

Univerzita Karlova

Přírodovědecká fakulta

Program : BIOLOGIE

Obor : BIOLOGIE



Lucie Rejchrtová

Diverzita a sukcese spontánní vegetace v městském prostředí

Diversity and succession of spontaneous vegetation in urban environment

Bakalářská práce

Školitel: Mgr. Jaroslav Vojta, Ph.D.

Praha, 2017

Prohlášení:

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

V Praze, 15. 5. 2017

Podpis:

Poděkování:

Na tomto místě chci poděkovat všem, kdo mi poskytli cenné rady a připomínky, zejména svému školiteli Jaroslavu Vojtovi, a všem, kdo mi vytvořili prostředí, ve kterém jsem se mohla věnovat této práci.

Abstrakt

Městská vegetace je důležitá kvůli svým funkcím (např. estetická, spirituální, rekreační, hygienická). Ve městě na vegetaci i na průběh její sukcese působí faktory jako v přírodě ve stejné či pozměněné formě. Oproti okolní krajině je městské klima teplejší, městské půdy mají zvýšené pH, jsou sušší, mohou obsahovat více živin, těžkých kovů a soli. Ve městě působí lidská činnost a člověk sám jako hlavní šířitel rostlin i disturbátor biotopů. V důsledku toho všeho se ve městě vyskytují rostliny s vyššími nároky na teplo, světlo, alkalinitu, živiny i narušování. Často se jedná o druhy nepůvodní, kterých je ve městě oproti okolní krajině značně více i díky častějšímu výskytu raných sukcesních stadií. Podíl nepůvodních druhů během sukcese klesá ve prospěch druhů původních. Celkový počet druhů (a to i v rámci jednotlivých skupin druhů – původních druhů, archeofytů i neofytů) je ve městě oproti okolní krajině vyšší kvůli vysoké rozmanitosti biotopů a zavlékání (záměrnému i nezáměrnému) druhů lidskou činností.

Klíčová slova: městská vegetace, sukcese, diverzita, antropogenní faktory, nepůvodní druhy

Abstract

Urban vegetation is important due to its functions (e.g. aesthetic, spiritual, recreational, hygienic). In the city, vegetation and its succession are influenced by factors such as nature in the same or altered form. Compared to the surrounding landscape, the city's climate is warmer, the urban soil has an increased pH, it is drier, it can contain more nutrients, heavy metals and salt. In the city, human activity, and humans themselves are the main plant breeder and biotope disturbant. As a result of all the above, plants with higher demands on heat, light, alkalinity, nutrients and disturbances occur in the city. These are often alien species, which are much more in the city than in the surrounding landscape due to the more frequent occurrence of early successional stages. The proportion of alien species during succession decreases in favor of the native species. The total number of species (even within each group of species - native species, archeophytes and neophytes) is higher than in the surrounding landscape due to the high diversity of biotopes and the introduction (intentional and unintentional) of species by human activity.

Keywords: urban vegetation, succession, diversity, anthropogenic factors, alien species

Obsah

Úvod.....	1
1.Sukcese.....	2
2.Faktory ovlivňující městskou vegetaci a její sukcesi.....	3
2.1.Klima.....	3
2.2.Půda.....	4
2.2.1.Půdní reakce.....	5
2.2.2.Těžké kovy.....	6
2.2.3.Sůl.....	6
2.2.4.Voda.....	7
2.2.5.Organický materiál a živiny.....	7
2.3.Disturbance a stresory.....	8
2.4.Šíření rostlin.....	10
3.Sukcese ve městě.....	12
4.Diverzita rostlin ve městě.....	15
4.1.Diverzita města jako celku.....	15
4.2.Diverzita dílčích městských biotopů.....	18
4.3.Homogenizace.....	21
4.4.Vzácné a invazní druhy.....	22
Závěr.....	24
Použité pojmy.....	26
Zdroje.....	27

Úvod

Vliv člověka na ráz krajiny je nepopíratelný. Ať už přímo či nepřímo způsobuje lidská činnost změny v přirozeném vývoji a složení druhů. Specifickým případem jsou města, jejichž prostředí bývá téměř beze zbytku uměle vytvořeno člověkem a každodenní vliv člověka zde hraje zásadní roli. Také vegetace ve městě je tímto/vlivem člověka ovlivněna.

Městská vegetace často představuje jediný styk s přírodou pro spoustu obyvatel města. Kromě toho má zeleň například funkci estetickou, spirituální, rekreační či hygienickou (např. zmírnění hluku, zachytávání nečistot). S tím souvisí důvod, proč jsem si vybrala toto téma práce. Podstatnou část svého dosavadního života jsem prožila na pražské periferii, kde se zeleně vyskytuje poměrně hodně. Konkrétně sídliště Krč, kde bydlím, pochází ze 60. let minulého století a jeho zástavba je dosti rozvolněná s četnými travnatými plochami, vzrostlými stromy či častými křovinami. V bezprostřední blízkosti sídliště se nachází i poměrně rozlehlá opuštěná plocha, která je z velké části v územním plánu vedená jako zastavitelná, a tudíž potenciálně ohrožená. To mě přivedlo k zájmu o městskou vegetaci. Kromě toho je na dohled i velký smíšený lesopark Kunratický les, kam jsem nejprve s rodinou, později i sama chodila na procházky (rekreační funkce) či si tam chodím vyčistit hlavu (duchovní funkce).

Ve městě působí na vegetaci a její sukcesi stejné faktory jako v přírodě a já chci zjistit, jak jsou vlivem městského prostředí respektive působením člověka pozměněny a jaké důsledky to má na vegetaci, její druhové složení a sukcesi. V první kapitole definuji sukcesi obecně, v druhé uvádím nejdůležitější faktory, které z obecného průběhu sukcese dělají ve městě specifickou záležitost. Dále uvádím, jak sukcese ve městě vypadá. Nakonec se zabývám složením městské vegetace.

Vzhledem k tomu, že městská ekologie je jako disciplína nejvíce praktikována v Evropě (hlavně ve střední a západní) (Sukopp & Starfinger 1999), pochází většina údajů a příkladů uvedených v této bakalářské práci z této oblasti.

1. Sukcese

Pod pojmem sukcese rozumíme postupný spojitý proces osídlování nového prostoru jednotlivými populacemi určitých druhů, z nichž vytvořené společenstvo se v čase mění ve svém druhovém složení (Odum 1977, Townsend et al. 2010). Změny druhového složení během sukcese jsou vyvolávané změnami abiotického prostředí způsobenými společenstvem samým a směřují k ustálenému systému nazývanému klimax (Odum 1977). (V současnosti bývá od konceptu klimaxu někdy upouštěno (Christensen 2014)). Jiný úhel pohledu na sukcesi má Rebele (1992), který ji vnímá jako důsledek rozdílných vlastností druhů lišících se ve způsobech šíření, germinace, růstu, přežívání, délky života a kompetičních schopností. V průběhu sukcese je obvykle možné pozorovat změnu počtu druhů. Nejprve se tento počet v důsledku kolonizace stanoviště zvýší a pak kvůli objevující se kompetici začne opět klesat (Townsend et al. 2010).

Sukcesi obvykle dělíme na primární a sekundární. Při primární sukcesi nebylo nově vzniklé stanoviště v minulosti ovlivňováno žádnými společenstvy (lávová pole, nové písčné přesypy, haldy dolů) (Townsend et al. 2010). Obsah živin (zejména dusíku) je v substrátu nízký a s postupující sukcesí roste (Tilman 1986, Chapin et al. 2011). Obecný trend změny rostlinných druhů na těchto nových substrátech je následující. Holý nerostný substrát je často iniciálně dominován řasami, mechy nebo lišejníky, které jsou následovány bylinami (často schopnými fixace dusíku), posléze keři a nakonec se objevují i stromy (Tilman 1986). Před sukcesí sekundární došlo na již ustaveném stanovišti k disturbanci, která vedla pouze k (částečnému či úplnému) odstranění dosavadního společenstva, avšak v půdě zůstala semena, spory či kořeny a stonky (např. opuštěné zemědělské plochy) (Townsend et al. 2010, Chapin et al. 2011). Z těchto se pak spolu s kolonizátory z přilehlých oblastí tvoří nové společenstvo. Důležitou charakteristikou sekundární sukcese je již přítomný relativně vysoký obsah dusíku v půdě (Chapin et al. 2011). Příkladem sekundární sukcese budiž Eglerův (1954) popis ideální výměny skupin druhů na opuštěných polích, kde se nejprve objevují polní plevely, následovány jsou travníkovými druhy, poté nastupují křoviny a nakonec les jakožto relativně stabilní koncový stupeň. Tuto teorii v Čechách podrobně zkoumala Osbornová et al. (1990).

2. Faktory ovlivňující městskou vegetaci a její sukcesi

Průběh sukcese, druhové složení vegetace a možnost rostlin využít různorodé zdroje závisí na mnoha faktorech. Tradičně se tyto faktory rozlišují na abiotické (např. klimatické, půdní, světelné podmínky) a biotické (např. vlastnosti druhů). Ve městech jsou tyto faktory značně ovlivněny městským prostředím, respektive působením člověka, a struktura vegetace i její sukcese je tedy odlišná od přirozených podmínek.

2.1. Klima

Za jednu z hlavních proměnných ovlivňujících formování vegetace jsou považovány klimatické podmínky (Tilman 1986). Například průměrná roční teplota, nadmořská výška nebo zeměpisná délka určují množství jak původních druhů, tak i neofytů schopných etablovat se na stanovišti (Pyšek 1993). S rostoucí nadmořskou výškou klesá rychlost sukcese (ve smyslu rychlosti obratu druhů na stanovišti) (Prach et al. 2007).

