

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie

Faktory ovlivňující diverzitu a početnost' vtákov v urbánnej zeleni



Bakalárska práca

Michal Ferenc

školiťel': RNDr. Ondřej Sedláček

konzultant: RNDr. Roman Fuchs, CSc.

Praha, máj 2007

Pod'akovanie:

Ďakujem školiteľovi RNDr. Ondřejovi Sedláčkovi a konzultantovi RNDr. Romanovi Fuchsovi, za všetku poskytnutú pomoc pri realizácii mojej bakalárskej práce .

Abstract

Urbanisation is represented by the ecological forcing functions created by the growth of cities and associated human activities. Birds seem to be suitable model organisms for determining the interactions between urbanisation and biota. Strong urbanisation exerts a negative effect on bird communities in general. The positive influence was only found in areas of medium urban development, which often contributes to local heterogeneity of habitats. The main effects influencing bird populations in cities are biotic homogenisation, and fragmentation of natural environment (associated with populations isolation, loss of natural habitats, decreasing dispersal possibilities, and edge effects). The fragment area, time since a fragmentation event, distance to a nearest fragment and the degree of connectivity between fragments are the most important features influencing bird communities. Bird communities characteristics are positively influenced by the area of habitat in most cases. Vegetation characteristics of urban woods, such as age, three-dimensional heterogeneity and vegetation cover type, represented equally important influence. The age of habitat fragment affected bird communities positively through temporal vegetation complexity development. The vegetation complexity enables feeding and breeding niches diversification and consecutive coexistence of diversified and abundant bird communities. This is typical e.g. for mixed forests. The surrounding environment also plays an important role, because the near development and intensive human disturbance showed mostly negative effect.

Our aim was to determine the most important habitat characteristics of urban woods influencing bird communities. We focused on abundance assessment of birds living in deciduous urban forests (mostly common bird species and forest specialists). We detected bird diversity and abundance using point count method in six sub-urban woods in Prague with well developed vegetation structure and relatively extensive management. We found that tree diversity, i.e. presence of scarcer tree species positively affected bird abundance and diversity. Forest edges had significantly higher abundance, but not diversity, of birds than forest interior. However, we did find any differences in diversity or abundance on points laying on the edge and inside of our study woods. It was probably caused by low level of human disturbance in the surrounding of our study plots.

Key words: urbanization, urban bird diversity, abundance, vegetation structure, age, urban woods

Abstrakt

Pojmom urbanizácia môžeme označiť komplex ekologických zmien a procesov vyvolaných rastom miest a s tým spojených ľudských aktivít. Pre výskum interakcie urbanizácie s biotou sú vhodným modelovým organizmom vtáky. Silná urbanizácia krajiny sa prejavuje ochudobňovaním diverzity vtáčích spoločenstiev. V prípade opačného zistenia bol kladný efekt v miestach miernejšieho urbánneho rozvoja, ktorý môže lokálne zvyšovať heterogenitu biotopov. Základnými efektmi, ktoré vplyvajú na mestské populácie vtákov sú biotická homogenizácia a fragmentácia pôvodného prostredia (spojená s izoláciou populácií, stratou prirodzeného prostredia, znížením disperzných možností, okrajovými efektmi). Veľkosť plochy, čas, ktorý ubehol od fragmentačnej udalosti, vzdialenosť k susednej ploche a stupeň ich prepojenia sú najdôležitejšími charakteristikami jednotlivých fragmentov vplyvajúcich na vtáčie spoločenstvo. Vzťah rozlohy a charakteristík vtáčích spoločenstiev sa ukázal vo väčšine prípadov ako kladný. Rovnako výrazne sa uplatňujú aj vegetačné charakteristiky mestskej zelene, predovšetkým veková a priestorová štruktúra vegetácie, prípadne typ vegetačného pokryvu. Vek sa ukázal byť faktorom pozitívne vplyvajúcim na spoločenstvá vtákov, vďaka rozvoju komplexity vegetácie v čase. Štruktúrovanosť vegetácie umožňuje diverzifikáciu potravných aj hniezdnych ník, a tým koexistenciu diverzifikovanejších spoločenstiev vtákov vo vyšších populačných hustotách. To je typické napríklad pre zmiešané lesy. Okolie plôch hrá tiež dôležitú rolu, keďže okolitá zástavba sa väčšinou prejavila na vtáčích spoločenstvách negatívne.

Cieľom praktickej časti bolo zistenie charakteristík zelene v mestskom prostredí, ktoré v najväčšej miere ovplyvňujú spoločenstvá vtákov. Zamerali sme sa na stanovenie početnosti a výskytu vybraných druhov vtákov viazaných predovšetkým na listnaté lesy. Abundancie a diverzitu vtákov sme zisťovali bodovou metódou v šiestich pražských prímestských lesoch s dostatočne diverzifikovanou štruktúrou vegetácie a pomerne extenzívnym managementom. Medzi hlavné zistenia patrí pozitívny vplyv diverzifikovaného lesného porastu s vzácnejšími druhmi stromov na početnosť vtákov sledovaného spoločenstva. Prítomnosť rozhrania lesa a iného biotopu podľa našich výsledkov zvyšovalo početnosť vtákov, no diverzitu nie. Neodhalili sme rozdiel v diverzite ani početnosti na okrajových a vnútorných bodoch lesa, pravdepodobne pre pomerne nízku intenzitu disturbancie zo strany ľudí.

Kľúčové slová: urbanizácia, mestské prostredie, vek a štruktúra vegetácie, diverzita a početnosť vtákov, mestské lesy.

Obsah

A. Rešerš

1. Úvod	5
2. Biotická homogenizácia.....	6
3. Fragmentácia.....	7
4. Rozloha.....	9
5. Štruktúra a vekové zloženie vegetácie.....	11
5.1 Vek.....	12
5.2 Štruktúra.....	13
5.3 Typ vegetačného pokryvu.....	17
6. Okolie.....	19

B. Praktická časť

7. Metodika.....	20
8. Výsledky.....	21
9. Diskusia.....	23
10. Záver.....	25

C. Príloha

D. Prehľad literatúry

A. Rešerš

1. Úvod

Urbánne prostredie je zo značnej časti výtvorom ľudí. Je to priestor a súbor štruktúr, ktoré slúžia na naplnenie cieľov ľudskej spoločnosti a súčasne istým spôsobom predstavujú jej hodnotový systém (*Whitney & Adams 1980*). V tomto zmysle tvár urbánnej krajiny svedčí o našich hodnotách, ale súčasne tvorí životný priestor pre najrôznejšie organizmy. Je preto vhodné nájsť súlad medzi ľudskými záujmami a potrebami organizmov, aby v takomto prostredí úspešne preživali, a to jednak z estetických dôvodov, a jednak z dôvodov zachovania biodiverzity aj v urbánnom prostredí. Navyše vzhľad a povaha urbánnych ekosystémov hrá dôležitú úlohu pri formovaní pohľadu ľudí na prírodné ekosystémy, teda aj na ich ďalší osud (*Savard et al. 2000*).

Pojmom urbanizácia môžeme označiť komplex ekologických zmien a procesov vyvolaných rastom miest a s tým spojených ľudských aktivít. Ponúka sa nám tým istá forma experimentu, ktorú môžeme použiť na ekologický výskum (*McDonnell & Pickett 1990*). Vhodným modelovým organizmom na skúmanie vlastností a vzťahov v tomto prostredí sú vtáky. Je to dobre preskúmaná skupina organizmov s výbornou pohyblivosťou a disperznou schopnosťou, pričom sú známe ich ekologické nároky. Sme schopný študovať nielen druhovú diverzitu vtákov, ale oproti iným organizmom pomerne presne odhadovať aj ich početnosť. Údaje tohoto charakteru sú známe aj z minulosti. Vtáky zároveň dostatočne citlivo indikujú zásadné zmeny v prostredí. Množstvo prác zaoberajúcich sa vtáčimi spoločenstvami v urbánnej krajine bralo ohľad hlavne na efekty spojené s fragmentáciou pôvodného prostredia, ako je veľkosť (*napr. Tilghman 1987*) a izolácia zostatkových plôch (*napr. Blake & Karr 1987*). Prípadne ďalšie procesy, ako napríklad okrajové efekty na rozhraní biotopu s urbánnou krajinou (*Phillips et al. 2005*).

Na druhej strane bez dostatočnej znalosti dôležitosti štruktúry prostredia pre vtácie spoločenstvá môže byť hodnotenie vzťahu vtákov k ich habitatu zavádzajúce (*Jokimäki 1999*). Pre lepšie hodnotenie a vyvodenie záverov z výsledkov jednotlivých štúdií potrebujeme odhaliť, kedy je výskyt vtákov odpoveďou na vegetačné vlastnosti, a kedy už na veľkosť alebo izoláciu zelených plôch, prípadne na charakter a intenzitu využitia okolitého prostredia.

Táto práca sa venuje poznatkom, ktoré majú nesporne veľký význam v organizácii vtáčieho spoločenstva v mestskej zeleni a súčasne sú dobre preskúmané. Hlavný dôraz však

bude kladený na vegetačné vlastnosti prostredia, ktoré je v urbánnom kontexte potrebné lepšie pochopiť.

2. Biotická homogenizácia

Pre mestské prostredie je typický jav, ktorý nazývame biotická homogenizácia. Tento termín označuje nahradzovanie lokálnej bioty nepôvodnými druhmi. Často dochádza k nahradeniu unikátnych, endemických druhov, druhmi nepôvodnými a značne rozšírenými, čím sa znižuje diverzita (*McKinney & Lockwood 1999*). Vzniká pri mnohých ľudských činnostiach, ale urbanizácia podporuje biotickú homogenizáciu zo všetkých najviac (*McKinney 2006*). Je zjavná predovšetkým v centrách miest, preto je pri jej skúmaní potrebné brať do úvahy aj umiestnenie študovanej plochy v rámci mesta (*Clergeau et al. 2006*).

Viacero konkrétnych štúdií poukazuje na fenomén biotickej homogenizácie v mestách. V Oxforde (Ohio) napríklad šesť druhov s najvyššou hustotou predstavovalo 78% počtu jedincov; 83,5% biomasy, ale len jednu tretinu počtu druhov. V pôvodných huestonských lesoch však šesť druhov s najväčšou hustotou predstavovalo 48,5% jedincov a len 21% biomasy. Okrem toho, vtáčia komunita v meste bola o deväť druhov chudobnejšia ako lesná, čo predstavuje významný pokles diverzity (*Beissinger & Osborne 1982*). Aj v arizonskom Tucsoe 3 zo 14-tich druhov tvorili dve tretiny počtu jedincov a takisto biomasy. Boli to invazívne druhy zo vzdialených oblastí (*Emlen 1974*). Rovnako *Clergeau et al. (1998)* na väčšine študovaných bodov v Rennes (Francúzsko) a Quebecu (Kanada) zistili dominanciu niekoľkých druhov, konkrétne vrabca domového (*Passer domesticus*), škorca lesklého (*Sturnus vulgaris*) a holuba skalného (*Columba livia*), v letnom aj zimnom období.

Homogenizácia ako následok urbanizácie môže nastať zamedzením usídlenia a rozmnožovania niektorých citlivých druhov v mestách (*Clergeau et al. 2006*). Naproti tomu, niekoľkým druhom adaptovaným na ľudskú prítomnosť a činnosť, sa na americkom kontinente v tomto prostredí značne darí. Sú to zväčša exotické druhy, ktoré vykazujú urbanizáciou pozitívne ovplyvnené populačné hustoty (*Crooks et al. 2004*). U európskych druhov spevavcov sa ako kľúčové, v súvislosti s ich invazívnymi schopnosťami do urbánnych oblastí, nejavia ich potravné preferencie. Dôležitejšie sa podľa *Clergeau et al. (2006)* zdajú byť hniezdne podmienky. Druhy hniezdiace na zemi mali menšie hustoty v centrálnych oblastiach ako v okolí mesta. Podobne sa správali aj druhy potravne viazané na kríky. Vyplýva to z ich veľkoškálovej štúdie z Francúzska, Talianska a Fínska.

