Weidinger, K. (2009) Nest predators of woodland open-nesting songbirds in central Europe. *Ibis* 151: 352-360.
- Wilcox BA and Murphy DD (1985) Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.* 125: 879-887.

Zanette L, Doyle P and Trémont SM (2000) Food shortage in small fragments: Evidence from an area-sensitive passerine. *Ecology* 81: 1654–1666.

**Table 1** Overview of studied parks and public gardens (ordered according to park area). Parks are classified as three types: “castle parks” (c), “urban parks and gardens” (u), or “arboretums” (a). Coordinates, altitude and area are given.

Park location (name)	Park type	N	E	Altitude (m asl)	Area (ha)
Konice	c	49° 35′	16 °53′	423	<b>0.28</b>
Říkovice	c	49 °22 ′	17 °26′	204	<b>0.80</b>
Hrubčice	c	49° 26′	17 °11′	210	<b>1.03</b>
Laškov	c	49 °35′	17 °00 ′	301	<b>1.35</b>
Přestavlký	c	49 °23′	17 °28′	243	<b>1.54</b>
Citov	c	49° 27′	17° 19′	201	<b>1.74</b>
Dřevohostice	c	49 °25′	17 °35′	239	<b>1.85</b>
Prostějov	u	49° 28′	17° 06′	223	<b>1.89</b>
Jesenec	c	49 °36′	16° 51′	495	<b>1.90</b>
Bílá Lhota	a	49 °42′	16 °58′	290	<b>2.42</b>
Olomouc (Archbishop's garden)	c	49° 36′	17 °16′	217	<b>2.44</b>
Rokytnice	c	49° 28′	17 °23′	210	<b>2.54</b>
Lipník n.B.	u	49 °31′	17 °34′	233	<b>2.67</b>
Pavlovice	c	49 °28′	17 °33′	300	<b>3.60</b>
Veselíčko	c	49 °31′	17 °30 ′	358	<b>4.21</b>
Chudobín	c	49 °41′	17 °01′	260	<b>4.66</b>
Nové Zámky	c	49 °43′	17 °01′	245	<b>4.93</b>
Tovačov	c	49 °25′	17 °17′	200	<b>5.31</b>
Olomouc (Bezruč's public garden)	u	49 °36′	17 °16′	220	<b>6.44</b>
Olomouc (Čech's public garden)	u	49 °36′	17 °14′	222	<b>7.15</b>
Dobroslavice	c	49 °52′	18 °08′	308	<b>9.14</b>
Kroměříž (Flower garden)	c	49 °17′	17 °22′	205	<b>10.03</b>
Kvasice	c	49 °14′	17 °28′	191	<b>14.22</b>
Přerov	u	49 °27′	17 °27′	210	<b>15.73</b>
Olomouc (Smetana's public garden)	u	49 °35′	17 °15′	219	<b>15.83</b>
Čechy pod Kosířem	c	49 °32′	17 °02′	253	<b>19.95</b>
Nový Dvůr	a	49 °56′	17° 46′	345	<b>21.71</b>
Kravaře	c	49 °55′	17 °59′	240	<b>35.20</b>
Holešov	c	49 °20′	17 °35′	232	<b>35.48</b>
Kroměříž (Chateau garden)	<b>u</b>	<b>49 °18′</b>	<b>17 °23′</b>	<b>191</b>	<b>52.30</b>



**Table 2** Results of univariate analyses explaining species richness, overall bird density and number of hole-nesting species, respectively. Data were collected by band line transect method in 30 parks in the Czech Republic. Degrees of freedom are 1, 28 for all regression models except of management effects with df=2,27. For details on explanatory variables see Methods.

Explanatory variable	Species richness			Hole nesters			Density		
	Estimate±SE	t	P	Estimate±SE	t	P	Estimate±SE	t	P
Altitude (m asl)	-0.03±0.02	-1.61	0.12	-0.01±0.00	-1.53	0.14	-0.01±0.03	-0.01	0.99
Area (ha)	0.41±0.07	5.62	<b>0.001</b>	0.06±0.02	3.35	<b>0.002</b>	-0.26±0.15	-1.75	0.09
Stem perimeter (cm)	0.04±0.03	1.39	0.17	0.01±0.01	2.13	<b>0.04</b>	0.05±0.05	1.09	0.28
Nest holes and boxes	0.26±0.12	2.21	<b>0.04</b>	0.06±0.02	2.43	<b>0.02</b>	-0.16±0.19	-0.83	0.41
Deciduous trees (%)	0.05±0.07	0.7	0.49	0.01±0.01	0.74	0.47	-0.19±0.09	-2.02	0.05
Coverage within park (PC1)	1.69±0.88	1.94	0.06	0.38±0.18	2.14	<b>0.04</b>	-0.27±1.4	-0.2	0.85
Coverage outside park (PC1)	0.04±0.95	0.05	0.96	-0.12±0.19	-0.61	0.55	0.09±1.41	0.06	0.95
Coverage outside park (PC2)	1.14±1.22	0.93	0.36	0.27±0.25	1.09	0.29	-4.59±1.64	-2.81	<b>0.009</b>
Water coverage (%)	0.78±0.27	2.93	<b>0.007</b>	0.09±0.06	1.62	0.12	-0.05±0.46	-0.1	0.92
Location	-1.38±1.26	-1.26	0.28	0.45±0.25	1.82	0.08	4.51±1.72	2.62	<b>0.01</b>
Isolation (PC1)	-1.20±1.09	-1.1	0.28	-0.32±0.22	-1.45	0.16	2.29±1.61	1.42	0.17
Density of trees /1 ha	-0.01±0.02	-0.43	0.67	0.0001±0.003	0.05	0.96	0.02±0.02	0.83	0.41
		F	P		F	P		F	P
Management	-	0.08	0.92	-	0.73	0.49	-	2.91	0.07

**Table 3** Results of multivariate models explaining species richness. Two alternative minimal adequate models are shown. When included in model (a) the variable “coverage within park” was the last variable removed with backward elimination procedure because it was marginally non-significant (estimate =  $0.99 \pm 0.54$ ,  $t=1.86$ ,  $P=0.07$ ). For details see Methods.

Explanatory variable	Estimate $\pm$ SE	t	P
(a)			
Area (ha)	$0.37 \pm 0.06$	6.16	0.0001
Water coverage (%)	$0.55 \pm 0.18$	3.12	0.004
Stem perimeter (cm)	$0.04 \pm 0.02$	2.05	0.05
(b)			
Area (ha)	$0.38 \pm 0.06$	6.02	0.0001
Stem perimeter (cm)	$0.05 \pm 0.02$	2.62	0.015
Coverage within park (PC1)	$1.39 \pm 0.57$	2.45	0.021

**Table 4** Results of multivariate model explaining number of hole nesting species in parks.

Explanatory variable	Estimate $\pm$ SE	t	P
Stem perimeter (cm)	$0.02 \pm 0.004$	3.93	0.0006
Coverage within park (PC1)	$0.48 \pm 0.13$	3.66	0.0012
Area (ha)	$0.05 \pm 0.01$	3.33	0.003
Coverage outside park (PC2)	$0.44 \pm 0.17$	2.55	0.017