Město je pak typické svými vlastními klimatickými charakteristikami lišícími se od klimatických podmínek okolní krajiny, které jsou souhrnně nazývány „městské klima“. To je důsledkem přeměny přírodních povrchů země na zpevněné městské povrchy, změny biosféry redukcí ploch s vegetací a působení lidských činností a technologií, jako je například vytápění, motorizovaná doprava nebo průmysl produkující emise a odpadní teplo (Kuttler 1993).

Konkrétními charakteristikami městského klimatu je méně slunečního záření, méně hodin slunečního svitu, redukováná rychlost větru (způsobená nerovností městského povrchu), nižší relativní vlhkost vzduchu, vyšší průměrné roční srážky, vyšší teplota a více odraženého záření zpět k zemi, které je důsledkem většího znečištění vzduchu (Landsberg 1981 cit. dle Sukopp & Wurzel 2003). Znečištěný vzduch obsahuje více plyných příměsí a vyšší koncentraci kondenzačních jader. Příčinou znečištění je například doprava, vytápění budov nebo průmysl. Nejvýraznějším specifikem městského klimatu je vyšší teplota. Města jsou v krajině takzvanými „tepelnými ostrovy“ (Sukopp & Wurzel 2003). Čím větší město je, tím vyšší teplotu oproti okolnímu prostředí má (Oke 1973). Teplota města také závisí na oblasti, kde se nachází (Brazel et al. 2000). Tito autoři porovnávali města Baltimore (Maryland) a Phoenix (Arizona) ve Spojených státech amerických. V Baltimoru, který leží na východním pobřeží Severní Ameriky, jsou v létě průměrné vyšší teploty než v okolí, kdežto město Phoenix je v přiléhající poušti jakousi oázou s nižšími teplotami (díky vegetaci).

Městské klima se znatelně liší od klimatu okolního prostředí, ale i v rámci města mohou klimatické podmínky dosti variovat (Godefroid et al. 2007). Klimatické podmínky určité plochy závisí na její pozici v rámci města, zpevněnosti povrchu, hustotě zástavby, vyzařování tepla z budov a obzvláště na její vzdálenosti od vegetace zabírající větší plochu (Sukopp & Wurzel 2003). Autoři dále popisují klimatickou zonaci měst, jejíž pásma jsou obvykle více či méně koncentrická. Zvýšené teploty v centru města přitom obvykle odpovídají zastavěnosti oblasti, ovšem při změně směru větru je možné pozorovat oteplení i v jiných oblastech. Vliv směru větru na teplotu ve městě pozorovali i Kittaka & Miyazaki (2014). Hustota zástavby ovlivňuje teploty také v souvislosti s přítomností vegetačního pokryvu. Vyšší hustota zástavby způsobuje vyšší teploty než zástavba nižší s přítomnou vegetací, která vyvolává lokální snížení teploty (Godefroid & Koedam 2007).

Specifická podoba městského klimatu ovlivňuje vegetaci ve městě (Kuttler 1993). Vyšší teplota městského prostředí poskytuje podmínky příznivé pro druhy z relativně teplejších oblastí (pro střední Evropu to jsou Mediterán a jiné teplejší oblasti Evropy, Asie či Ameriky) (Sukopp & Wurzel 2003, Gregor et al. 2012). Dalším důsledkem změněných klimatických podmínek ve městě je například nižší počet mrazových dní a kvůli zkrácení doby mezi prvními a posledními mrazy je ve městě delší vegetační sezóna a posun fenologických fází (pučení, olistění, kvetení, plazení) (Kuttler 1993). V rámci města jsou pak díky klimatické zonaci různě načasované počátky jednotlivých fenologických fází (Wittig 1993). V centru města začínají tyto fáze o několik dní dříve, než na jeho okraji či ve velkých parcích (Sukopp & Wurzel 2003).

2.2. Půda

Podoba terestrických ekosystémů je také výrazně určována půdou. Její chemické (např. pH, obsah živin) a fyzikální (např. zrnitost, pórovitost) vlastnosti jsou výsledkem působení klimatu, živých organismů, produktů dekompozičních procesů organické hmoty a minerálního složení matečné horniny (Slavíková 1982). Půda má mnoho důležitých funkcí. Jako všude jinde i půdy v městském prostředí slouží jako zdroj živin, substrát pro půdní faunu a floru i ukotvení nadzemních rostlin a také určují vodní režim rostlin tím, že absorbují vodu a slouží jako její zásobárna (Slavíková 1982, Pickett et al. 2001). S růstem lidské populace roste intenzita zemědělských a průmyslových činností, které celosvětově ovlivňují vývoj půd. Jejich přímý vliv spočívá v odlišném přísunu živin, změně vodního režimu a ve zvýšení půdní

eroze. Nepřímo lidé půdu ovlivňují skrze změny složení ovzduší a změny druhové skladby (zavlékání nových druhů či odstraňování stávajících druhů) (Chapin et al. 2011). Městské substráty obsahují různé antropogenní příměsi jako beton, cihly, maltu, strusku, kamínky, písek či sutiny (Rebele 1992, Godefroid et al. 2007). Městské půdy jsou vysoce variabilní nejen v různých příměsích, ale kromě jiného i v hodnotách pH, obsahu živin či vody.

2.2.1. Půdní reakce

Půdní reakce je určována nejen chemickým složením matečné horniny, ale je také výsledkem mnoha fyzikálních, chemických a mikrobiologických jevů. Jsou jimi například teplota, množství srážek (které mohou vyplavovat ionty z povrchu půdy), vylučování organických kyselin mikroorganismy a kořeny rostlin nebo také chemické působení opadu rostlin (Slavíková 1982).

Půdní pH tedy nabývá různých hodnot a ovlivňuje tak zásadně složení porostu. Vegetace kyselých a zásaditých půd se výrazně liší (Townsend et al. 2010). Významnou roli v tom hraje přítomnost a dostupnost některých prvků. Například vyšší obsah iontů hliníku uvolňovaných působením nižšího pH kyselých půd znevýhodňuje vápnomilné druhy. Ty jsou totiž k jejich vyššímu obsahu v půdě intolerantní (Townsend et al. 2010). Naopak druhům kyselých půd se na vápencových substrátech nedaří kvůli nižšímu příjmu železa (Ellenberg 2009).

Obecnou charakteristikou městských půd je zvýšení jejich pH (Craul 1985). Aey (1990) zjistil, že vápenité půdy se nacházejí zejména ve starších částech města a že druhy typické pro staré město jsou kalcikolní. Ve městě totiž dochází ke zvyšování půdního pH antropogenními příměsami (Jim 1998, Gregor et al. 2012). Významným faktorem je uvolňování uhličitánů z vápenitého stavebního rumu (Jim 1998) nebo z betonu (Godefroid et al. 2007). Dále je pH zvyšováno v důsledku solení komunikací (Černohlávková et al. 2008). O vlivu solení dále v podkapitole 2.2.3. Ačkoliv se zdá, že jsou městské oblasti obecně vhodnější pro rostliny, které mohou růst na alkalických substrátech, Ellenbergovy indikační hodnoty původních druhů ve městech Velké Británie ukazují na jejich preferenci neutrálního pH (Thompson & McCarthy 2008). S tím koresponduje zjištění z bruselských opuštěných ploch, kde se vyskytují i relativně kyselomilné druhy (Godefroid et al. 2007). Údaje o kyselých půdách ve městě jsou výjimečné. Vzácným příkladem je New York a půdy zbytků přirozených lesů nebo půdy bývalých skládek uhelného popela (který v minulosti vznikal jako odpad při vytápění domácností) (Pregitzer et al. 2016).

2.2.2. Těžké kovy

Těžké kovy (olovo, arsen, kadmium, nikl, rtuť, ...) se vlivem člověka do půdy dostávají užíváním některých pesticidů, hnojením fosfátovými hnojivy a prasečí kejdou, využíváním splaškového kalu, depozicí industriálního odpadu a atmosférickým znečištěním (Godin 1983, Khan 2005). Obsah těžkých kovů v půdách ale může být i přirozeného původu, kterým je zvětrávání matečné horniny (Godin 1983). Všechny tyto zdroje způsobují akumulaci kovů a polokovů v zemědělských půdách a představují ohrožení bezpečnosti potravin a potenciální zdravotní riziko v důsledku přenosu kovů z půdy do rostlin (Khan 2005). Požívání kontaminovaných potravin nebo příjem kontaminované pitné vody pak může vést k akumulaci těžkých kovů v lidech, rostlinách i zvířatech. Rostliny pak kromě jiného vykazují pomalejší růst, menší velikost, nižší biomasu, redukci klíčení semen, chlorosu a snížený příjem živin (Chibuike & Obiora 2014).

Městské půdy mohou být také kontaminované těžkými kovy, především olovem, jejichž zdrojem je znečištění vzduchu spojené s automobilovou dopravou (Blume et al. 1977, Jim 1998) (ačkoliv v dnešní době se používají bezolovnaté benzíny) nebo používání čistírenských kalů ke hnojení městské zemědělské půdy (Sukopp & Starfinger 1999). Těžké kovy mají tendenci přetrvávat v půdě, a ve městě je tento jev umocněn ještě tím, že velká část jeho povrchů je nepropustná, a tedy brání případnému vymývání těchto kontaminantů vodou (Jim 1998). I v městských lesích byly zjištěny vyšší hodnoty těžkých kovů v půdě oproti volné krajině (McDonnell et al. 1997). Poškození rostlin těžkými kovy nemusí být velké (Sukopp 2004). Jedním důvodem může být například nižší mobilita olova způsobená vyššími hodnotami pH městských půd (Blume et al. 1977). Dalším může být schopnost rostlin vysoké koncentrace těžkých kovů tolerovat (Chibuike & Obiora 2014). Některé rostliny (*Lolium multiflorum*, *Ceratodon purpureus* nebo *Sonchus oleraceus*) lze díky jejich schopnosti akumulovat těžké kovy použít pro měření objemu emisí těžkých kovů v prostředí či k fytoremediaci půd postižených kontaminací těžkými kovy (Chaudhry & Khan 1998, Ellenberg 2009).