Napriek faktu biotickej homogenizácie zostáva skutočnosťou, že mestá ako celky podporujú vysokú biodiverzitu. Mierny stupeň urbanizácie totiž na regionálnej škále zvyšuje celkovú diverzitu, no deje sa to s prispením rozšírených druhov vtákov a na úkor pôvodných. Vysoký stupeň urbanizácie už znižuje celkovú diverzitu i diverzitu pôvodných druhov (*Blair 1996, 1999*). Podobne pre regionálne merítka podľa autorov *Cam et al. (2000)* platí, že pri strednom počte urbanizovaných plôch v krajine biodiverzita vrcholí.

Základným problémom zostáva, že aj keď je mesto druhovo obohatené, globálna biodiverzita klesá (*McKinney 2006*). Je to dôsledok obohacovania mestskej bioty len relatívne malým množstvom na urbánne prostredie špecializovaných druhov, opakujúcich sa v mnohých mestách, hoci geograficky od seba značne vzdialených.

Pre zachovanie biodiverzity z týchto poznatkov vyplýva, že je nevyhnutné vyvodzovať závery s ohľadom na regionálnu alebo globálnu diverzitu. Z tohoto pohľadu je podstatné, či k prípadnému zvýšeniu diverzity v mierne urbanizovanom prostredí prispievajú pôvodné alebo exotické druhy.

3. Fragmentácia

Pojmom fragmentácia lesa označujeme jav, kedy sa pôvodné veľké plochy lesa nahradzujú inými typmi prostredia a zostávajú len izolované plochy. Fragmentácia nastáva dôsledkom činnosti človeka napríklad ťažením dreva, nerastných surovín, premenou na poľnohospodársku krajinu alebo rozširovaním urbánnych plôch, čiže stavebnou činnosťou človeka (cesty, budovy, rekreačné plochy...). Pre organizmálne spoločenstvá žijúce v zostatkových plochách sú rozhodujúce: veľkosť plochy, čas, ktorý ubehol od fragmentačnej udalosti, vzdialenosť k susednej ploche a stupeň ich prepojenia (*Saunders et al. 1991*). Tento proces a jeho sprievodné javy (izolácia populácií, strata prirodzeného prostredia, zníženie disperzných možností, okrajové efekty a pod.) majú dramatický vplyv na celú biotu. Má škodlivé následky na väčšinu pôvodnej lesnej bioty (*Murcia 1995*) a má rovnako škodlivý vplyv na populácie a druhy vtákov v urbánnej krajine, ako v iných typoch prostredia (*Fernández-Juricic & Jokimäki 2001*). Druhy sú pritom fragmentáciou habitatov súčasne zasiahnuté na rôznych priestorových merítkach, lokálnom aj regionálnom (*Bolger et al. 1997*).

Vtáky v prostredí fragmentovanom urbanizáciou čelia mnohým sprievodným efektom. S rastúcou mierou fragmentácie sa napríklad zväčšuje pomer obvodu k ploche. Zdôrazňujú sa tak okrajové efekty, ktoré sa definujú ako zmeny na prechode dvoch habitatov, vyplývajúce

z rôzneho charakteru susediacich ekosystémov (*Sammalisto 1957 ex McCollin 1998*). *McCollin (1998)* rozoznáva niekoľko hlavných okrajových efektov: biotické interakcie (kompetícia, predácia, hniezdny parazitizmus), modifikácia mikroklímy, zmeny v štruktúre vegetácie súvisiace s potravnou ponukou, hniezdnym substrátom a pod. *Murcia (1995)* uvádza: 1. abiotické efekty (zmeny podmienok spôsobené blízkosťou iného typu prostredia); 2. priame biologické efekty (zmeny v abundancii a distribúcii druhov určené ich fyziologickými hranicami a spôsobené fyzikálnymi podmienkami v blízkosti okraja); 3. nepriame biologické efekty (zmeny v biotických interakciách: predácia, hniezdny parazitizmus, kompetícia).

V urbanizovanom prostredí sa zistil negatívny vplyv fragmentácie na stále druhy vtákov napríklad v Štokholme (*Mörtberg 2001*) a na mnohé lesné druhy v Staten Island (New York, *Dowd 1992*). *Natuhara & Imai (1999)* v urbánnych lesoch v Japonsku konkrétne zistili, že na tento proces sú najcitlivejšie hmyzožravce žijúce v interiéri lesa. Existujú však aj iné rozdiely v citlivosti druhov na fragmentáciu. *Lampila et al. (2005)* zhodne s očakávaním zaznamenali, že nearktickí migranti boli citlivejší na fragmentáciu ako palearktickí, no medzi stálymi druhmi nebol žiaden rozdiel. Dôvodom je história fragmentácie na daných územiach. V palearkte je história fragmentácie prostredia spôsobená človekom dlhšia. Tu žijúce druhy teda mali viac času vysporiadať sa s týmto procesom.

Hoci *Crooks et al. (2004)* zaznamenali najvyššiu druhovú diverzitu a populačnú hustotu na plochách mierneho urbánneho rozvoja vo fragmentoch prirodzeného prostredia obklopeného urbánnou krajinou, napriek tomu to podľa nich neznamená, že cieľom ochrany prírody by malo byť fragmentovanie celistvých plôch. Za takto zvýšenou diverzitou sa môžu skrývať exotické druhy (viď kapitola Biotická homogenizácia). V tejto súvislosti zároveň podotýka, že citlivé druhy žijú v najvyšších populačných hustotách v nefragmentovaných habitatoch.

Miera negatívneho vplyvu fragmentácie je daná mierou izolovanosti fragmentov, teda vzdialenosťou medzi nimi a charakterom krajiny, ktorá ich oddeľuje (*Fernández-Juricic 2004*). Ak už fragmentácia pôvodného prostredia nastala, môže byť negatívny dopad izolovanosti zvyšných plôch v mestách čiastočne kompenzovaný prítomnosťou zalesnených ulíc. Tieto ulice môžu fungovať ako koridory a podporovať pohyb vtákov medzi fragmentmi (*E. Fernández-Juricic 2000*). Najvhodnejšie by bolo zásahy vedúce k fragmentácii dopredu plánovať, ak k nim má dôjsť, aby sa čo možno najviac eliminovali nežiaduce efekty. Avšak v skutočnosti je väčšinou potrebné vysporiadať sa už s výslednými dopadmi na biotu (*Saunders et al. 1991*).

Pri skúmaní diverzity a početnosti vtákov v mestách v súvislosti s vegetáciou, je nevyhnuté mať na zreteli aj efekty fragmentácie. Vyhneme sa tým nesprávnym interpretáciám o neprítomnosti druhov alebo ich nízkej početnosti. Absencia druhov môže byť jednoducho spôsobená izolovanosťou fragmentov, nedostatkom migračných koridorov medzi nimi, nadmerným úbytkom pôvodného prostredia, prípadne okrajovými efektmi. S vegetáciou nemusí mať nevyhnutne súvislosť. Platí to obzvlášť v prípade mestského prostredia, kde sú plochy oddelené pre väčšinu druhov nehostinným prostredím a zároveň tu z hľadiska ich nárokov často dochádza k neakceptovateľnej redukcii pôvodného biotopu.

4. Rozloha

Rozloha zelene je bezpochyby jeden z najdôležitejších faktorov, ktoré ovplyvňujú početnosť a diverzitu vtákov na danom území. Dokazuje to množstvo prác z rôznych svetadielov a zemepisných šírok: napríklad z Massachusetts (*Tilghman 1987*), Wisconsinu (*Ambuel & Temple 1983*), Illinois (*Blake & Karr 1987*), Oulu (Fínsko) (*Jokimäki 1999*), Seattlu (Washington) (*Gaverski 1976*), Waterloo (Ontário) (*Friesen et al. 1995*).

Vzťah medzi rozlohou a diverzitou je daný napríklad tým, že plochy s väčšou rozlohou môžu obsahovať viac druhov habitatov a na väčšej ploche sa dokážu jednotlivé druhy udržať vo vyšších populačných hustotách, teda pravdepodobnosť ich vymretia je menšia. Rovnako sa tieto plochy, v súlade s teóriou ostrovnej biogeografie, pre svoju veľkosť stávajú častejším cieľom náhodne dispergujúcich jedincov (*Gaston & Blackburn 2000*). Na početnosti jednotlivých druhov pôsobia obmedzujúco ich požiadavky na rozlohu teritória prípadne domáci okrsok. Jedným z faktorov súvisiacimi s rozlohou sa zdá byť aj potravná ponuka, ktorá sa môže meniť s rozlohou lesa a ovplyvňovať distribúciu vtáčích druhov (*Ambuel & Temple 1983*). Ďalšími sú zrejme hniezdne príležitosti, možnosti úkrytu, dostatočne veľké vzdialenosti od rušivých vplyvov okolia.

Model, ktorý vytvorili *Natuhara & Imai (1999)* predpovedá zvýšenie diverzity habitatov pre vtáky so zväčšením rozlohy. Tým je pravdepodobné i zvýšenie diverzity vtáčích druhov. *Fischer & Lindenmayer (2002)* zase pre malé plochy predpovedajú, že aj keď sú rovnako vhodné ako veľké, mali by byť obývané menším počtom jedincov alebo druhov. *Gaverski (1976)* tieto tvrdenia takisto podporuje: čím väčšie zmeny vo vegetácii a čím menšia rozloha, tým viac klesá diverzita a počty druhov vtákov.

Vo väčšine prác sa zistil pozitívny vzťah medzi druhovou diverzitou resp. populačnou hustotou vtákov a rozlohou zelenej plochy. Existuje však niekoľko výnimiek. Jednou z nich je

Lee et al. (2002), ktorí našli negatívnu koreláciu medzi populačnou hustotou a rozlohou fragmentu v poľnohospodársky využívanej krajine pre tri lesné druhy: *Seiurus aurocapillus*, *Hylochila mustelina*, *Vireo olivaceus*. Chan & Ranganathan (2005) však prehodnotili údaje týchto autorov a pre prvý z týchto druhov síce našli negatívny, ale omnoho slabší vzťah. Pre ostatné druhy nebol štatisticky významný. Ďalšou je i práca Kociana et al. (2003) v mestských cintorínoch v Bratislave, kde najdiverzifikovanejšie vtáčie spoločenstvo mal ten najmenší. Mal totiž najheterogénnejšiu vegetáciu. Z tohoto príkladu plynie, že je veľmi dôležité uvedomiť si vzťahy k iným premenným a zahrnúť ich do modelov. Podobne J. Jokimäki (1999) tvrdí, že aj keď bola rozloha v Oulu (Fínsko) dobrým prediktorom druhovej bohatosti, väčšina jednotlivých druhov na ňu nereagovala. Niektoré druhy boli skôr ovplyvnené štruktúrou širokého okolia, iné zástavbou.