2.2.3. Sůl

Městské půdy jsou také ovlivněny používáním posypové soli v zimě na odstraňování sněhu a ledu (její používání je ale již leckde v Evropě zakázáno). Nejvíce jsou ovlivněné půdy okolo komunikací, kde je sůl aplikována. Důsledkem vyššího obsahu soli v půdě je poškození rostlin (zejména pouličních stromů) nebo přítomnost takových druhů, které jsou vůči soli

tolerantní (např. přímořské druhy nebo *Agropyron repens*, *Plantago major* a *Taraxacum officinale*) (Blume et al. 1977, Sukopp & Starfinger 1999).

2.2.4. Voda

Půda je hlavním zdrojem vody pro rostliny. Ve městě jsou i přes vyšší úhrn srážek půdy spíše sušší; je to důsledek zpevnění povrchu, po kterém voda steče a do půdy se nevsákne (Sukopp & Wurzel 2003). Příčinou nepropustnosti půd je překrytí přirozeného povrchu půdy umělými materiály (Kuttler 1993) nebo hutnění půd (Blume et al. 1977, Jim 1998). Následkem lidského působení jsou nepropustná i dna některých nádrží a vodotečí. Kromě toho bývají vodní tělesa zavážena pevným materiálem a koryta řek jsou zkrácená a mohou být i svedena pod zemský povrch (zatrubněná) (Sukopp & Starfinger 1999). Další příčinou sušších půd ve městě je snížení hladiny podzemní vody v důsledku zvyšujících se požadavků na vodu, které se v minulosti řešily budováním hlubokých studní (Blume et al. 1977, Gregor et al. 2012). Dopadů těchto lidských zásahů do prostředí je však více. Dalšími důsledky odvodnění půd jsou poškození jednotlivých rostlin a redukce jejich růstu (zejména u stromů), pokles počtu druhů závislých na spodní vodě a změny živinového statusu ovlivněných půd (Sukopp & Starfinger 1999). Odolnost vůči suchu je tedy pro rostliny ve městě velice důležitá.

2.2.5. Organický materiál a živiny

Velice důležitou součástí půd je organický materiál. Organický materiál je tvořen zbytky mrtvých těl organismů (rostlin, živočichů, mikrobů). Jejich dekompozicí dochází k uvolnění vody, oxidu uhličitého a anorganických živin (potřebných pro růst rostlin) (Townsend et al. 2010). Význam organického materiálu uvádí Chapin et al. (2011). Především je zdrojem energie pro heterotrofní půdní organismy a nezbytnou zásobárnou živin pro rostliny. Dále má vliv na zvětrávání, půdní vývoj a půdní strukturu, na obsah vody v půdě i obsah živin. Vzhledem k množství důležitých funkcí vede ztráta organického materiálu (např. kvůli nevhodnému managementu) k půdní degradaci a snížení produktivity.

Obyvatelé města produkují značné množství organického materiálu. Jeho určitá část, která není odstraněna (např. odvozem odpadu, splaškovým systémem či splachem s vodou jako takovou), se pak dostává do půd (Rebele 1994). Velmi úživné mohou být kultivované půdy zahrad (stávajících i již zaniklých), skládky odpadků či půdy bývalých farem, kde se používal na hnojení například čistírenský kal (Sukopp & Starfinger 1999). Naopak v Hong

Kongu Jim (1998) zjistil, že městské půdy mají obsah organického materiálu nízký. Obsah živin (zejména dusíku a fosforu) je pak v těchto půdách nedostačující. Nedostupnost fosforu v městských půdách je dána také jejich vyšším pH (viz podkapitolu 2.2.1.). Fosfor je totiž v zásaditých půdách vázán v nerozpustném fosforečnanu vápenatém (Chapin et al. 2011). Příklady půd chudých na organický materiál jsou půdy s některými antropogenními příměsemi (např. se stavebním rumem) nebo půdy navážek (Sukopp & Starfinger 1999).

Na využitelnost půdních živin rostlinami mají vliv i různé mutualistické vztahy, například mykorhiza a symbióza s dusík fixujícími bakteriemi. I v městských společenstvech, například na písčítých půdách chudých na dusík, má čeleď *Fabaceae* se svou symbiózou s dusík fixujícími bakteriemi své místo (Rebele 1994). Druhy této čeledi sice nebývají prvními kolonizátory stanovišť, ale spolu s dalšími druhy později tvoří hustý půdní pokryv. Například invazní druh *Robinia pseudoacacia* je díky této symbióze, kromě jiného, zvýhodněna před původními druhy (Sukopp & Starfinger 1999). Mykorhiza naopak, zdá se, hraje méně důležitou roli než mimo města (hlavně v lesích) (Rebele 1994). Mohlo by to být důsledkem relativně vyššího výskytu jednoletek a určitých vyšších taxonů rostlin (např. čeleď *Brassicaceae* a podčeď *Chenopodioideae*) ve městech (Sukopp & Werner 1983, Ricotta et al. 2009, Wittig & Becker 2010). U jednoletých rostlin se mykorhiza často nevyskytuje (například na ruderálních plochách bohatých na dusík nebo na suchých písčítých trávnicích a navážkách hlušiny) (Rebele 1994) a uvedené čeledi (většina jejich zástupců) mykorhizu netvoří téměř vůbec, a to nezávisle na životní formě (Vosátka 2002).

Vegetace je obsahem půdních živin ovlivněna i skrze kompetici. Pokud je půda chudá na živiny, nabízí obvykle světla dost, probíhá tedy kompetice o živiny. Naopak pokud půda disponuje vysokým obsahem živin, pak je na povrchu země obvykle nedostatek světla a kompetovaným zdrojem je tak světlo. Vegetace totiž na rostoucí obsah živin v půdě odpovídá rostoucí biomasou a čím větší je rostlinná biomasa, tím větší zastínění způsobuje (Tilman 1986).

2.3. Disturbance a stresory

Jedním z nejdůležitějších rysů městského prostředí jsou časté a intenzivní antropogenní disturbance, na něž městská vegetace odpovídá změnou svého druhového složení, které se tak liší od skladby druhů prostředí nedisturbovaného (Wittig 1993). Kromě jednorázové či opakované antropogenní či přírodní disturbance (částečné či úplné odstranění rostlinné

biomasy působením vnějších faktorů) (Slavíková 1982) mají na vegetaci vliv další podstatné faktory, které svým dlouhodobým působením snižují fotosyntézu a tvorbu biomasy – stresory (zhutňování, kontaminace těžkými kovy, změna pH a vodního režimu – podrobněji v podkapitole 2.2).

Obvykle je disturbancí snížen počet původních druhů rostlin a dále jsou upřednostněny druhy nepůvodní (Sukopp & Starfinger 1999). Disturbance totiž naruší biotop vhodný pro původní druhy a vytvoří tam podmínky vhodné pro druhy nepůvodní (McKinney 2006). A co se týče celkové diverzity, podle Connellovy (1978) hypotézy středního narušení se nejvyšší druhová rozmanitost vyskytuje při nikoliv minimální, ale právě při střední míře narušení. V souladu s touto hypotézou byla v Berlíně zjištěna největší diverzita jak druhů, tak biotopů v přechodné zóně mezi městským centrem a periferií, kde dochází ke střední míře disturbancí v rámci města (Zerbe et al. 2003).

V různých městských biotopech se vyskytují různé disturbance i stresory antropogenního původu. Městské lesy jsou disturbovány stavěním domů a cest, sešlapem spojeným s rekreací, těžbou dřeva atd. (Sukopp & Starfinger 1999, Van Rossum 2009). Stresory pak mohou být zvýšené znečištění či eutrofizace. Zejména o víkendech jsou lesní plochy okolo cest postiženy v důsledku rekreace (Blume et al. 1977). Stromy a keře (nejen v lese) často nesou známky vandalizmu, odírání kůry a poškození ohněm (Wittig 1993, Hodge & Harmer 1996), bylinné patro je v důsledku disturbancí i stresorů často degradováno (Van Rossum 2009). Disturbancemi ulic jsou přesuny zeminy během výstavby ulic, sekání vegetace a aplikace herbicidů (Sukopp & Starfinger 1999). V důsledku lidské činnosti mohou být pouliční rostliny také stresovány kompakcí půdy (např. udusáním auty), eutrofizací, zvýšeným pH a používáním posypové soli. Vegetace obytných oblastí jsou disturbovány stavbou nových a bouráním starých budov (Sukopp & Starfinger 1999). Po zbourání budovy bývá plocha dočasně opuštěna, ale ne na dost dlouho, aby se tam stihla vyvinout vegetace pozdních sukcesních stadií (např. les) (Muratet et al. 2007). Opuštěné plochy jsou poměrně prosté větších lidských disturbancí a vegetace se zde vyvíjí relativně spontánně (nicméně pod člověkem změněným klimatem, půdami, vodním režimem) (Sukopp & Starfinger 1999). Disturbance menšího rozsahu se zde ale vyskytují. Vegetace je například sešlapována nebo slouží jako zdroj potravy pro domácí mazlíčky (Sukopp & Starfinger 1999).

V důsledku různých disturbančních režimů byl nalezen rozdíl mezi ruderálními biotopy městského a zemědělského prostředí v poměrném zastoupení jednotlivých životních forem.

Zatímco zemědělská půda bývá disturbována alespoň dvakrát ročně, lidská sídla obsahují jak plochy často disturbované, tak plochy, které jsou opuštěny a bez disturbancí alespoň několik let. Následkem toho je ve městech dost času na vývoj ve starší sukcesní stadia s dvouletými i vytrvalými rostlinami, kterých se na zemědělské půdě vyskytuje méně (Lososová et al. 2006).

2.4. Šíření rostlin

Způsoby šíření rostlin mohou být klíčové pro jejich rozmístění. Například rostliny, které se šíří s vodou, se pravděpodobně nebudou vyskytovat na větší vzdálenosti od vodních toků.

Mechanismy šíření v přírodě se uplatňují i ve městě. Propagule jsou šířeny větrem (anemochorie) nebo vodou (hydrochorie), přenášena na srsti živočichů (epizoochorie) či v jejich trávicím traktu (endozoochorie) (Townsend et al. 2010).

V několika minulých tisíciletích (ale akcelerovaně v posledních letech) se ukázal i člověk jako důležitý disperzní vektor (Hodkinson & Thompson 1997). Rostliny mohou být šířeny záměrně či nezáměrně, na malé i velké vzdálenosti, a to vše různými prostředky jako motorovými vozidly, vlaky, loděmi, letadly a samozřejmě pohybem samotného člověka (Sukopp & Werner 1983, Hodkinson & Thompson 1997, Reise et al. 1998, Hulme et al. 2008, Wichmann et al. 2009).

Úmyslně jsou zavlečené například okrasné rostliny, kulturní plodiny či léčivé byliny, nezáměrně se rostliny do nových lokalit dostávají jako příměs osiva či transportem s auty, vlaky nebo zvířaty (např. ptáky) (Sukopp & Werner 1983, Godefroid 2001). Semena šířená dopravními prostředky jako jsou auta, lodě nebo letadla mohou být šířená na vzdálenosti mnohonásobně větší než přirozenými disperzními metodami (Hodkinson & Thompson 1997, Wichmann et al. 2009).

Přenos člověkem lze v některých případech považovat za speciální druh zoochorie. Na přenos konkrétně člověkem se ale u rostlin nestihly vyvinout příslušné adaptace. Antropochorní druhy pouze disponují vlastnostmi, které je pro přenos člověkem preadaptují a dovolují jim tento přenos využívat (Hodkinson & Thompson 1997).

Hodkinson & Thompson (1997) popsali charakteristiky druhů šířících se ve městě za různých okolností, jednak s přenosem půdy (na autech a v rámci komerčního zahradnictví), jednak přímo ze soukromých zahrad. Přenos půdy znamená i přenos propagulí v ní

obsažených. Druhy takto šířené jsou často rychle rostoucí, malého vzrůstu, nejcharakterističtější je pro ně však produkce velkého počtu malých vytrvalých semen. Druhy šířící se ze soukromých zahrad (např. věnování rostlin jiným zahrádkářům, rostliny vyhozené do volné přírody) jsou hlavně vytrvalé druhy spíše vyššího vzrůstu, se semeny tvořícími přechodnou půdní semennou banku.

Se zvyšujícím se vlivem města jsou více favorizované druhy s lehkými semeny šířícími se větrem oproti druhům se semeny šířenými živočichy a většími semeny šířenými větrem. Důvodem může být pokles aktivity zvířat šířících semena ve městě (Hodge & Harmer 1996).

I Lososová et al. (2006) zjistila, že v obcích jsou rostliny šířeny větrem a člověkem více než na zemědělské půdě, když zkoumala šíření rostlin na stanovištích dominovaných jednoletkami.

3. Sukcese ve městě

Ve druhé kapitole jsme si uvedli faktory, které ovlivňují vegetaci a její sukcesí. Nyní si ukážeme, jak pod těmi různými faktory sukcese vypadá.

V městském prostředí není často možné jednoznačně rozlišit mezi primární a sekundární sukcesí, protože ve městě často vznikají nová potenciální stanoviště (např. depozicí půd), u kterých nebývá jasné, zda jejich substráty již dříve nehostily vegetaci (Rebele 1992). Na depozitovaných půdách má vývoj vegetace obvykle charakter sekundární sukcese nebo přechodného typu mezi sukcesí primární a sekundární. Je to tím, že jsou ve městě užívány substráty, které již dříve vegetační pokryv měly (recyklování půd) nebo které jsou obohaceny o organický materiál a diasporu (např. kompostem obohacené vrchní vrstvy půdy) (Rebele 1994). Kromě toho mohou mít různé příměsi antropogenních substrátů (Godefroid et al. 2007). I následkem disturbancí jsou ve městě poměrně časté biotopy ještě neosídlené vegetací (Rebele 1994). Jejich kolonizace je často rychlejší než v izolovaných přírodních biotopech, protože v blízkém okolí je obvykle velké množství propagulí kolonizujících druhů. Kolonizace otevřených ploch je kromě počtu diaspor přicházejících odjinud závislá i na diasporách již na místě přítomných (Rebele 1994). Například na skládkách se po ukončení navážení objevují rostliny z diaspor přítomných v odpadu (Sukopp & Starfinger 1999). Kromě generativního šíření se při osidlování biotopů může uplatňovat i šíření vegetativní (Rebele 1994).

Frekvence disturbancí ve městě má za následek častou přítomnost raných a středních sukcesních stadií (Sukopp & Starfinger 1999). Je to kvůli soustavným i nepravidelným disturbancím, které způsobují prodloužení pionýrské fáze sukcese na stanovišti a totéž může být pozorováno na neúrodných substrátech (Angold et al. 2006). Důsledkem disturbancí je také mozaikovitost biotopů ve městě (Sukopp & Starfinger 1999), tedy výskyt různých sukcesních stadií na jedné ploše hned vedle sebe (Rebele 1994). Pozdní sukcesní stadia (např. lesy) jsou ve městech vzácná.

S postupující sukcesí se mění proporce druhů s ohledem na jejich původ. Většina neofytů není schopná invadovat netknutá přirozená společenstva, ale biotopy s disturbancemi narušenou původní vegetací ano (Wittig 2004). Ale i velký počet původních rostlin je schopných kolonizování nových městských ploch (Sukopp & Wurzel 2003). V počátečních fázích sukcese městských ruderalních ploch se z původních i nepůvodních rostlin vyskytují

zejména jednoleté a dvouleté druhy (např. *Atriplex nitens*, *Arctium tomentosum*, *Carduus acanthoides*, *Chenopodium spp.*, *Melilotus alba*, *Sisymbrium loeselii*), které jsou následovány trvalkami (např. *Agropyron repens*, *Artemisia vulgaris*, *Cirsium arvense*, *Tanacetum vulgare*, *Urtica dioica*) (Kowarik 1990, Pyšek & Pyšek 1991, Prach et al. 2001). Během sukcese dochází k poklesu podílu nepůvodních druhů (Pyšek & Pyšek 1991). Neofytů mizí více než archeofytů, mezi archeofyty je totiž i řada druhů úspěšně rostoucích ve středních sukcesních stádiích. K poklesu podílu nepůvodních druhů dochází v důsledku jejich požadavků na vyšší teplotu (Pyšek & Pyšek 1991). Ta totiž s rostoucí biomasou během sukcese v prostředí klesá (Tilman 1986, Godefroid & Koedam 2007, Westermann et al. 2011). Počet původních druhů se naopak zvyšuje (Kowarik 1990, Pyšek & Pyšek 1991). Druhy, jejichž výskyt se během sukcese zvyšuje (zejména původní druhy), mívají vyšší nároky na dusík a vlhkost než druhy, které ustoupily (Pyšek & Pyšek 1991). Pozdější sukcesní stadia bývají obvykle dominována trávami a roztroušenými stromy či keři. Nejběžnější druh v těchto stádiích bývá *Calamagrostis epigejos* tvořící husté pokryvy v silně změněných biotopech (substráty chudé na živiny) a jsou vzácně vykompetovány jinými druhy. Nejběžnějšími druhy dřevin jsou *Betula pendula* (substráty střední na živiny), následovaná *Sambucus nigra* (substráty bohaté či střední na živiny) (Kowarik 1990, Prach et al. 2001).

Vzhledem k tomu, že disturbance ve městě obvykle vede k poklesu původních druhů a nárůstu druhů nepůvodních (Sukopp & Starfinger 1999), pak výše popsaná spontánní sukcese ruderalních ploch může být obecně chápána jako cesta zpátky k přirozené vegetaci oblasti (Pyšek & Pyšek 1991). Neplatí to ovšem vždy. Například na vápenatých ruderalních půdách bombardovaných ploch vnitřního města Berlína jsou nejčastější porosty nepůvodní *Robinia pseudoacacia* (Kowarik 1990).

To, jak sukcese vypadá, nezávisí pouze na jejím stáří, ale také na obsahu živin v substrátu (Rebele 2013). Obsah živin v půdě se může měnit s postupující sukcesí. Kolonizátoři spotřebovávají přítomné půdní živiny, na druhou stranu ale produkují organický odpad, a tím vrací živiny zpět do půdy a tímto způsobem vytváří prostorovou heterogenitu rostlinných živin dokonce i na relativně homogenních substrátech (Rebele 1994). Co se týče obsahu dusíku v některých městských půdách, v počátečních stádiích sukcese je nízký a s postupující sukcesí roste (Westermann et al. 2011). Ostatně jak se to děje během primární sukcese v přírodě (Tilman 1986).

Během sukcese se proměňují i vlastnosti rostlin. Ve městě to vypadá tak, že druhy s menšími semeny a semeny šířenými větrem se vyskytují spíše v počátcích sukcese a s postupující sukcesí přibývají druhy s čím dál většími semeny a ubývají druhy se semeny šířícími se větrem. S příchodem prvních dřevin ovšem procento druhů se semeny šířícími se větrem zase stoupne. Potenciál semen k šíření větrem je tedy očividně nižší ve středně-sukcesních stádiích. Může to být důsledek morfologické adaptace semen k šíření větrem jak raně-sukcesních druhů bylin, tak pionýrských druhů stromů. Přežívání semen během sukcese klesá s jejich velikostí. (Westermann et al. 2011)

4. Diverzita rostlin ve městě

Výše zmíněné faktory (viz kapitola 2.) a jimi ovlivněný průběh sukcese (viz kapitola 3.) různým způsobem ovlivňují složení vegetace, a tedy i počet druhů vegetaci tvořících. Například bylo zjištěno, že počet druhů je vyšší na zásaditých půdách teplejšího a suššího klimatu (Prach et al. 2007). Vzhledem k tomu, že město je takovým příkladem teplejšího a suššího ekosystému se zásaditějšími půdami oproti okolí (viz podkapitoly 2.1. a 2.2.1.), lze předpokládat, že ve městech bude vyšší počet druhů než v okolí. Zda tomu tak je a proč tomu tak je, je uvedeno v následujících podkapitolách. V poslední podkapitole jsou uvedené výsledky vybraných výzkumů vzácných a invazních rostlin v městském prostředí.