Niektorí autori určili približné rozlohy, ktoré je potrebné udržať, aby v nich vtáky mohli prežívať. Fernández-Juricic & Jokimäki (2001) určili minimálne rozlohy parkov v mestách Oulu a Rovaniemi (Fínsko), Madrid (Španielsko) na 10-35 ha. V parkoch tejto veľkosti by mohla žiť väčšina druhov vyskytujúcich sa v mestách. Mörtberg (2001) v Štokholme uvádza rozlohu lesov 200-400 ha, ako hranice takmer istého výskytu druhov patriacich do gildy *Parus*. Naopak v lesoch s rozlohou 10-30 ha sa už vôbec nevyskytovali. Znamená to, že aj niektoré plochy, ktoré mali ináč vhodné podmienky, zostali týmito druhmi nevyužitú. Zásadnú úlohu zohráva aj kontext, v akom sa daná plocha nachádza. Napríklad v lese s rozlohou 4 ha, v okolí ktorého neprebíhalo žiadna činnosť spojená s urbanizáciou, žilo viac druhov neotropických migrantov a vo vyšších populačných hustotách ako v lese s rozlohou 25 ha v obývanej oblasti mesta Waterloo (Ontário) Friesen et al. (1995). Podľa wisconsinského výskumu autorov Ambuel & Temple (1983), vzácne a sťahovavé druhy tiež reagujú na rozlohu, potrebujú les, ktorý je o tri až štyri rády väčší ako je ich vlastné teritórium.

Nárast počtu druhov nie je lineárny. Dokumentuje to Tilghman (1987): počet druhov vzrastal značne rapídne s rastúcou rozlohou z 1 na 25 ha. Tento nárast bol následne už miernejší. I keď sa dá diverzita z rozlohy dobre predpovedať, jednotlivé druhy na ňu reagujú individuálne. Kým napríklad straka čiernozobá (*Pica pica*) a drozd čvíkotavý (*Turdus pilaris*) uprednostňovali v Oulu (Fínsko) menšie parky, iné druhy dávali prednosť veľkým (Jokimäki 1999). U uvedených druhov je to dané tým, že ich home range je hlavne mimo parky, ktoré len využívajú na hniezdenie. Aj podľa autorov Ambuel & Temple (1983) bol vplyv rozlohy v študovanom rozpätí, t.j. 3-500 ha, na bežnejšie druhy malý. Lesní generalisti, druhy viazané na okraje lesov a druhy poľnohospodárskej krajiny sa objavujú vo väčšine lesov. Množstvo

lesných druhov sa naproti tomu objavuje len vo veľkých lesoch. *Kluza et al. (2000)* na vidieku Nového Anglicka zaznamenali, že rozloha fragmentov bola v pozitívnom vzťahu s hustotami populácií vtákov hniezdiacich na zemi, v kroví, s druhmi žijúcimi v interiéri lesa a so sťahovavými druhmi.

Najrozľahlejšie lesy mali takmer dvakrát toľko druhov ako tie najmenšie (*Tilghman 1987*). Aj malé plochy však môžu byť mnohými druhmi využívané denne, ale nemusia sa tam ani pokúsiť hniezdiť. Ich home ranges pravdepodobne zahŕňajú niekoľko plôch veľkých aj malých (*Fischer & Lindenmayer 2002*). Lesy sa pritom javia byť rovnako zraniteľné urbanizáciou bez ohľadu na rozlohu (*Friesen et al. 1995*). *Natuhara & Imai (1999)* zastávajú názor, že ak sa nedá udržať veľká plocha lesa, vysadzovanie malých stromoradií môže pozitívne ovplyvniť kolonizáciu okrajovými druhmi. Každý strom má preto svoj význam, nie je dôležité zdôrazňovať len veľkoplošné projekty (*Fischer & Lindenmayer 2002*).

5. Štruktúra a vekové zloženie vegetácie

Rastlinné spoločenstvá v urbanizovanej krajine sú rovnako ako kultúrny produkt, tak aj fyzická súčasť krajiny (*Whitney & Adams 1980*) a poskytujú domov a útočisko rôznym organizmom. Jednak pôvodným, ktoré tam dokázali prežiť a prispôbiť sa, a jednak tým, ktoré sa vyslovene špecializovali na život v blízkosti ľudí.

V odbornej literatúre často spracovávané efekty fragmentácie biotopov (napr. *Fernández-Juricic & Jokimäki 2001*), veľkosti plochy fragmentov (napr. *Jokimäki 1999*), ich izolácie (napr. *Tilghman 1987*) a okrajových efektov (napr. *Murcia 1995*) majú samozrejme veľký vplyv na charakteristiky vtáčích spoločenstiev nielen v urbánnych, ale aj v rôznych iných biotopoch, čo ilustrujú niektoré poznatky zhrnuté v predchádzajúcich častiach tejto práce. Bez týchto efektov sa pri vysvetľovaní charakteristík vtáčích spoločenstiev len ťažko zaobídeme.

Ďalšou kľúčovou zložkou, ktorá však nemenej významným spôsobom zasahuje schopnosť vtákov prežiť v ľuďmi silne pozmenenom prostredí, je štruktúra a vekové zloženie vegetácie. Dôležitosť štúdia vegetácie z hľadiska pôsobenia na vtáacie spoločenstvá v urbánnom prostredí spočíva predovšetkým v tom, že tu môžu hrať rolu iné efekty a interakcie, ako je to v prirodzenom, nepozmenenom prostredí.

Každá oblasť je viac-menej špecifická a záleží na konkrétnych potrebách a záujmoch, aký typ prostredia je vhodné podporovať. V Ríme sú si urbánne a urbánne-poľnohospodárske parky faunisticky podobné, ale v druhom type bol zaznamenaný navyše výskyt ubúdajúcich

druhov s vysokou ochranárskou prioritou. Vysvetlenie sa môže skrývať za väčšou štruktúrnou bohatosťou tejto krajiny (Sorace 2001). Ak je prioritou ochrana pôvodného druhového zloženia musíme vziať v úvahu aj zistenie, že v suburbánnom prostredí vysadené spoločenstvá nenahradzovali napríklad pre hmyzožravé vtáky plnohodnotne pôvodnú vegetáciu a nezáležalo ani na fakte či bola nová vegetácia bohaté štrukturovaná. Z toho plynie záver o potrebnosti zachovania pôvodných lesov, kde je to možné (DeGraaf & Wentworth 1986).

5.1 Vek

Vek porastu sa prejavuje očividnými vlastnosťami, napríklad hrúbkou kmeňov stromov a ich výškou, v prípade neudržiavaných plôch tiež štruktúrnou bohatosťou rastlinstva. Rozhodujúci tu je teda čas, počas ktorého sa mohla vegetácia do súčasnej podoby vyvíjať. Odráža sa to najmä na hniezdnych príležitostiach a možnosti ukryť sa pred predátorom. Práve preto je to jeden z hlavných faktorov, na ktorý vtáky reagujú.

Jednoznačne jeho význam dokazuje vo svojej práci napríklad Mörtberg (2001). Pre 5 dutinových druhov (4 druhy sýkoriek rodu *Parus* spp. a brhlíka lesného *Sitta europea*), sa ako dôležitý ukázal počet odumretých, ale ešte stojacich stromov. Hniezdenie sýkorky lesklohlavej (*P. palustris*) štatisticky významne súviselo aj s hustým krovím a starými stromami. Podobne v americkom Illinois vyplýva z výskumu rozličných typov habitatov, že rozvoj jednotlivých vegetačných poschodí v čase má za následok prírastok počtu druhov. Rozvoj pôdneho pokryvu spôsobí pridanie jedného, prípadne dvoch druhov; vývoj kríkov od jedného do štyroch druhov a so začiatkom vývoja stromového poschodia je v priemere prírastok dvanástich druhov. S dobre rozvinutým stromovým poschodím pribúdajú ďalšie dva až tri druhy (Willson 1974).

Na druhej strane pozorujeme aj skrytejšie interakcie. Vegetácia napríklad určuje potravnú ponuku pre vtáky, a to jednak priamo produkciou rastlinnej biomasy, ako aj vplyvom na populácie koristi vtákov, väčšinou hmyzu (Vale et al. 1982). Obzvlášť v mestskom prostredí dochádza často k narušeniu vegetačného krytu stavebnou činnosťou, udržiavaním zelene (kosením trávnikov, preriedovaním kríkov) a podobne. Najmä po rozsiahlejších zásahoch musí mať korisť dostatok času, aby sa jej populačné stavy stabilizovali a v dostatočnej miere sa opäť namnožila. V prípade, že lokálne vyhynula, alebo bol založený nový typ zelenej plochy, potrebuje istý čas pre opätovné namigrovanie na dané miesto. Často nemusí mať prítomnosť rôznych druhov hmyzu priamu súvislosť s vekom vegetácie, ako v práve

opísaných prípadoch. Naopak, u iných druhov ich prítomnosť súvisí priamo s vekom stromov, napríklad s množstvom odumretých kmeňov, u hmyzu viazaného na tento typ substrátu.

Na neudržiavaných plochách zelene sa s postupujúcim vekom zvyšuje priestorová heterogénnosť a štruktúrovanosť porastu. Z hľadiska využiteľnosti sa tým otvára cesta pre mnoho druhov a rozmanitá vertikálna dimenzia znamená vytvorenie značného množstva ekologických ník (*Tilghman 1987*). Podobne sa pri porovnávaní bratislavských cintorínov ukázal ako najdôležitejší faktor vek vegetácie, (*Kocian et al. 2003*) veľmi pravdepodobne súvisiaci s rozmanitosťou využiteľných priestorov a zdrojov. *Natuhara & Imai (1999)* pre urbánne vysadené lesy staršie než 10 rokov zistili, že neboli pre vtáky podradné oproti starším lesom s rovnakou rozlohou. Za týchto 10 rokov sa teda pravdepodobne stihla vytvoriť dostatočná štruktúrna bohatosť na to, aby v nich mohli vtáky prosperovať.

DeGraaf & Wentworth (1986) síce pre suburbánne spoločenstvo v Amherst (Massachusetts), ale tiež zistili, že pre druhy hniezdiace v kroví bol vek tohoto krovia dôležitejší ako jeho celkové množstvo. Tieto druhy totiž korelovali s hustotou krovia negatívne, ale s jeho výškou pozitívne. Pravdepodobne je vek a teda následne výška dôležitá aj z toho dôvodu, že v mestách sú vtáky nútené hniezdiť vo vyšších výškach tohoto poschodia, keďže musia čeliť zvýšenému predáčnemu tlaku zo strany človekom introdukovaných predátorov.

5.2 Štruktúra

Medzi najdôležitejšie charakteristiky súvisiace s diverzitou vtáčích spoločenstiev v prirodzenom prostredí patrí výšková diverzita vegetácie (*Gavareski 1976*). Zvyšujúca sa komplexita vegetácie teda znamená pribúdanie druhov, čo je podľa *Willsona (1974)* skôr dôsledok väčšej trojdimenzionálnej rôznorodosti, ako vzrastu produktivity. *Chao-Nien Koh et al. (2006)* vyslovili hypotézu, že vplyv ľudskej populácie na diverzitu vtákov sa deje práve prostredníctvom primárnej produktivity. Uplatňujú sa určite oba efekty, komplexita i primárna produktivita prostredia, je však otázne, ktorý do akej miery. Kvantifikácia tohoto problému je zrejme zložitá a vyžaduje si podrobný výskum.

Fernández-Juricic & Jokimäki (2001) upozorňujú na podceňovanie dôležitosti zachovania komplexity prostredia pre zvýšenie diverzity vtáčích druhov v urbánnych parkoch. Tento fakt je nezriedka posilnený aj konfliktom medzi estetickými záujmami ľudí a záujmami o udržanie biodiverzity. Lepšie na ľudí pôsobia vyčistené parky bez burinného podrastu a odumretých stromov, ktoré sú však žiaduce pre niektoré duhy vtákov. Pre nájdanie rovnováhy

je potrebné zistiť do akej miery je ešte možné do štruktúry vegetácie zasahovať, aby sa tým neuškodilo populáciám vtákov. Takýmto užitočným nástrojom na hodnotenie rozsahu zmien vo vegetačnom profile daného územia môže byť prítomnosť respektíve neprítomnosť druhov obývajúcich krovinatú vegetáciu (*Gavareski 1976*). Podľa toho sa dajú vyvodiť závery, do akej miery je zásahy do vegetácie potrebné a žiaduce uskutočňovať, prípadne to pomôže nájsť kompromis medzi udržiavaním zelene a podporovaním diverzity organizmov.