4.1. Diverzita města jako celku

Počet druhů ve městech je vysoký (Sukopp & Starfinger 1999). Brusel dokonce hostí polovinu všech belgických druhů (Godefroid 2001). Města v porovnání s okolní krajinou mají vyšší celkový počet druhů (Sukopp & Werner 1983, Pyšek & Pyšek 1990, Rebele 1994, Wania et al. 2006). Co se týče složení druhů z hlediska jejich původu (času příchodu do krajiny), je ve městě procentuálně (i počtem druhů) více zejména neofytů (Angold et al. 2006, Wania et al. 2006) a podíl původních druhů je ve městě menší než v okolní zemědělské krajině (přestože může být počet původních druhů ve městě vyšší) (Wania et al. 2006). Podíl archeofytů pak může být stejný (Angold et al. 2006) nebo o trochu větší na venkově než ve městě (Wania et al. 2006). Trochu vyšší na vesnici může být i celkový počet druhů archeofytů v porovnání s neofyty (Pyšek 1998b), zatímco ve městě je více druhů neofytů než archeofytů (Ricotta et al. 2009). Menší procento archeofytů ve městě oproti vesnici je způsobeno tím, že ve městech se vyskytují pouze zbytky zemědělských ekosystémů (Sukopp & Starfinger 1999), na které jsou archeofyty vzhledem ke svému původu (introdukce se zemědělstvím) vázány (Kowarik 1990). Vysvětlení pro vyšší výskyt neofytů ve městě poskytují časté a intenzivní disturbance vegetace (Wittig 1993). Většina neofytů totiž není schopná kolonizovat netknutá přirozená společenstva, ale biotopy s disturbancemi narušenou původní vegetací ano (Wittig 2004). Město pak může sloužit jako zdroj nepůvodních druhů (často invazních), odkud se šíří do menších obcí a okolní krajiny (Pyšek 1998a). Důkazem budiž příklad vesnic, v nichž s rostoucí vzdáleností od města klesá počet nepůvodních druhů (Pyšek 1998b).

Městská vegetace vykazuje určité vzorce. Například s rostoucí vzdáleností od centra města se zvyšuje i množství zeleně (Wang et al. 2016), kdežto pokryv neofytů klesá (Pyšek &

Pyšek 1991). To nám ukazuje, že neofyty se lépe vyvíjejí na fragmentovanějších plochách (Celesti-Grapow et al. 2006). Dále se s různými klimatickými podmínkami města proměňuje i jeho vegetace. Čím vyšší průměrnou roční teplotu město má, tím více druhů hostí a naopak s rostoucí nadmořskou výškou nebo zeměpisnou délkou počet druhů klesá (Pyšek 1998a). Nejčastěji zmiňovaným parametrem města je pak jeho velikost (která může být vyjádřena počtem obyvatel či domácností nebo jeho plochou). S rostoucí velikostí města roste i celkový počet jeho druhů, rozhodujícím faktorem se zdá být heterogenita biotopů (Pyšek 1993, 1998a). Tento jev je pozorován i na vesnicích (Pyšek 1993). Velikost města má vliv i na složení druhů s ohledem na jejich původ. Čím větší město je, tím větší podíl neofytů se v něm nachází (Pyšek 1998a, Wittig 2004). Podíl archeofytů s rostoucí velikostí města klesá (Pyšek 1998a), ale s rostoucí velikostí vesnice naopak roste (Pyšek 1998b). Protože archeofyty a neofyty vykazují ve městě tyto opačné trendy, je celkový podíl nepůvodních druhů (archeofytů a neofytů) na velikosti města nezávislý (Pyšek 1998a). Dále platí, že s růstem objemu vyměňovaného zboží a materiálů mezi zeměmi i kontinenty se zvyšuje množství příležitostí pro zavlečení nepůvodních druhů (Wittig 2004).

Kromě působení klimatických podmínek (viz výše a v podkapitole 2.1.) je druhové složení města důsledkem vysoké heterogenity městského prostředí (Pyšek & Pyšek 1990, Rebele 1994). S ní souvisí velký počet různých biotopů (Sukopp & Werner 1983) různorodých v disturbancích (Pyšek & Pyšek 1990), lišících se mikroklimatem (Godefroid et al. 2007) a dalšími podmínkami (viz kapitola 2.). Neméně důležitý vliv má zavlékání nových druhů činností člověka (Sukopp & Werner 1983)

Ve městech nyní rostou původní rostliny vedle těch, které by nikdy nedosáhly nových oblastí bez lidské pomoci (Sukopp & Wurzel 2003). Ve střední Evropě pochází tyto nové druhy primárně z teplejších oblastí Evropy, Asie a Ameriky. K zavlékání nových druhů může docházet záměrně či náhodou (Sukopp & Werner 1983, Godefroid 2001).

Jelikož historicky k příchodu nepůvodních druhů docházelo ve chvíli, kdy mizely lesy, v jejichž podmínkách se vyvinuly původní druhy a jsou na ně tedy adaptované, a naopak se objevovaly otevřené disturbované areály, na jejichž podmínky se adaptovaly druhy nově přichozí, jsou nepůvodní druhy v dnešních podmínkách široce rozšířené (Sukopp & Starfinger 1999). Pokles podílu původních druhů není způsoben pouze redukcí původní vegetace, ale také kompeticí s nepůvodními druhy, které jsou dnešním podmínkám lépe přizpůsobené (Sukopp & Starfinger 1999). Hemerochorní druhy čítají více než polovinu všech druhů ve

městě (Sukopp & Werner 1983). Vzhledem k tomu, že archeofyty přišly jako polní plevely, jsou lépe uzpůsobené k šíření ve venkovských oblastech, zatímco neofyty se lépe šíří v městských a průmyslových oblastech. Ve městě (a v rámci města v centru) je více neofytů, protože jsou dobře adaptované na nižší přísun vody a vyšší teploty (Pyšek et al. 1995). Závislost ruderalních (adaptovaných na tyto podmínky) hemerochorních druhů na specializovaných městských biotopech je tím větší, čím dál je oblast jejich geografického původu (Sukopp & Werner 1983).

Kromě zavlékání nepůvodních druhů přispívá k diverzitě města i vznik nových taxonů. Jejich předkové přišli do města jako nepůvodní druhy, které následně pod vlivem člověka prošly dalším vývojem, po kterém se výsledné rostliny od oněch předků již příliš liší (Wittig 2004). Taxony, které se takto vyvinuly na antropogenních stanovištích se nazývají anekofyty (Zerbe et al. 2003). Jejich vznik může být zapříčiněn různými způsoby (Wittig 2004). Mohly vzniknout například hybridizací (křížením) druhů, což předpokládá u druhu *Poa annua*, že je křížencem mediteránního druhu *Poa infirma* a středoevropského horského druhu *Poa supina* (Scholz 1975, Wittig 2004, Mao & Huff 2012). Dále se jedná například o rostliny původně užitkové, které unikly kultivaci (*Pastinaca sativa*), nebo může být vznik nového taxonu způsoben rapidní speciací, jako je tomu v současné době u rodu *Oenothera* či komplexu *Taraxacum officinale* (Zerbe et al. 2003, Wittig 2004). Dalším způsobem vzniku nového taxonu může být introgrese (např. mezi druhem *Rorippa austriaca* a původními druhy) či reprodukční izolace (např. rod *Cardamine*) (Hurka et al. 2003). Scholz (1993) za nově vznikající druh považuje evropské *Solidago canadensis* kvůli mnoha odlišnostem morfologických znaků od amerického typu.

Ve městě nedochází pouze k zavlékání nových druhů či jejich vzniku na místě, ale i k jejich lokálnímu vymírání. Zejména to postihuje druhy ze společenstev přírodních nebo přírodě blízkých míst (Rebele 1994).

Ke ztrátě druhů dochází také v důsledku změn využívání půdy. Jak člověk v minulosti měnil způsoby využívání půdy, došlo k mnoha ztrátám druhů. Zkoumáním frankfurtské flory (Frankfurt nad Mohanem) se zjistilo, že v důsledku používání hnojiv a vápna na polích zmizely druhy vázané na kyselé půdy s vysokými nároky na osvětlení. Dále vyvinutí metod efektivnějšího čištění osiva od příměsí a používání herbicidů měly za následek vymizení druhů doprovázejících kulturní plodiny. S větší rozlohou frankfurtských lesů je spojena ztráta druhů vázaných na lesní pastviny, které po opuštění zanikly (Gregor et al. 2012).

S vysušováním vlhkých lučin a snižováním hladiny podzemní vody (například kvůli budování studní) došlo ke ztrátě druhů specializovaných na mokrá stanoviště. Za mizení druhů může také rozšiřování zástavby na místech původních polí a lesů (Sukopp & Starfinger 1999, Gregor et al. 2012).

Dále bylo zjištěno, že druhy, které ve Frankfurtu nad Mohanem vyhynuly od roku 1800, byly typické pro prostředí chudší na živiny a bohatší na vodu. Tento poznatek koresponduje s názorem, že hlavními faktory stojícími za ztrátou druhů ve střední Evropě jsou hnojení a snižování hladiny podzemní vody. V různých městech střední Evropy se význam těchto hnacích mechanismů ztráty druhů mění v závislosti na zeměpisné poloze, topografií, diverzitě prostředí a zemědělské a kulturní historii. V poslední době byla ztráta druhů díky ochraně přírody zpomalena (Gregor et al. 2012).

4.2. Diverzita dílčích městských biotopů

Diverzita jednotlivých biotopů se může různit od velmi nízké po velmi vysokou v závislosti na působících faktorech. Na eutrofizovaných substrátech (např. porosty *Calamagrostis epigejos*, *Urtica dioica*) či na půdách s extrémními hodnotami pH nebo toxických se vyskytují rostlinná společenstva s nízkou diverzitou. Naopak vysokou diverzitu (více jak čtyřicet druhů na metr čtvereční s nízkou dominancí jednotlivých druhů) mohou mít například ruderalní rostlinná společenstva. Ve městě tak lze poměrně často nalézt rostlinná společenstva s nízkou druhovou diverzitou vedle těch, co mají druhovou diverzitu vysokou (Rebele 1994).

Podoba konkrétního biotopu je závislá na spoustě různých faktorů. Je důsledkem managementu, přítomné přizemní vegetace, disturbančních faktorů, zdrojů druhů, okolí stanoviště (Hodge & Harmer 1996) a abiotických podmínek stanoviště (živinové složení půdy, vlhkost půdy, půdní pH a světelná intenzita – viz kapitola 2.) (Godefroid et al. 2007). Charakter již přítomné přizemní vegetace ovlivňuje pravděpodobnost úspěšného vyklíčení a růstu různých druhů – například druhy stromů s menšími semeny (bříza, vrba jíva, ...) mají menší pravděpodobnost úspěšné kompetice s hustou vegetací, naopak v málo hustých vegetacích se tyto druhy etablují spíše (Hodge & Harmer 1996). Zdrojem druhů může být půdní semenná banka, jejíž druhové složení závisí na původu a zacházení s daným substrátem (recyklovaná půda z dříve zarostlých ploch obsahuje obvykle alespoň nějaké propagule) (Rebele 1992). Skladba a počet druhů na dané ploše závisí také na přítomnosti potenciálních

rodičů v přiléhajících biotopech (Hodge & Harmer 1996). Vliv okolní vegetace stanoviště na jeho druhové složení může být snížen přiléhající městskou zástavbou, která může fungovat jako disperzní bariéra pro šíření druhů (Muratet et al. 2007, Westermann et al. 2011). Některé druhy jsou ale schopné tuto překážku překonat třeba díky své anemochorii (Westermann et al. 2011), nebo se na stanoviště mohou dostat díky přenosu na dopravních prostředcích (Hodkinson & Thompson 1997, von Der Lippe & Kowarik 2007). Vliv objemu zástavby v okolí stanoviště na jeho vegetaci však nemusí být pozorován (Angold et al. 2006). V městských biotopech je vysoká diverzita i díky tomu, jedna plocha může být díky vlivu disturbancí mozaikou různých sukcesních stadií vedle sebe (Rebele 1994, Sukopp & Starfinger 1999). Důležité jsou hlavně periferie města se svými velikými otevřenými areály, jež hostí vegetaci, která je velmi důležitá pro udržení variability druhů ve vnitřním městě (Sukopp & Werner 1983).

Různé typy městských biotopů se od sebe liší svým druhovým složením. Průzkum 32 středoevropských měst ukázal, že počet druhů cévnatých rostlin je nejnižší na náměstích a bulvárech v centru města a nejvyšší na periferii města na opuštěných plochách a v obytných oblastech. Některé typy středoevropských městských biotopů mají charakteristické druhy. Od jejich množství se odvíjí i beta diverzita mezi jednotlivými plochami jednoho typu biotopu mezi různými městy, která je nejvyšší na náměstích a na opuštěných plochách (nemají žádné charakteristické druhy). Naopak plochy parků, rezidenčních oblastí a některých bulvárů jsou si mezi městy dost podobné, hodně druhů mají společných (např. *Aegopodium podagraria*, *Bellis perennis* and *Geum urbanum*). (Lososová et al. 2011)

Dále jsou uvedeny čtyři hlavní městské biotopy, které byly předmětem soustavnějšího zkoumání.

Náměstí a bulváry

Náměstí a bulváry žádné typické druhy nemají, ale byly na nich byly opakovaně pozorovány mladé rostliny kulturních plodin (např. *Lycopersicon esculentum* a *Triticum aestivum*). Rostlinky rajčat pravděpodobně pochází ze zbytků lidských pokrmů. Pšenice a jiné obiloviny zase mohou zůstat po krmení holubů. Často se v centru města také vyskytují druhy s určitými vlastnostmi, jako je schopnost šířit se na dlouhé vzdálenosti (např. dočasně přežívající vrby a topoly) či odolnost vůči sešlapu (např. *Herniaria glabra* a *Portulaca oleracea*) (Lososová et al. 2011).

Parky

Primární funkcí parků je rekreace. Přesto však mohou sloužit k uchování biodiverzity ve městě a kompenzovat tak nedostatek přirozených biotopů (Cornelis & Hermy 2004). Městské parky totiž hostí mnoho spontánně se vyskytujících druhů charakteristických pro přirozené biotopy (např. *Brachypodium sylvaticum*, *Moehringia trinervia* a *Veronica chamaedrys*) (Lososová et al. 2011). Parky přispívají svou druhovou bohatostí hlavně díky heterogenitě dílčích biotopů (např. trávníky, lesíky, záhony, vodní prvky, živé ploty) nacházejících se na jejich území (Cornelis & Hermy 2004) a jelikož s rostoucí plochou parku roste i počet dílčích biotopů i počet rostlinných druhů na jeho území, přispívají větší parky k celkové diverzitě města více než ty malé, které ovšem mohou mít důležitou funkci nášlapných kamenů mezi izolovanými městskými biotopy přírodnějšího charakteru.

Obytné oblasti

Vilové čtvrti jsou typické velkým počtem druhů, mezi nimiž jsou například druhy okrasných rostlin šířící se ze zahrad (např. *Kerria japonica* a *Mahonia aquifolium*), některé plevely (např. *Aegopodium podagraria* a *Euphorbia pepus*) či některé nitrofilní druhy (např. *Chelidonium majus*). Charakteristické druhy rozvolněných sídlišť ze 60. až 80. let 20. století jsou například *Bellis perennis*, *Sorbus aucuparia* nebo *Trifolium dubium* (Lososová et al. 2011).

Opuštěné plochy

Opuštěné plochy středoevropských měst se vyskytují hlavně na městském okraji a jsou značně bohatší než ostatní biotopy (Lososová et al. 2011). Několik druhů jednoletých plevelů bylo spojeno s krátce opuštěnými plochami. Pro déle opuštěné plochy byla typická velká skupina trávníkových trvalek a listnatých keřů a stromů. V Paříži (Francie) jsou opuštěné plochy druhově nejbohatším typem biotopu (Muratet et al. 2007), hostí značnou část floristické diverzity města a hrají roli v druhové výměně mezi městskými biotopy. Největší bohatost pak byla vzhledem ke stáří plochy nacházena na středně starých (4 - 13 let) plochách, protože tyto plochy mají podmínky vhodné jak pro druhy rané sukcese, tak pro druhy středně staré sukcese. Nejčastěji se na pařížských opuštěných plochách vyskytují druhy vytrvalé, nitrofilní, produkující hodně semen.

Ve střední Evropě bylo zjištěno, že variabilita druhů závisí hlavně na rozdílech mezi biotopy a méně na variaci klimatických podmínek (Lososová et al. 2011). Ty zase vyšly jako určující faktor pro italská města, kde byly důležitější než různost biotopů (Celesti-Grappo &

Blasi 1998). Může to být ale také důsledek toho, že průzkum v Itálii zkoumal města v širším rozpětí klimatu. Jak bylo také v rámci tohoto výzkumu zjištěno, i pro těžce nebo dlouhodobě (tisíce let) narušované plochy platí, že hlavním faktorem určujícím druhové složení je květena okolního regionu.

4.3. Homogenizace

Často skloňovanou problematikou vlivu urbanizace na druhové složení je homogenizace. To je proces vedoucí k menším odlišnostem v druhovém složení mezi biotami různých oblastí (Lososová et al. 2012). Bývá spojený s poklesem výskytu vzácných druhů a nárůstem již běžných druhů (Gong et al. 2013).

V Německu zjistili, že urbanizace nemá stejný dopad na homogenizaci všech skupin druhů s ohledem na původ. Soubory původních druhů a archeofytů mezi různými městy jsou si mezi sebou podobné více než soubory neofytů. Soubory neofytů (a celkově nepůvodních druhů) jsou navíc na urbanizovanějších plochách heterogennější než na méně urbanizovaných či venkovských, kdežto soubory druhů původních a archeofytů jsou homogennější v městských prostředích oproti venkovským. Často je homogenizace přičítána invazím, ale zde bylo prokázáno, že i urbanizace má značný vliv. Vysvětlením pro podobnost původních druhů a archeofytů může být to, že se v důsledku urbanizace více rozšířily běžné druhy, kdežto vzácné ubyly či zmizely. (Kühn & Klotz 2006)

Průzkum flor 22 evropských měst došel ke stejným výsledkům. I když je mezi zkoumanými evropskými městy počet druhů neofytů a archeofytů vyrovnaný, u archeofytů byla zjištěna nižší beta diverzita, zatímco u neofytů vyšší (La Sorte et al. 2008).

Další vysvětlení pro tento jev přináší Lososová et al. (2012). Podle tohoto průzkumu 32 středoevropských měst se neofyty pravděpodobně nestihly za relativně krátkou dobu své introdukce (pět století) rozšířit do všech potenciálně vhodných biotopů v oblasti, do které byly zavlečeny.