Diverzifikované poschodia zvyšujú pravdepodobnosť, že si v takomto biotope nájdu svoje miesto aj rozličné potravne a hniezdne gildy a nebudú si príliš konkurovať a následne sa navzájom vytlačovať. Rôznorodosť kríkov a stromov boli najdôležitejšími faktormi podporujúcimi zahniezdenie jednotlivých druhov lesných spevavcov v nadväzujúcich sezónach v madridských mestských lesoparkoch (*Fernández-Juricic 2004*). Po vyvinutí kríkového poschodia v urbanizovanej krajine v Massachusetts sa zvýšil počet druhov a následne sa zvýšila aj celková diverzita (vyjadrená Shannonovým indexom diverzity) (*Tilghman 1987*).

Za predpokladu, že stromové poschodie je plne rozvinuté a súčet množstva lístia horného a stredného poschodia je viac ako 50%, ďalší vzostup celkového množstva lístia jednotlivých poschodí už nemá za následok zväčšenie počtu druhov. Z toho vyplýva zásadná úloha stromového poschodia, ktoré k zvyšovaniu diverzity prispieva viac, ako celkové množstvo lístia a jeho rozdelenie medzi poschodiami (*Willson 1974*). Nečakané je v tomto kontexte zistenie, že vyššie stromy znižovali diverzitu, hoci na počte druhov sa to významne neprejavilo. Naopak nižšie stromové poschodie spolu s vyššou horizontálnou heterogenitou môže byť spojené s vzostupom diverzity (*Tilghman 1987*). Vysvetlenie sa tu pravdepodobne skrýva za zlými svetelnými podmienkami pod hustými korunami vysokých stromov, kde sa nevyvinú výraznejšie vegetačné poschodia v podraсте. Tým pádom môže dôjsť k uvedenej negatívnej korelácii medzi výškou stromov a diverzitou. Toto tvrdenie čiastočne, z hľadiska hustoty populácie, podporuje aj výsledok z wisconsinského výskumu, ktorý naznačuje, že práve rozvoľnenejšie alebo nesúvislé lesné porasty umožňujúce rast nižších kríkových poschodí, pôsobia v prospech väčších populačných hustôt vtáčích spoločenstiev (*Ambuel & Temple 1983*).

So vzrastajúcim percentom pokryvnosti dochádza aj k znižovaniu hustoty istých gíld, konkrétne pozemných a v najnižšom stromovom poschodí žijúcich všežravcov, a v strednom poschodí žijúcich hmyzožravcov (*Willson 1974*). Vtáky hniezdiace na zemi alebo v kroví tiež reagovali negatívne na väčšinu premenných týkajúcich sa stromov a pozitívne na plochu pokrytú burinnými spoločenstvami a udržiavanými trávnikmi (*DeGraaf & Wentworth 1986*).

Tu sa s zrejme takisto ukazuje spojitosť medzi zvyšovaním celkového zápoja korún a súbežného znižovania produktivity v nadväznosti na znižujúcu sa hladinu ožiarenosti v nižších vegetačných vrstvách.

K odlišným záverom dospel *Jokimäki (1999)* v Oulu vo Fínsku, kde po rozlohe územia patrili k najvýznamnejším faktorom s pozitívnym efektom na diverzitu výška dominantných stromov a hustota malých stromov. V tomto prípade by však možno bolo vhodné uvažovať práve o porastoch malých hustých stromov, ako o kríkovom poschodí. Tomu zodpovedá aj odhalenie negatívnej korelácie pre krovinových hniezdičov s výškou koruny nad zemou. Je možné, že pre tieto druhy sú atraktívne aj nižšie konáre stromov (*DeGraaf & Wentworth 1986*). Pre vtáky je zrejme rozhodujúca hustota a výška tohoto druhu porastu pre umiestnenie hniezda a nie jeho samotná fyziognómia.

Kvalitná vegetácia môže podporovať vysoké hustoty a diverzitu aj v nehostinnom prostredí, akým je napríklad Quebec (Kanada) v zimnom období (*Clergeau et al. 1998*). V mestách sa vytvára špecifická mikroklima hlavne ako dôsledok zmenenej akumulácie tepla, odrazivej schopnosti mestských betónových a asfaltových povrchov v porovnaní s prírodnými povrchmi. Budovy fungujú ako efektívne vetrolamy a to všetko sa vo výsledku prejaví miernejšou mikroklimou. Tieto efekty spolu s kvalitnou vegetáciou, poskytujúcou dostatok potravy a úkrytov vytvárajú priaznivé podmienky na prezimovanie.

Podobné vegetačné štruktúry majú podobné kombinácie potravných gíld hoci sú geograficky oddelené a majú dokonca rozdielne podnebné charakteristiky (*Vale et al. 1982*). Na druhej strane, ak hodnotíme procesy, v niektorých sa dá nájsť podobnosť v mestskom prostredí aj v prírodnej krajine, hoci povahou a pôvodom sú to úplne iné deje. Napríklad nie každý zásah človeka do lesných porastov musí pôsobiť negatívne a organizmy ho vnímajú rozličným spôsobom. Samozrejme veľmi záleží na tom s akou citlivosťou bol daný zásah vykonaný, ale nemenej dôležitá je aj citlivosť samotných druhov na prítomnosť a činnosť človeka. Holoruby v ihličnatých lesoch nemusia vždy pôsobiť neprirodzene, naopak, podobajú sa prirodzeným disturbanciam v boreálnych lesoch. Avšak pri iných typoch využívania lesnatej krajiny (napríklad zástavba vyrúbanej plochy) už zvyčajne nenájdeme podobnosť s prírodnými procesmi (*Drolet et al. 1999*).

Umelé udržiavanie zelene nie je zo strany vtákov vnímaná príliš kladne. *Gavareski (1976)* dokazuje, že čím je vegetácia modifikovanejšia, tým menej druhov sa tam objavuje, a často majú aj menšiu početnosť. Výrazne sa prejavila zmena z lesnatého na záhradný, prípadne intenzívne udržiavaný typ parku. Úbytok nastal hlavne čo sa týka vtákov

vyžadujúcich krovinatý porast, ktorý bol čiastočne alebo úplne odstránený vo väčšmi udržiavaných parkoch. Súčasne sa tu odstraňujú aj odumreté kmene a pne.

Pri hodnotení následkov, ktoré má činnosť človeka, napríklad rozvoj zástavby, v okolí lesov na jednotlivé druhy, musíme brať v úvahu aj iné možné vysvetlenia. Zmeny nemusia byť vždy spojené len s úbytkom alebo zmenami vegetačného pokryvu. Ako príklad poslúži americký druh drozd hrdzavochvostý (*Hylocichla mustelina*) v Ontáriu, u ktorého *Phillips et al. (2005)* zistili zmeny v hniezdnych parametroch jeho populácií, napriek tomu, že vegetácia fragmentov lesov bola zástavbou ovplyvnená len nepatrne. Za možné vysvetlenie považujú zmeny v pôsobení predátorov, parazitov alebo behaviorálne zmeny vplyvom okolitej zástavby. Podobné vysvetlenie týkajúce sa predačného tlaku alebo parazitizmu by mohol mať aj fakt, že gilde vtákov hniezdiacich na zemi sa v arizonskom Tucsove vôbec nedarilo a spomedzi druhov hniezdiacich v kríkovom poschodí prosperovali hlavne tie, ktoré hniezdili v hustých kríkoch (*Emlen 1974*). Nie je to teda nepravdepodobné vysvetlenie a pri interpretácii výsledkov týkajúcich sa vegetácie ich musíme brať do úvahy.

Napriek tomu, že väčšinou v urbánnom prostredí prevláda znižovanie diverzity prípadne takzvaná biotická homogenizácia (kapitola: Biotická homogenizácia) aj mestské prostredie môže ponúkať dostatočne rôznorodé prostredie pre život vtákov. Biotická homogenizácia je jav typický pre centrá miest, no mesto ako celok je v kontexte krajiny veľmi heterogénny a do istej miery podporuje biodiverzitu (*Blair 1996, 1999*). Tento fakt vynikne hlavne v porovnaní so štruktúrne chudobnými biotopmi, akými sú napríklad poľnohospodársky intenzívne využívané plochy alebo púštne oblasti s nedostatočným vegetačným krytom a produktivitou. Takýto výskum urobil v arizonskom Tucsove *Emlen (1974)* a dospel k výsledku, že trávniky a ruderalne burinné spoločenstvá produkujú v meste hojnosť semien dostupných pre vtáky, v porovnaní so suchou púštnou oblasťou. Podobne je to prospešné pre hmyzožravú gildu, ktorá na trávnikoch nachádza zvýšenú ponuku hmyzu. Pre druhy živiace sa hmyzom žijúcim na kôre stromov je pozitívna prítomnosť väčšieho počtu stromov. Hniezdne gildy boli pozitívne alebo negatívne ovplyvnené týmto mestským prostredím v závislosti na ich konkrétnych požiadavkách na hniezdny substrát. Trom gildám zo šiestich sa darilo jednoznačne lepšie v porovnaní s okolitou púšťou, ak hodnotíme podľa kritéria ich hustoty na jednotku plochy a v meste ešte jedna gilda pribudla. *DeGraaf & Wentworth (1986)* zistili pozitívnu koreláciu medzi semenožravcami a všežravcami hľadajúcimi potravu na zemi s pokryvnosťou bylinného poschodia, ale semenožravci sa lesom vyhýbali. Vyššia potravná ponuka je pre ne zrejme vo vegetácii s väčším podielom bylín a tráv, a je časovo rovnomernejšie rozložená v priebehu roka.

Väčšina vtáčích druhov reaguje na meniacu sa vegetáciu a znižujúcu sa plochu mestských parkov menšou početnosťou a frekvenciou výskytu, zatiaľ čo niekoľko takzvané typicky mestských druhov reaguje presne naopak (Gavareski 1976). Celková suma pokrývnosti listia však nemá taký výrazný vplyv na celkovú biomasu vtákov (Willson 1974). Aj na malých plochách s malou pokrývnosťou vegetácie sa totiž zvyčajne nachádza značná biomasu vtákov, ktorú tvoria hlavne „urbánni špecialisti“.

Nie všetci autori našli výraznú súvislosť medzi zmenami hustôt vtáčích populácií a zmenami vo vegetácii. V montrealských parkoch Morneau et al. (1999) zistili, že len malá časť zmien abundancií môže byť pripísaná vegetačným zmenám a vyslovili domnienku o vplyve iných faktorov, ako napríklad pôsobenie invazívnych vtáčích druhov alebo prítomnosť krmítok. Podobne Jokimäki (1999) vo fínskom Oulu neodhalil rozdiely medzi druhovou pestrosťou v udržiavaných a neudržiavaných parkoch. Z dvadsiatich dvoch druhov sa iba u dvoch našli významné rozdiely v populačnej hustote. Boli to straka obyčajná (*Pica pica*) a kolibkárík spevavý (*Phylloscopus trochilus*), ktoré boli oba bežnejšie v udržiavaných ako v neudržiavaných parkoch. Vertikálna diverzita korún ani kríkové poschodie nepývali na diverzitu a druhý z týchto faktorov nevlýval ani na nijaký samostatný druh. Následne aj táto štúdia dospela k záveru o podstatnosti iných faktorov ako prírodných v urbánnej krajine. Uvádzajú sa záporný efekt zástavby a kladný vzťah k hustote ľudskej populácie v súvislosti so zimným prikrmovaním.

5.3 Typ vegetačného pokryvu

Delenie typov pôdneho pokryvu podľa dôležitosti pre vtáky je možné urobiť z viacerých hľadísk. Rozlišovať pre tieto účely je vhodné plochy bez a s vegetáciou. Ďalej plochy s ihličnatými, listnatými a zmiešanými drevinami, prípadne s invazívnymi verzus pôvodnými rastlinnými druhmi. Toto delenie je pre jednotlivé vtáčie druhy zásadné pre ich potravné a hniezdne požiadavky. Z potravného hľadiska na tvrdolistých drevinách napríklad žije menej listožravého hmyzu, ktorý zase slúžia ako potrava pre vtáky (Vale et al. 1982).

Vegetačný kryt je pre väčšinu druhov nevyhnutnou potrebou. Sú však aj druhy, ktoré majú pozitívny vzťah k povrchu bez vegetácie. Napríklad vrabec domový (*Passer domesticus*) reagoval na zvyšujúci sa podiel bylinnej vegetácie a kosených trávnikov negatívne, na druhej strane pravdepodobne pozitívne na záhrady a zväčšujúcu sa plochu dlažby bez vegetácie (Thomas et al. 1977).

Blair (1996) pri skúmaní rôznych typov povrchov zistil, že percentuálne zastúpenie budov, dlaždených ciest a chodníkov, stromov, trávnikov, trávnatých a kríkových porastov významne korelovalo s distribúciou jednotlivých druhov. Stretnúť sa však môžeme aj so situáciou, keď je druhová pestrosť a hustota populácií v pozitívnom vzťahu k takým typom pôdneho pokryvu, ako je dlažba, vozovka a exotická vegetácia. Týka sa to nepôvodných druhov vtákov s prevahou striktno synantropných populácií adaptovaných na urbánne prostredie napr. holub skalný (*Columba livia*) (*Germaine et al. 1998*).

Ihličnaté lesy sa vyznačujú nižšou diverzitou stromov ako širokolisté opadavé lesy na východe USA, čo môže ovplyvňovať diverzitu vtákov ako aj potravné gildy. Obsah terpenov a textúra kôry by mohla limitovať vtáky živiace sa na kôre žijúcim a podkôrnym hmyzom, pretože práve tieto druhy sa viac vyskytujú v opadavých lesoch (*Vale et al. 1982*). Tento jav by sa mohol uplatňovať aj v mestských lesoch s výraznejším podielom ihličnatých drevín.

Najdiverzifikovanejšie potravné gildy nájdeme v zmiešaných lesoch. Táto rozrôznenosť je pravdepodobne dôsledkom prítomnosti rozmanitosti životných foriem (*Vale et al. 1982*). Ak ale sledujeme čiste druhy viazané na ihličnaté lesy, zistíme, že rozsiahle urbánne plochy alebo otvorené biotopy mali na ne negatívny dopad (*Mörtberg 2001*). Sú totiž prispôsobené na veľmi hustý zápoj korún ihličnanov, čo v mestách nie je v dostatočnej miere a na dostatočne veľkých plochách splnené. Na druhej strane *Tilghman (1987)* v Massachusetts zistila, pozitívny vplyv aj malého množstva ihličnanov vmiešaných v urbánnych lesoch na populačné hustoty vtákov.

Ako zistil *Crooks et al (2004)*, počet druhov pripadajúcich na jednotlivé plochy pozitívne súvisel s percentom pokryvnosti pôvodnej vegetácie. Rovnako nezanedbateľne pôsobia na spoločenstvá invazívne druhy rastlín. Pôvodné druhy vtákov na ne nie sú prispôsobené. Môžu do určitej miery vznikajú problémy pri hniezdení v nich, ak sú príliš husté a ťažko prenikateľné alebo nespĺňajú ich potravné požiadavky pre svoju toxicitu. Toto sú však len vedľajšie efekty. To najzásadnejšie predstavuje znížená diverzita hmyzu na týchto rastlinách (*Southwood 1961*) a sú teda zasiahnuté najmä hmyzožravé druhy vtákov.

Pri invázii nových rastlinných druhov zohráva zásadnú rolu človek nielen zavlečením týchto druhov a ich aktívnym rozširovaním, ale aj tým, ako zasahuje do pôvodných biotopov. Otvára tak často cestu pre prirodzené rastlinné invázie. Napríklad v Ohio plochy s redukovanou pokryvnosťou stromov a vysokým stupňom urbanizácie boli náchylnejšie na prenikanie invazívneho druhu kríka *Lonicera*. Územia susediace s urbanizovaným prostredím sú na rastlinné invázie náchylné predovšetkým pre veľké množstvo nepôvodných druhov

v mestách, ktoré zároveň produkujú značné množstvo semien, umožňujúce im ďalšie šírenie (Borgmann & Rodewald 2005).

Jokimäki (1999) dospel dokonca k zaujímavému záveru o negatívnom efekte druhovej diverzity stromov. Možné dôvody však nešpecifikoval.

6. Okolie

Okolie môžeme vnímať v dvoch zmysloch. Buď ako okolie samotnej zelenej plochy v rámci mesta (budovy, cesty...), alebo okolie mesta (poľnohospodárska krajina, lesy, pridružené sídla...). Je potrebné tieto dva pohľady odlišovať. Efekty okolia jednotlivých plôch sú spojené predovšetkým s interakciami s ľudskou prítomnosťou a činnosťou. V okolí zelenej plochy v mestách by sa preto mala nachádzať takzvaná nárazníková zóna („buffer zone“), ktorá by mala zmierňovať rušivé vplyvy napríklad dopravy a chodcov. Takáto zóna sa však môže vytvoriť len pri dostatočnej rozlohe danej plochy (*Fernández-Juricic 2000*). Na druhej strane, okolie mesta je v zásade podstatné z hľadiska prípadných zdrojových populácií, možnosti namigrovať do mestskej zelene prirodzenými koridormi atd.

Clergeau et al. (1998, 2001) na základe svojich výsledkov dospeli k záveru, že kvalita okolitého prostredia obklopujúceho mesto sa na hustote populácií a celkovej štruktúre komunity výraznejšie neprejavuje. To podľa týchto autorov tiež naznačuje dôležitejšiu úlohu lokálnych vlastností konkrétneho habitatu, ako vlastností na úrovni krajiny ako celku. Podľa *Jokimäkiho (1999)* však je pre efektívne udržiavanie urbánnych parkov potrebné vziať do úvahy nielen charakteristiky danej plochy, ale aj vlastnosti celej krajiny, inak je možné vyvodiť chybné závery. Podľa môjho názoru by nebolo vhodné usudzovať iba na základe jednej štúdie na nepotrebnosť uvažovania o vlastnostiach celej krajiny. Je otázne v akej miere bola krajina v okolí miesta tohoto výskumu pozmenená činnosťou človeka. Takmer s určitosťou sa dá predpokladať, že pri výraznejšej modifikácii okolia sa isté efekty prejavujú.

V Massachusetts sa na počte druhov aj celkovej diverzite prejavovala prítomnosť väčšieho počtu budov negatívne (*Tilghman 1987*). K rovnakým záverom pre neotropické sťahovavé druhy dospeli vo Waterloo (Ontário) *Friesen et al. (1995)*. Aj v tomto prípade sa diverzita i početnosť znižovala s pribúdajúcou zástavbou v 100m okolí lesa. Ak sa pozrieme na abundancie, vtáky hniezdiace na zemi alebo v kroví mali významne vyššie hustoty v lesoch, v ktorých bola priamo v lese nízka hustota zástavby, druhy hniezdiace v korunách stromov nevykazovali rozdiely medzi lesmi s nízkou a stredne hustou zástavbou (*Kluza et al. 2000*).

Je zrejmé, že najviac budú prítomnosťou ľudí trpieť plaché druhy. Avšak aj tie, ktoré síce môžu tolerovať blízkosť ľudí a ich činnosti, ale ak hniezdia vo výške alebo substráte, kde dochádza k častej interferencii s ľuďmi, ich hniezdna úspešnosť môže byť znížená. Každý druh má istú mieru tolerancie k blízkosti ľudí a prílišné stresovanie často vedie k opusteniu hniezda. Kardinál červený (*Cardinalis cardinalis*), má naopak hustejšie populácie v lesoch s okolitým urbánnym rozvojom, pretože v tomto prostredí sú zdôraznené charakteristiky, ktoré zohľadňuje pri výbere habitatu. Sú to hustá vegetácia v podrade a miernejšie teploty v zimnom období (Leston & Rodewald 2006). Zdá sa, že tento druh znáša prítomnosť ľudí a ich činnosť mu výraznejšie neprekáža, naopak ťaží z niektorých vlastností prostredia vytvoreného človekom. Aj v našich zemepisných šírkach by sme našli celý rad druhov, ktoré dosahujú najvyšších populačných hustôt práve v mestskom prostredí. Ako príklad môžeme menovať drozda čierneho (*Turdus merula*), žltochvosta lesného (*Phoenicurus phoenicurus*).

B. Praktická časť

Cieľom práce bolo určiť charakteristiky zelene, ktoré v najväčšej miere ovplyvňujú početnosť a diverzitu vtákov v urbanizovanom prostredí.

7. Metodika

V tejto práci som sa zameril na niekoľko vybraných vtáčích druhov (viď Tab. 1). Jedná sa prevažne o druhy viazané na listnaté lesy. Sú to predovšetkým druhy široko rozšírené a hojné, u ktorých som predpokladal výraznejšie zmeny v abundancii v závislosti na charaktere vegetácie v sledovaných lesoch. Druhou skupinou sú druhy vzácnejšie, u ktorých som predpokladal, že o ich výskyte budú rozhodovať niektoré špeciálne vlastnosti prostredia. Vtáky som sčítaval na šiestich lesných plochách na okraji Prahy - v Klánovickom lese, Ďáblickom háji, v lesoch v okolí Radotínského údolí, Tichého údolí, Divokej Šárky a Bohnického údolí. Tieto prímestské lesy s porovnateľnou rozlohou (200-600 ha) majú dostatočne diverzifikovanú štruktúru vegetácie a prebieha v nich pomerne extenzívny management.

Pri sčítaní som použil bodovú metódu (Bibby et al. 2000). Sčítal som v okolí každého bodu do 50 m v priebehu desiatich minút, v dobe od 6:00 do 11:00 hodín. Body boli od seba vzdialené minimálne 200 m. Zaznamenával som všetky videné verus počuté vtáky. Na všetkých bodoch som sčítal štyrikrát a pre analýzy som použil kontrolu s maximálnou počtom jedincov na bode pre daný druh. Diverzitu na bode som vyjadril ako celkový počet

zaznamenaných druhov. Sčítanie prebiehalo v sezóne 2006, v mesiacoch apríl až začiatok júna.

Vegetačný profil bodov bol určovaný na jeseň. V okolí každého bodu som určil pokryvnosť stromového poschodia (v % plochy), vek (podľa hrúbky kmeňov: do 10 cm, 10-30 cm, nad 30 cm) a druhové zloženie. Vzácnnejšie sa vyskytujúce listnaté dreviny som v analýzach zahrnul do jednej kategórie (Tab. 2). Z ihličnatých stromov som sledoval pokryvnosť smreku (*Picea* spp.), borovice (*Pinus* spp.) a smrekovca opadavého (*Larix decidua*). U kríkového poschodia som podobne určil celkovú pokryvnosť, pokryvnosť v kategóriách podľa hustoty (riedke, stredné, husté) a povahy (kríky a mladé stromčeky). Rovnako u bylinného poschodia som určil pokryvnosť, hustotu a druhové zloženie. V analýzach som u všetkých vegetačných charakteristík použil ich absolútnu pokryvnosť na bode v %.