Obdobný průzkum pěti měst v Itálii prokázal vliv geografické oblasti a s ní souvisejících klimatických podmínek na diverzitu měst. Zjistilo se, že podíl druhů společných pro všechna města je nízký. (Celesti-Grappo & Blasi 1998)

Také velikost plochy biotopu má vliv na homogenizaci. V městském prostředí menší plošky heterogenních biotopů podporují heterogenitu prostředí oproti zemědělskému

prostředí, kde dominují velké homogenní kusy půdy, což nakonec vede k menší variabilitě. Město je tedy jakýmsi ostrovem biodiverzity v homogenním prostředí zemědělské krajiny (Wania et al. 2006)

Bylo zjištěno, že i vzdálenost mezi biotopy hraje roli. Biotopy jsou si podobné tím více, čím menší vzdálenost mezi nimi je (Angold et al. 2006, Kühn & Klotz 2006, Muratet et al. 2007).

Wittig & Becker (2010) zkoumali rostlinné druhy rabátek (plošek zeminy okolo pouličních stromů) v různých evropských městech a zjistili, že vegetace kolem nich je značně homogenizovaná oproti přírodní vegetaci v okolí daných měst, a dokonce to platí, i když byl do výzkumu zahrnut Baltimore (Maryland). Zjistili také, že vliv geografické polohy na tuto vegetaci je menší než antropogenní vliv samotného městského prostředí. Proto je vysoce pravděpodobné, že homogenizace se zvýší s rostoucí urbanizací.

Celosvětový průzkum měst (květen 110 měst většinou z mírného podnebného pásu) ukázal, že většina druhů rostlin ve městech je původní, že jedenáct druhů rostlin (z celkově zjištěných 14 240) je ve více než 90 % měst a že nejrozšířenější je *Poa annua* (96 % měst) (Aronson et al. 2014).

4.4. Vzácné a invazní druhy

Tato kapitola je zaměřena na potenciál městského prostředí pro zachování vzácných druhů rostlin a šíření rostlin invazních.

V důsledku intenzivního lidského vlivu je v městských ekosystémech podíl ohrožených druhů různých skupin organismů často značně vyšší než v oblastech přírodních (Sukopp & Starfinger 1999). Podíl ohrožených druhů je vyšší u původních než u nepůvodních rostlin (v případě Berlína je to více než polovina původních druhů) (Prasse et al. 2001). Některé z nejohroženějších druhů ale mohou být nepůvodní (Eser 1998). V Berlíně je téměř 30 % nepůvodních druhů vzácných, z toho šestina je pak ohrožených vyhynutím (Prasse et al. 2001).

V rámci města pak s rostoucí hustotou osídlení klesá šance vzácných druhů na přežití (Sukopp & Werner 1983), a tedy s rostoucí vzdáleností od centra města je přítomno více těchto druhů (Sukopp & Starfinger 1999, Zerbe et al. 2003). Godefroid (2001) ovšem v Bruselu zjistila, že se mohou vzácné druhy vyskytovat i v hustě osídlených oblastech.

V tomto městě se většina vzácných či ohrožených druhů nalézá mimo zvláště chráněná území – na opuštěných plochách, hřbitovech, podél železničních tratí, ve veřejných parcích apod.

Typem prostředí, které může přechovávat vzácné druhy vysokého ochrannářského zájmu, jsou humidní biotopy (Muratet et al. 2007). Například posledním berlínským místem výskytu *Silene chlorantha*, *Scabiosa canescens* a *Scorzonera purpurea* jsou pozůstatky mokřadů v lesích (Prasse et al. 2001). Město může mít zásadní význam pro záchranu druhů. Vzácné druhy, které se v něm vyskytují, mohou být celonárodně ohrožené a výskyt ve městě je jednou z příležitostí jak nevyhynout (příklady z Berlína: *Botrychium matricariifolium*, *Botrychium multifidum*, *Carex hartmanii*, *Sagina nodosa*, *Scolochloa festucacea*, *Stipa pennata*, *Swertia perennis*). Humidní biotopy mají také pozitivní vliv na výskyt vzácných druhů v okolních biotopech (konkrétně zjištěno pro opuštěné plochy v Paříži) (Muratet et al. 2007).

Výše zmíněné vlhké biotopy, zejména disturbovaná eutrofizovaná vodní tělesa, mohou hostit i vysoce invazní druhy, jejichž prvotním stanovištěm jsou zahradní rybníčky a akvária, ze kterých se často šíří (např. *Elodea canadensis* a *E. nuttallii*) (Thompson & McCarthy 2008).

Průzkum v Hradci Králové zjistil, že počet invazních druhů klesá se vzdáleností od centra města. Pokryvnost i počet invazních druhů roste s bohatostí biotopů (čím více různých biotopů v dané části města je, tím více je tam možností pro jejich šíření). Nejvíce invazních druhů mají vysoce ovlivněné biotopy (např. okraje cest, ruderalní plochy a železniční biotopy). S rostoucí vzdáleností od centra města a s rostoucím podílem městské zeleně však klesá vliv disturbancí, a tím i počet invazních neofytických druhů a jejich pokryv. Čím větší je podíl zeleně, tím silnější je kompetice mezi druhy na stanovišti, což ztěžuje introdukci nepůvodních druhů do biotopu i jejich potenciální dominanci v něm. Pouze několik druhů nepůvodních rostlin je schopných proniknout do těchto ustavených rostlinných společenstev, usadit se a vytvořit rozsáhlé porosty (Štajerová et al. 2017).

Závěr

Průběh sukcese a složení vegetace jsou ve městě ovlivňovány stejnými faktory jako v přírodě. Vlivem města a působením člověka jsou ovšem tyto faktory změněny. Klima je teplejší, půdy alkaličtější, sušší a leckde eutrofizovanější, prosolenější nebo s vyšším obsahem těžkých kovů. Rostliny jsou šířeny zejména lidskou činností a vliv antropogenních disturbancí také není zanedbatelný. V důsledku toho všeho se ve městě (oproti regionální floře) vyskytují rostliny teplomilnější, světlomilnější, suchomilnější, halofilnější, odolnější vůči obsahu těžkých kovů v půdě či disturbancím. Často se jedná o druhy nepůvodní, které bývají na tyto podmínky lépe přizpůsobené než druhy původní.

Druhy s výše zmíněnými vlastnostmi se s vyšší frekvencí vyskytují v raných sukcesních stadiích, která se ve městě v důsledku častých disturbancí vyskytují poměrně častěji než sukcesní stadia pokročilejší nebo dokonce pozdní. V průběhu spontánní sukcese dochází ke zmenšení podílu nepůvodních rostlin ve prospěch druhů původních. Sukcese je ve městě často sekundárního či nejasného charakteru. I u zdánlivě primární sukcese totiž v půdě bývají v důsledku časté depozice půd ve městě přítomné propagule a živiny.

Výsledkem výše zmíněných skutečností a také velmi variabilního využívání půdy ve městě a tedy i vysoké heterogenity biotopů, jejichž různé charakteristiky vytváří různorodé podmínky vhodné pro různé druhy, je ve městě oproti okolní floře vyšší jak celkový počet druhů, tak i počet druhů všech skupin s ohledem na původ (původních rostlin, archeofytů i neofytů). K nárůstu počtu neofytů ve městě přispívá záměrné i náhodné zavlékání nepůvodních druhů lidskou činností. V důsledku toho tvoří neofyty poměrně vysoký podíl druhů ve městě oproti okolní krajině. Je to důležitý poznatek, jelikož se ukázalo, že právě tato skupina nepůvodních rostlin výrazně přispívá k druhové rozmanitosti městských flor různých oblastí.

Pro zvýšení podílu původních rostlin se sice může zdát ideální ponechání biotopu spontánní sukcesí, ale vzhledem k tomu, že původní druhy (a archeofyty) přispívají k homogenizaci městských flor mezi sebou, mi to nepřijde jako ideální řešení. Možná kdyby se jednalo o řízenou sukcesí, kdy by byly další druhy původních rostlin záměrně introdukovány s ohledem na region, ve kterém se město nachází.

Města mohou sloužit k zachování vzácných druhů rostlin. Některé se vyskytují v přirozenějších biotopech (městské lesy), některé v biotopech více ovlivněných člověkem

(opuštěné plochy, hřbitovy, prostor podél železničních tratí, veřejné parky apod.). Při péči a využívání těchto nechráněných ploch je na to třeba brát větší zřetel. Nicméně se ve městě vzácné druhy vyskytují spíše v přirozenějších nedisturbovaných biotopech, kde se naopak často nevyskytují invazní druhy. Pro zachování vzácných druhů a zmírnění výskytu invazních by tedy bylo vhodné takové biotopy vytipovat a následně je chránit.