Pre analýzu vzťahu vplyvu pokryvnosti vzácnnejších druhov listnatých stromov a smrekovca opadavého na abundanciu a diverzitu vtákov na jednotlivých bodoch som použil lineárnu regresiu. Rozdiel v početnosti a diverzite vtákov na okraji a vnútri biotopov som hodnotil pomocou jednocestnej ANOVy. Tieto analýzy som vykonával pomocou programu Statistica 6.1 (*StatSoft, Inc. 2003*). Vplyv vegetačných charakteristík na početnosť vtáčích druhov, celkovú abundanciu a druhovú diverzitu na sledovaných bodoch som analyzoval pomocou redundančnej analýzy v programe CANOCO (RDA, *ter Braak & Šmilauer 2002*). Jedná sa o mnohorozmernú metódu, ktorá je schopná vysvetliť štruktúru daného vtáčieho spoločenstva pomocou množstva environmentálnych premenných. Výsledky analýzy som vizualizoval pomocou RDA diagramu prvých dvoch kanonických osí, v ktorom som vyniesol pozíciu jednotlivých druhov (species) vo vzťahu k premenným prostredia (environmental variables). Do analýzy som ako „species“ okrem jednotlivých vtáčích druhov zadal i abundanciu a diverzitu na sledovaných bodoch. Pre prehľadnosť nie sú zobrazené pozície jednotlivých bodov (samples) v ordinačnom priestore. Vplyv environmentálnych premenných som testoval pomocou Monte Carlo permutačného testu, metódou automatickej forward selekcie (*ter Braak & Šmilauer 2002*).

8. Výsledky

Početnosť vtákov na sčítaných bodoch sa pohybovala medzi 6-mi a 22-ma jedincami (priemer $12,1 \pm 3,1$ SD) a na bodoch bolo zistených 5 až 13 druhov (priemer $8,3 \pm 1,8$ SD). Počet

jedincov a druhová diverzita spolu štatisticky významne korelovali (lineárna regresia: $r^2 = 0,55$, $P \ll 0.001$; Obr. 1).

Početnosť ani diverzita vtákov sa nelíšila na okraji a vnútri študovaných plôch (ANOVA; abundancia: $F = 1,45$, $P = 0,23$, diverzita: $F = 0,04$, $P = 0,84$). Zaznamenali sme však preukázateľne väčší počet jedincov na bodoch, ktoré sa nachádzali na rozhraní lesa a iného biotopu než na bodoch vnútri lesa (ANOVA: $F = 3,98$, $P = 0.048$; Obr. 2), počet druhov sa medzi oboma typmi plôch nelíšil (ANOVA: $F = 0,52$, $P = 0.47$).

Redundančná analýza (RDA) zachytáva reakciu vtáčieho spoločenstva na vegetačné charakteristiky na jednotlivých bodoch (Obr. 3 a Tab. 3). Všetky použité environmentálne premenné vysvetľujú 32% celkovej variability (*sum of all canonical eigenvalues*). Druhová diverzita opäť výrazne koreluje s počtom jedincov. Obe charakteristiky úzko korelujú s prvou ordinačnou osou. Ukazuje sa, že početnosť druhov aj jedincov najlepšie vysvetľuje prítomnosť vzácnejších druhov drevín (lipa, javor a pod.), teda druhová diverzita korunového poschodia. Podobný vplyv je možné pozorovať u smrekovca opadavého (*Larix decidua*). S rastúcou pokryvnosťou týchto menej častých drevín na bode, lineárne rastie abundancia aj diverzita vtákov (abundancia: $R^2 = 0,13$; $P < 0,01$; diverzita: $R^2 = 0,07$, $P < 0,01$; Obr. 4). Porasty s prímiesou ihličnanov a plochy s vyvinutým bylinným poschodím nami sledované spoločenstvo vtákov skôr ochudobňujú (protiľahlá strana osi v RDA diagrame).

Prítomnosť väčšiny vzácnejšie sa vyskytujúcich druhov (oba druhy kôrovníkov *Certhia familiaris*, *C. brachydactyla*, kolibkárík sykavý *Phylloscopus sibilatrix*) a druhov hniezdiacich v dutinách (sýkorka bielolíca *Parus major* a belasá *P. caeruleus*, brhlík lesný *Sitta europaea*) okrem zmienenej druhovej skladby stromového poschodia pozitívne ovplyvňuje vek porastu, teda vyššia pokryvnosť stromov s hrúbkou kmeňa nad 10 cm (obe kategórie 10-30 cm a >30 cm). Pre tieto typy lesov sú charakteristické skôr redšie kríkové a stredne riedke bylinné poschodie.

Lesy s vysokou pokryvnosťou stromového poschodia sú chudobnejšie na druhovú skladbu drevín s prevahou dubu a hrabu. Tu sú najväčšie hustoty pinky lesnej (*Fringilla coelebs*) a škorca lesklého (*Sturnus vulgaris*), nájdeme tu najčastejšie aj mucháríka bielokrkeho (*Ficedula albicollis*). Lesy s vyvinutým hustým kríkovým poschodím tvoreným ako mladými stromami, tak aj kríkmi (predovšetkým baza čierna) obývajú penica čiernohlavá (*Sylvia atricapilla*) aj slávikovitá (*S. borin*) a kolibkárík čipčavý (*Phylloscopus collybita*).

9. Diskusia

Pri konfrontácii výsledkov tejto práce s výsledkami iných prác musíme mať na zretli, že sme sa zaoberali len niekoľkými vybranými druhmi vtákov (viď Príloha Tab. 1), nie celým spoločenstvom.

Zo štatistickej analýzy vyplynul záver, že body na okrajoch plôch sa štatisticky významne nelíšia od bodov v interiéri lesa. V našom prípade body ležiace na okraji plochy susedili v deviatich prípadoch s budovami, ktoré však slúžili ako obytné domy a nepriebehala okolo nich výraznejšia ľudská činnosť. Z piatich bodov ležiacich vedľa cesty, boli dva umiestnené pri veľmi a tri pri málo frekventovanej ceste. Jeden bod bol umiestnený v blízkosti povrchového lomu, čo mohlo predstavovať výraznejšiu disturbanciu z hľadiska hluku. Zvyšných 19 bodov z okraja študovaných plôch ležalo pri poli, lúke prípadne záhrade. Ponúka sa teda vysvetlenie, že disturbancia zo strany ľudskej činnosti nebola príliš veľká. V opačnom prípade by totiž, napríklad v prípade hustejšej okolitej zástavby a teda zvýšenej disturbancie, diverzita resp. početnosť vtákov klesala. Okraje by tak boli druhovo alebo početne chudobnejšie. Vyplýva to napríklad z prác *Tilghman (1987)* pre celé spoločenstvo v mestskom prostredí v Massachusetts a *Friesen et al. (1995)* pre neotropických migrantov v Ontáriu. *Kluza et al. (2000)* tento negatívny efekt potvrdil v Novom Anglicku na gildách hniezdiacich na zemi a na kríkoch. Do úvahy musíme však predovšetkým vziať náš obmedzený súbor vtáčích druhov, keďže sme nepracovali s celým spoločenstvom. Rozdiely diverzity vnútri a na okrajoch sa tak nemuseli prejavovať rovnako, ako keby sme uvažovali všetky druhy.

Významne sa na druhej strane prejavil rozdiel v početnosti na rozhraní lesa a iného biotopu, bez ohľadu na to, či bol bod vo vnútri alebo na okraji sledovanej plochy. *Ambuel & Temple (1983)* zaznamenali vo svojom wisconsinskom výskume podobný výsledok pre lesné porasty s nesúvislou alebo rozvoľnenejšou vegetáciou, ktorá umožňuje rast nižších kríkových poschodí. Tie následne podporujú vyššie populačné hustoty.

Početnosť aj druhovú diverzitu vtákov zrejme ovplyvňuje pesterjšia druhová skladba stromového poschodia. Vzácnnejšie druhy stromov (agát, breza, lipa, jaseň, buk, topoľ, jarabina, jelša, čerešňa, javor) mali na tieto vlastnosti vtáčích spoločenstiev kladný vplyv. Je zaujímavé, že rovnako sa správal aj smrekovec. Nie je jasné či to má súvislosť s jeho opadavosťou alebo s nejakými inými vlastnosťami.

Jokimäki (1999) dospel k záveru, ktorý je v rozpore s týmto našim zistením a hovorí o negatívnom vplyve druhovej diverzity stromov. Možné vysvetlenia však nešpecifikuje. Naš

výsledok je možné interpretovať ako pozitívny vplyv rozrôznenejšej morfológie stromov, pestrejšej časopriestorovej potravnéj ponuky (napr. gradácie hmyzu na rôznych drevinách v rôznom čase; rôzny čas dozrievania semien a pod.). Odlišné druhy stromov môžu podporovať iné druhy rastlín v podraсте, a to jednak chemickými vplyvmi alebo svetelnými podmienkami pod ich korunami.

Vale et al. (1982) do istej miery podporuje náš výsledok, keď tvrdí, že najdiverzifikovanejšie potravné gildy nájdeme v zmiešaných lesoch, vďaka rozmanitosti životných foriem vegetácie. Čo sa však ihličnatých stromov týka, z našej analýzy nemôžeme o nich vyvodzovať plnohodnotné závery, pretože sme druhy viazané na ihličnany nesledovali. *Tilghman (1987)* uvádza kladné pôsobenie, hoci i malého množstva ihličnanov primiešaných v listnatých urbánných lesoch štátu Massachusetts, na populačné hustoty vtákov.

Čo sa týka veku stromov, pozitívne ním boli ovplyvnené hlavne druhy hniezdiace v dutinách (v RDA diagrame vpravo dole, Obr. 3). Už porasty s hrúbkou kmeňov v rozmedzí 10-30 cm sa javili ako vyhovujúce pre tieto druhy. Zdá sa, že stromy s hrúbkou kmeňa pri hornej hranici tohto rozmedzia, už ponúkali dostatok dutín vhodných na hniezdenie. *Mörtberg (2001)* potvrdila dôležitosť veku porastu v súvislosti s odumretými stromami pre dutinové druhy vtákov. *Tilghman (1987)* a *Willson (1974)* považujú za podstatný vzrast priestorovej heterogénnosti a štrukturovanosti porastu. *DeGraaf & Wentworth (1986)* a *Kocian et al. (2003)* a tiež hovoria o veku celej vegetácie resp. kríkového poschodia, ako o jednom z najpodstatnejších faktorov formujúcich vtáčie spoločenstvá.

Rozpor s výsledkami iných autorov sa ukázal v súvislosti s bylinným poschodím. Kým *DeGraaf & Wentworth (1986)* hovoria o kladnom vplyve bylinnej vegetácie na semenožravce a všežravce hľadajúce potravu na zemi, z našich výsledkov skôr vychádza záver, že plochy s vyvinutým bylinným poschodím nami sledované spoločenstvo vtákov ochudobňujú. *Emlen (1974)* takisto trávniky a ruderálne burinné spoločenstvá vyzdvihuje ako prospešné. Tu je však potrebné podotknúť, že porovnával mestské prostredie s púštnou oblasťou v Tucsoane (Arizona).

10. Záver

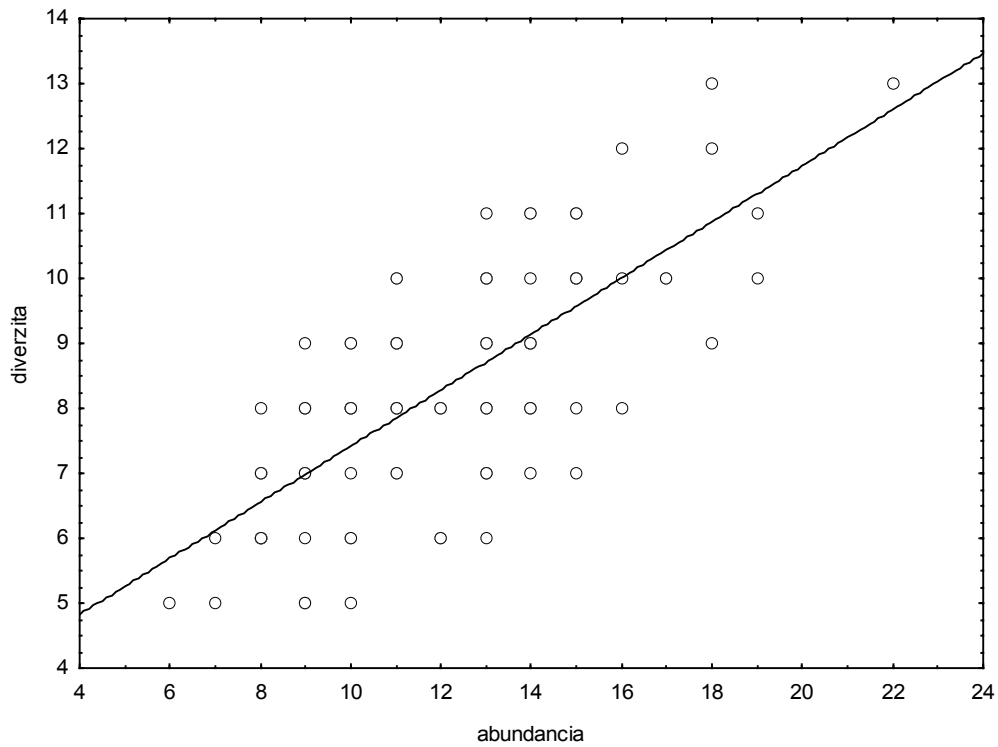
V mestskej zeleni sa podľa našich výsledkov ukázalo niekoľko faktorov, ktoré štatisticky významne ovplyvňovali početnosť a diverzitu vtákov. Na diverzitu aj početnosť vtákov mala pozitívny vplyv pokryvnosť vzácnejších druhov stromov spolu so smrekovcom opadavým. Takisto pozitívny efekt na početnosť populácií mali rozhrania lesa s iným typom biotopu (bez ohľadu na polohu vo vnútri alebo na okraji lesa). Na dutinové druhy a niektoré menej časté druhy pôsobil kladne vek porastu.

Pokryvnosť stromového poschodia, čo však súčasne znamenalo menšiu druhovú bohatosť stromov, sa prejavila kladne na populačných hustotách pinky lesnej (*Fringilla coelebs*), škorca lesklého (*Sturnus vulgaris*) a muchárika bielokrkeho (*Ficedula albicollis*).

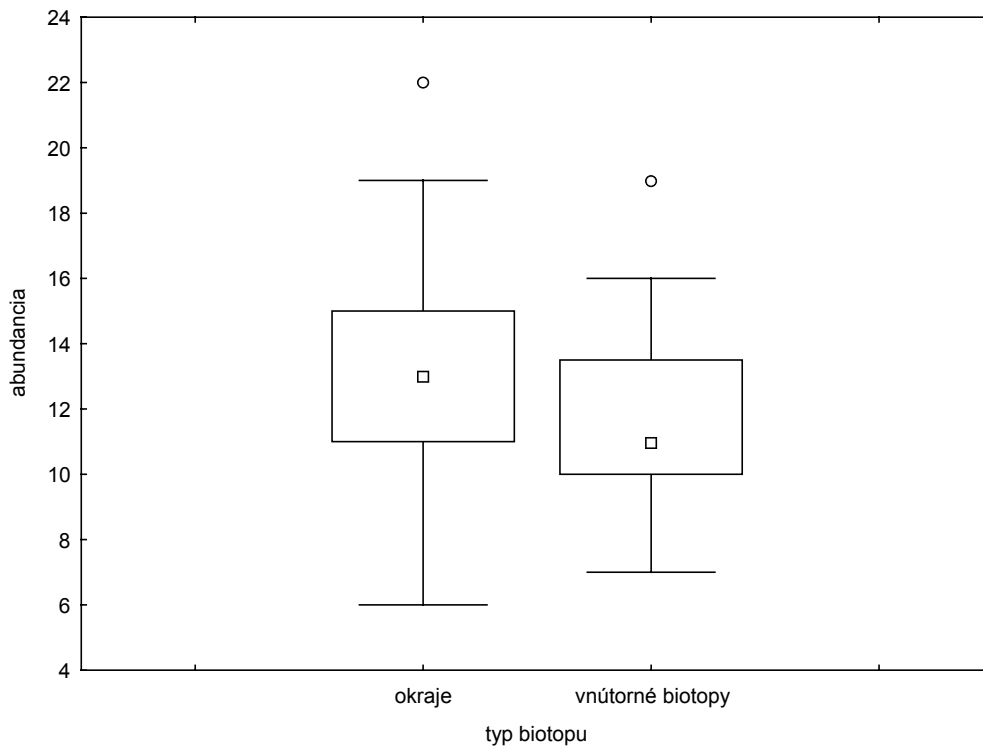
Vyvinuté kríkové poschodie pozitívne vplývalo na penicu čiernohlavú (*Sylvia atricapilla*) aj slávikovitú (*S. borin*) a kolibkárka čipčavého (*Phylloscopus collybita*).

Negatívnym pôsobením sa prejavilo primiešanie ihličnanov do porastu a vyvinuté bylinné poschodie. V tomto prípade sa však jednoznačné závery, pre rozpor s výsledkami v predošlých prácach a pre neobsiahnutie celého vtáčieho spoločenstva, vyvodit' nedajú.

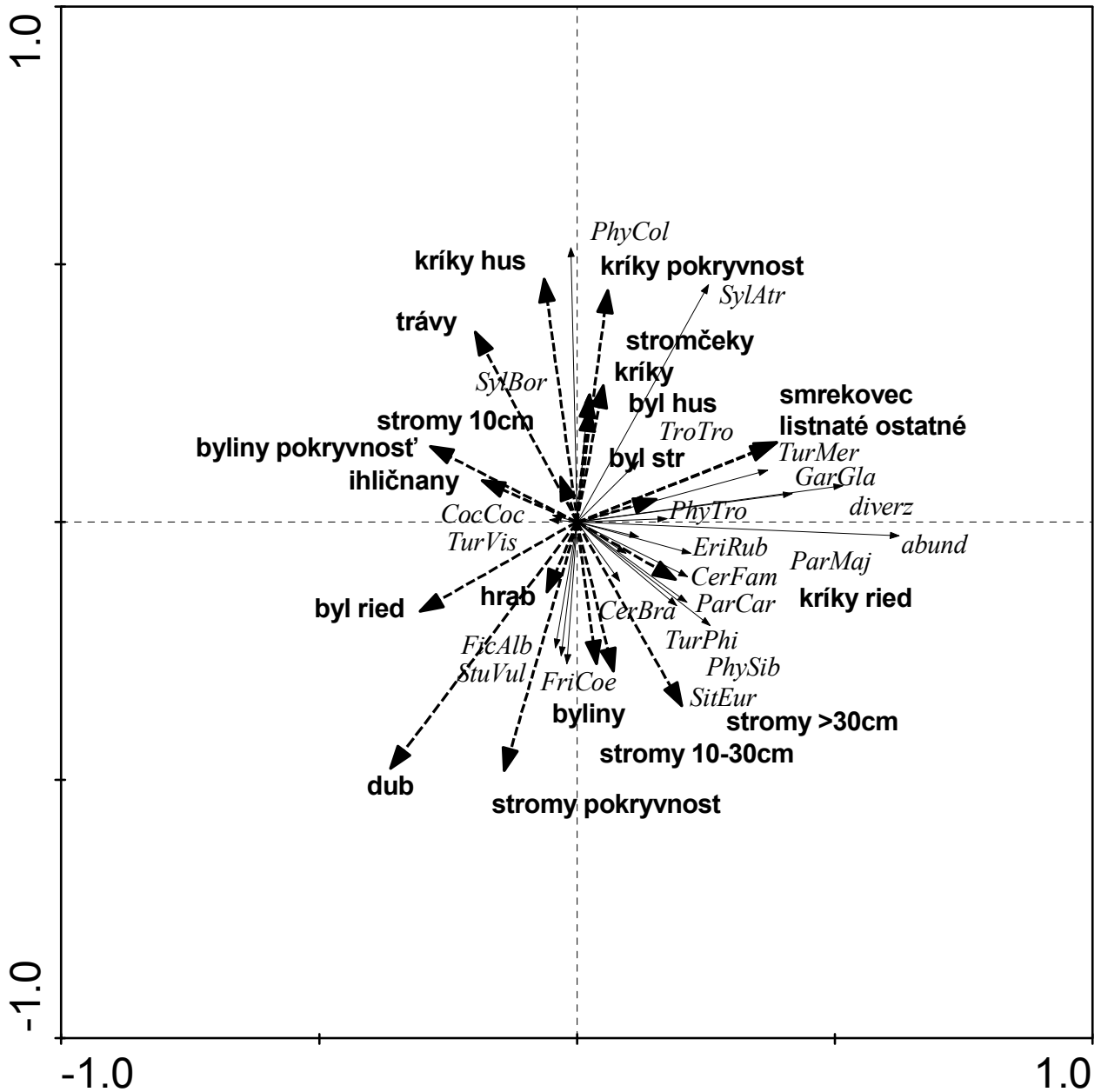
C. Príloha



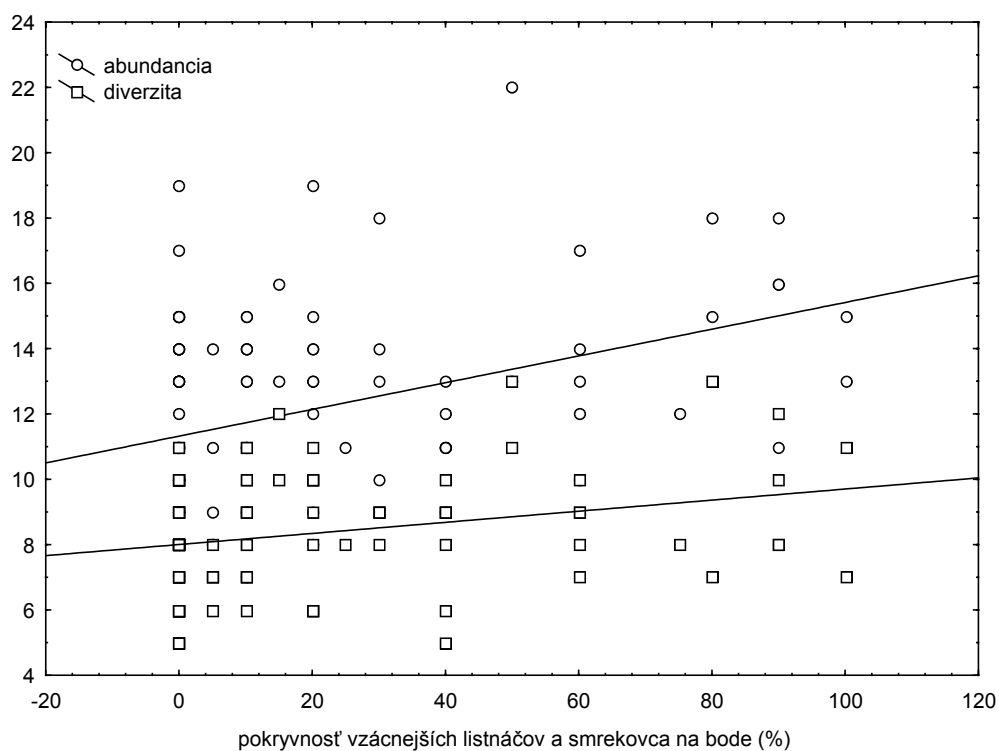
Obr. 1. Vzťah abundancie a druhovej diverzity vtákov na bodoch ($y = 3,10 + 0,43 \cdot x$).



Obr. 2. Porovnanie abundancie vtákov na bodoch umiestnených na okraji biotopu a vnútri lesných plôch (ANOVA: $F = 3,98$, $P = 0,048$).



Obr 3. Vplyv environmentálnych premenných na početnosť jednotlivých vtáčích druhov, celkovú abundanciu a druhovú diverzitu na sledovaných bodoch (RDA, vysvetlivky: vid' Metodika). Vysvetlivky: hus – husté, ried – riedke, str - stredné, byl - byliny



Obr. 4. Vplyv pokryvnosti vzácnejších druhov listnatých drevín a smrekovca opadavého na abundanciu ($y = 11,32 + 0,04 \cdot x$) a diverzitu ($y = 8,00 + 0,02 \cdot x$) vtákov na sledovaných bodoch.

Tab. 1. Sledované vtáče druhy

Kolibkárík čipčavý	<i>Phylloscopus collybita</i>	PhyCol
Kolibkárík spevavý	<i>Phylloscopus trochilus</i>	PhyTro
Kolibkárík sykavý	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	PhySib
Penica čiernohlavá	<i>Sylvia atricapilla</i>	SylAtr
Penica slávikovitá	<i>Sylvia borin</i>	SylBor
Muchárík bielokrký	<i>Ficedula albicollis</i>	FicAlb
Červenka obyčajná	<i>Erythacus rubecula</i>	EriRub
Drozd čierny	<i>Turdus merula</i>	TurMer
Drozd plavý	<i>Turdus philomelos</i>	TurPhi
Drozd trskotavý	<i>Turdus viscivorus</i>	TurVis
Oriešok hnedý	<i>Troglodytes troglodytes</i>	TroTro
Sýkorka bielolíca	<i>Parus major</i>	ParMaj
Sýkorka belasá	<i>Parus caeruleus</i>	ParCae
Brhlík lesný	<i>Sitta europaea</i>	SitEur
Kôrovník dlhoprstý	<i>Certhia familiaris</i>	CerFam
Kôrovník krátkoprstý	<i>Certhia brachydactyla</i>	CerBra
Pinka lesná	<i>Fringilla coelebs</i>	FriCoe
Glezc hrubozobý	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	CocCoc
Škorec lesklý	<i>Sturnus vulgaris</i>	StuVul
Sojka škriekavá	<i>Garrulus glandarius</i>	GarGla

Tab. 2. Zoznam sledovaných druhov stromov

Vzácné druhy	
agát biely	<i>Robinia pseudacacia</i>
breza biela	<i>Betula pendula</i>
lipa	<i>Tilia spp.</i>
jaseň	<i>Fraxinus spp.</i>
buk lesný	<i>Fagus sylvatica</i>
topoľ	<i>Populus spp.</i>
jarabina vtáčia	<i>Sorbus aucuparia</i>
jelša lepkavá	<i>Alnus glutinosa</i>
čerešňa	<i>Prunus spp.</i>
javor	<i>Acer spp.</i>
Dominantné druhy	
dub	<i>Quercus spp.</i>
hrab obyčajný	<i>Carpinus betulus</i>

Tab. 3. Štatisticky významné parametre prostredia ovplyvňujúce početnosť jednotlivých druhov vtákov a celkovú abundanciu a diverzitu na bodoch (RDA, forward selekcia premenných, Monte-Carlo permutačný test)

	F	P
ostatné listnaté stromy	4,29	0,01
smrekovec	4,53	0,00
pokryvnosť bylinného poschodia	2,77	0,00
pokryvnosť stromového poschodia	2,40	0,06
stromy nad 30 cm	2,30	0,07
stromy 10-30 cm	3,12	0,02
stromy do 10 cm	2,12	0,04
husté kríky	2,84	0,04
riedka bylinná vegetácia	2,51	0,05
hrab	2,84	0,03

D. Prehľad literatúry

- Ambuel B., Temple S. A. (1983): Area-Dependent Changes in the Bird Communities and Vegetation of Southern Wisconsin Forests. *Ecology* 64 (5): 1057-1068
- Beissinger S. R., Osborne D. R. (1982): Effects of Urbanization on Avian Community Organization. *The Condor* 84 (1): 75-83
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A., Mustoe S. H. (2000): *Bird Census Techniques* (2nd ed). Academic Press, London.
- Blair R. B. (1996): Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6 (2): 506-519
- Blair R. B. (1999): Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9 (1): 164-170
- Blake J. G., Karr J. R. (1987): Breeding Birds of Isolated Woodlots: Area and Habitat Relationships. *Ecology* 68 (6): 1724-1734
- Bolger D. T., Scott T. A., Rotenberry J.T. (1997): Breeding Bird Abundance in an Urbanizing Landscape in Coastal Southern California. *Conservation Biology* 11 (2): 406-421
- Borgmann K. L., Rodewald A. D. (2005): Forest Restoration in Urbanizing Landscapes: Interactions Between Land Uses and Exotic Shrubs. *Restoration Ecology* 13 (2): 334-340
- Cam E., Nichols J. D., Sauer J. R., Hines J. E., Flather C. H. (2000): Relative species richness and community completeness: Birds and urbanization in the mid-atlantic states. *Ecological Applications* 10 (4): 1196-1210
- Chan K. M. A., Ranganathan J. (2005): Testing the importance of patch scale on forest birds. *Oikos* 111: 3
- Clergeau P., Croci S., Jokimäki J., K.-Jokimäki M.-L., Dinetti M. (2006): Avifauna homogenisation by urbanisation: Analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336-344
- Clergeau P., Jokimäki J., Savard J.-P. L. (2001): Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38 (5): 1122-1134
- Clergeau P., Savard J.-P. L., Mennechez G., Falardeau G. (1998): Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient: A Comparative Study between Two Cities on Different Continents. *The Condor* 100 (3): 413-425
- Crooks K. R., Suarez A. V., Bolger D. T. (2004): Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115: 451-462
- DeGraaf R. M., Wentworth J. M. (1986): Avian guild structure and habitat associations in suburban bird communities. *Urban Ecology* 9: 399-412
- Dowd C. (1992): Effect of development on bird species composition of two urban forested wetlands in staten island, New York. *J. Field Ornithol.* 63 (4): 455-461
- Drolet B., Desrochers A., Fortin M.-J. (1999): Effects of Landscape Structure on Nesting Songbird Distribution in a Harvested Boreal Forest. *The Condor* 101 (3): 699-704
- Emlen J. T. (1974): An Urban Bird Community in Tucson, Arizona: Derivation, Structure, Regulation. *The Condor* 76 (2): 184-197

- Fernández-Juricic E. (2000): Avifaunal Use of Wooded Streets in an Urban Landscape. *Conservation Biology* 14 (2): 513–521
- Fernández-Juricic E. (2004): Spatial and temporal analysis of the distribution of forest specialists in an urban-fragmented landscape (Madrid, Spain) Implications for local and regional bird conservation. *Landscape and Urban Planning* 69: 17–32
- 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 D. B. (2002): Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. *Biological Conservation* 106: 129–136
- Friesen L. E., Eagles P. F. J., Mackay R. J. (1995): Effects of Residential Development on Forest-Dwelling Neotropical Migrant Songbirds. *Conservation Biology* 9 (6): 1408-1414
- Gaston K. J., Blackburn T. M. (2000): *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Publishing
- Gavareski C. A. (1976): Relation of Park Size and Vegetation to Urban Bird Populations in Seattle, Washington. *The Condor* 78: 375-382
- Germaine S.S., Rosenstock S.S., Schweinsburg R. E., Richardson W. S. (1998): Relationships among Breeding Birds, Habitat, and Residential Development in Greater Tucson, Arizona. *Ecological Applications* 8 (3): 680-691
- Jokimäki J. (1999): Occurrence of breeding bird species in urban parks: Effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystems* 3: 21–34
- Kluza D. A., Griffin C. R., Degraaf R. M. (2000): Housing developments in rural New England: effects on forest birds. *Animal Conservation* 3: 15-26
- Kocian E., Némethová D., Melicherová D., Matušková A. (2003): Breeding bird communities in three cemeteries in the City of Bratislava (Slovakia). *Folia Zool.* 52(2): 177–188
- Koh C.-N., Lee P.-F., Lin R.-S. (2006): Bird species richness patterns of northern Taiwan: primary productivity, human population density, and habitat heterogeneity. *Diversity and Distributions* 12: 546–554
- Lampila P., Moenkkonen M., Desrochers A. (2005): Demographic Responses by Birds to Forest Fragmentation. *Conservation Biology* 19 (5): 1537–1546
- Lee M., Fahrig L., Freemark K., Currie D. J. (2002): Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds. *OIKOS* 96: 110–118
- Leston L. F. V., Rodewald A. D. (2006): Are urban forests ecological traps for understory birds? An examination using Northern cardinals. *Biological Conservation* 131: 566-574
- McCollin D. (1998): Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21 (3): 247-260
- McDonnell M. J., Pickett S. T. A. (1990): Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* 71 (4): 1232-1237
- McKinney M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247–260
- McKinney M. L. & Lockwood J. L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (11): 450-453

- Morneau F., Décarie R., Pelletier R., Lambert D., DesGranges J.-L., Savard J.-P. (1999): Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning* 44: 111-121
- Mörtberg U. M. (2001): Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology* 16: 193–203
- Murcia C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10 (2): 58-62
- Natuhara Y., Imai C. (1999): Prediction of species richness of breeding birds by landscape-level factors of urban woods in Osaka Prefecture, Japan. *Biodiversity and Conservation* 8: 239-253
- Phillips J., Nol E., Burke D., Dunford W. (2005): Impacts of housing developments on wood thrush nesting success in hardwood forest fragments. *Condor* 107 (1): 97-106
- Sammalisto L. (1957): The effect of the woodland-open peatland edge on some peatland birds in South Finland. *Ornis Fenn.* 34: 81-89 ex. McCollin D. (1998): Forest edges and habitat selection in birds: a functional approach. *Ecography* 21 (3): 247-260
- Saunders D. A., Hobbs R. J., Margules C. R. (1991): Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* 5 (1): 18-32
- Savard J.-P. L., Clergeau P., Mennechez G. (2000): Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48: 131-142
- Sorace A. (2001): Value to Wildlife of Urban-Agricultural Parks: A Case Study from Rome Urban Area. *Environmental Management* 28 (4): 547–560
- Southwood T. R. E. (1961): The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. *The Journal of Animal Ecology* 30 (1): 1-8
- StatSoft, Inc. (2003): STATISTICA (data analysis software system), version 6.1. www.statsoft.com.
- ter Braak C. J. F., Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca.
- Thomas J. W., DeGraaf R. M., Mawson J. C. (1977): Determination of habitat requirements for birds in suburban areas. USBA Forest service research paper NE-357 Upper Darby, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. 15p.
- Tilghman N. G. (1987): Characteristics of urban woodlands affecting breeding bird diversity and abundance. *Landscape and Urban Planning* 14: 481-495
- Vale T. R., Parker A. J., Parker K. C. (1982): Bird Communities and Vegetation Structure in the United States. *Annals of the Association of American Geographers.* 72 (1): 120-130
- Whitney G. G., Adams S. D. (1980): Man as a Maker of New Plant Communities. *The Journal of Applied Ecology* 17 (2): 431-448
- Willson M. F. (1974): Avian Community Organization and Habitat Structure. *Ecology* 55 (5): 1017-1029