Použité pojmy

apofyt – původní druh schopný kolonizovat člověkem vytvořené biotopy (Kowarik 1990)

archofyt – nepůvodní druh zavlečený v období mezi počátkem neolitického zemědělství a rokem 1500 n.l. (Pyšek et al. 2008)

hemerochorní druh – druh zavlečený člověkem záměrně (např. okrasné rostliny) nebo nezáměrně (s transportem jako příměs) (Sukopp & Werner 1983).

invazní druh/rostlina – naturalizovaný druh, který se v území rychle šíří na značné vzdálenosti od mateřské populace a zpravidla na rozsáhlém území (druh může být považován za invazní, aniž by vykazoval významný negativní vliv) (Pyšek et al. 2008)

naturalizovaný druh/rostlina – zavlečený druh, který se v území pravidelně rozmnožuje po dlouhou dobu a nezávisle na činnosti člověka (Pyšek et al. 2008)

neofyt – nepůvodní druh zavlečený po roce 1500 n.l. (Pyšek et al. 2008)

nepůvodní druh/rostlina – druh, který se do území dostal v důsledku činnosti člověka z území, ve kterém je původní, anebo přirozenou cestou z území, ve kterém je nepůvodní (Pyšek et al. 2008)

- ve střední Evropě se jedná o druhy, které zde začaly vyskytovat od počátku neolitu, který je považován za počátek lidské činnosti; předtím měl člověk na šíření druhů stejný vliv jako ostatní velcí savci (Pyšek & Sádlo 2004)

původní druh/rostlina – druh, který v dané oblasti vznikl v průběhu evoluce, nebo se do něj dostal bez přispění člověka z území, kde je původní (Pyšek et al. 2008)

- ve střední Evropě se jedná o druhy, které zde vyskytovaly do počátku neolitu (Pyšek & Sádlo 2004)

druhovú bohatost – počet druhů v určitém společenstvu (Townsend et al. 2010)

druhovú diverzita – míra, která slouží pro popis společenstva, zahrnující jak počet druhů na stanovišti tak jejich hojnost, může být vyjádřena různými indexy (Townsend et al. 2010)

Zdroje

- Aey W. (1990): Historical approaches to urban ecology. In Sukopp H. & Hejný S. (ed.), *Urban ecology: plants and plant communities in urban environments*, s. 113–129. – SPB Academic Publishing, The Hague.
- Angold P. G., Sadler J. P., Hill M. O., Pullin A., Rushton S., Austin K., Small E., Wood B., Wadsworth R., Sanderson R., & Thompson K. (2006): Biodiversity in urban habitat patches. – *Science of the Total Environment* 360: 196–204.
- Aronson M. F. J., Sorte F. A. La, Nilon C. H., Katti M., Goddard M. A., Lepczyk C. A., Warren P. S., Williams S. G., Cilliers S., Clarkson B., Dobbs C., Dolan R., Hedblom M., Klotz S., Kooijmans J. L., Kühn I., MacGregor-Fors I., McDonnell M., Mörtberg U., Siebert S., Sushinsky J., Werner P., Pyšek P., & Winter M. (2014): A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. – *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 20133330.
- Blume H. P., Chinnow D., Hartnigt-Caraway C., Hellriegel T., & Stoll E. (1977): Bau- und nutzungsbedingte Veränderungen Straßenrand-Ökosystemen. – *Zeitschrift der Technischen Universität Berlin* 9: 278–322.
- Brazel A., Selover N., Vose R., & Heisler G. (2000): The tale of two climates - Baltimore and Phoenix urban LTER sites. – *Climate Research* 15: 123–135.
- Celesti-Grapow L. & Blasi C. (1998): A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy. – *Global Ecology and Biogeography Letters* 7: 367–378.
- Celesti-Grapow L., Pyšek P., Jarošík V., & Blasi C. (2006): Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. – *Diversity and Distributions* 12: 490–501.
- Connell J. H. (1978): Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. – *Science* 199: 1302–1310.
- Cornelis J. & Hermy M. (2004): Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders. – *Landscape and Urban Planning* 69: 385–401.
- Craul P. J. (1985): A description of urban soils and their characteristics. – *Journal of Arboriculture* 11: 330-339.
- Černohlávková J., Hofman J., Bartoš T., Sánka M., & Anděl P. (2008): Effects of road deicing salts on soil microorganisms. – *Plant, Soil and Environment* 54: 479–485.
- Egler F. E. (1954): Vegetation science concepts I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. – *Vegetatio* 4: 412–417.
- Ellenberg H. (2009): *Vegetation ecology of Central Europe*. – Cambridge University Press, Cambridge.

- Eser U. (1998): Assessment of plant invasions: theoretical and philosophical fundamentals. In Starfinger U., Edwards K., Kowarik I., & Williamson M. (ed.), *Plant invasions : ecological mechanism and human responses*, s. 362. – Backhuys Publishers, Leiden.
- Godefroid S. (2001): Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. – *Landscape and Urban Planning* 52: 203–224.
- Godefroid S. & Koedam N. (2007): Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. – *Landscape Ecology* 22: 1227–1239.
- Godefroid S., Monbaliu D., & Koedam N. (2007): The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. – *Landscape and Urban Planning* 80: 45–55.
- Godin P. (1983): Les sources de pollution des sols: Essai de quantification des risques dus aux éléments traces. – *Bulletin de l'Association française pour l'étude du sol* 2:73–87.
- Gong C., Chen J., & Yu S. (2013): Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. – *Landscape and Urban Planning* 120:158–169.
- Gregor T., Bönsel D., Starke-Ottich I., & Zizka G. (2012): Drivers of floristic change in large cities - A case study of Frankfurt/Main (Germany). – *Landscape and Urban Planning* 104: 230–237.
- Hodge S. J. & Harmer R. (1996): Woody colonization on unmanaged urban and ex-industrial sites. – *Forestry* 69: 245–261.
- Hodkinson D. J. & Thompson K. (1997): Plant Dispersal: The Role of Man. – *Journal of Applied Ecology* 34: 1484–1496.
- Hulme P. E., Bacher S., Kenis M., Klotz S., Kühn I., Minchin D., Nentwig W., Olenin S., Panov V., Pergl J., Pyšek P., Roques A., Sol D., Solarz W., & Vilà M. (2008): Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. – *Journal of Applied Ecology* 45: 403–414.
- Hurka H., Bleeker W., & Neuffer B. (2003): Evolutionary processes associated with biological invasions in the Brassicaceae. – *Biological Invasions* 5: 281–292.
- Chapin F. S. I., Matson P. A., & Vitousek P. M. (2011): *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. – Springer, New York.
- Chaudhry T. M. & Khan A. G. (1998): Heavy metal accumulation and tolerance in mycorrhizal metalophytes from industrial wastelands of New South Wales, Australia. – *Icomii* 1–2.
- Chibuikwe G. U. & Obiora S. C. (2014): Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods. – *Applied and Environmental Soil Science* 2014:1–12.

- Christensen N. L. (2014): An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. – *Forest Ecology and Management* 330: 312–322.
- Jim C. Y. (1998): Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. – *Landscape and Urban Planning* 40: 235–249.
- Khan A. G. (2005): Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. – *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology* 18: 355–364.
- Kittaka K. & Miyazaki H. (2014): Relationship between wind direction and air temperature in the Osaka center city determined using fixed point observation. – *Journal of Heat Island Institute International* 9: 1–5.
- Kowarik I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In Sukopp H. & Hejný S. (ed.), *Urban ecology: plants and plant communities in urban environments*, s. 45–74. – SPB Academic Publishing, The Hague.
- Kühn I. & Klotz S. (2006): Urbanization and homogenization - Comparing the floras of urban and rural areas in Germany. – *Biological Conservation* 127: 292–300.
- Kuttler W. (1993): Stadtklima. In Sukopp H. & Wittig R. (ed.), *Stadtökologie*, s. 113–153. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- *Landsberg H. E. (1981): *The Urban Climate*. – Academic Press, New York. Citováno dle Sukopp H. & Wurzel A. (2003): The effects of climate change on the vegetation of central European cities. – *Urban Habitats* 1: 66–86.
- Lippe M. von Der & Kowarik I. (2007): Long-distance dispersal of plants by vehicles as a driver of plant invasions. – *Conservation Biology* 21: 986–996.
- Lososová Z., Horsák M., Chytrý M., Čejka T., Danihelka J., Fajmon K., Hájek O., Juříčková L., Kintrová K., Láníková D., Otýpková Z., Řehořek V., & Tichý L. (2011): Diversity of Central European urban biota: Effects of human-made habitat types on plants and land snails. – *Journal of Biogeography* 38: 1152–1163.
- Lososová Z., Chytrý M., Kühn I., Hájek O., Horáková V., Pyšek P., & Tichý L. (2006): Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. – *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 69–81.
- Lososová Z., Chytrý M., Tichý L., Danihelka J., Fajmon K., Hájek O., Kintrová K., Láníková D., Otýpková Z., & Řehořek V. (2012): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. – *Biological Conservation* 145: 179–184.
- Mao Q. & Huff D. R. (2012): The Evolutionary Origin of *Poa annua* L. – *Crop science* 52: 1910–1922.

- McDonnell M., Pickett S. T. A., Groffman P., Bohlen P., Pouyat R., Zipperer W. C., Parmelee R., Carreiro M. M., & Medley K. (1997): Ecosystem processes along an urban to rural gradient. – *Urban Ecosystems*.
- McKinney M. L. (2006): Urbanization as a major cause of biotic homogenization. – *Biological Conservation* 127: 247–260.
- Muratet A., Machon N., Jiguet F., Moret J., & Porcher E. (2007): The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris area, France. – *Ecosystems* 10: 661–671.
- Odum E. M. (1977): *Základy ekologie*. – Academia, Praha.
- Oke T. R. (1973): City Size and the Urban Heat Island. – *Atmospheric Environmental Pergamon* 7: 769–779.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J., & Prach K. (Ed). (1990): *Succession in abandoned fields: studies in central Bohemia, Czechoslovakia*. – Kluwer Academic Publishers, Durdrecht/Boston/London.
- Pickett S. T. A., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon C. H., Pouyat R. V., Zipperer W. C., & Costanza R. (2001): Urban Ecological Systems : Linking Terrestrial Ecological , Physical , and Socioeconomic of Metropolitan Areas. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127–157.
- Prach K., Pyšek P., & Bastl M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. – *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- Prach K., Pyšek P., & Jarošík V. (2007): Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. – *Journal of Vegetation Science* 18: 701–710.
- Prasse R., Ristow M., Klemm G., Machatzi B., Raus T., Scholz H., Stohr G., Sukopp H., & Zimmermann F. (2001): *Liste der wildwachsenden Gefäßpflanzen des Landes Berlin mit Roter Liste*(Senatsverwaltung für Stadtentwicklung / Der Landesbeauftragte für Naturschutz und Landschaftspflege, Ed.). – Kulturbuch-Verlag, Berlin.
- Pregitzer C. C., Sonti N. F., & Hallett R. A. (2016): Variability in urban soils influences the health and growth of native tree seedlings. – *Ecological Restoration* 34: 106–116.
- Pyšek P. (1993): Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. – *Vegetatio* 106: 89–100.
- Pyšek P. (1998a): Alien and native species in central european urban floras: A quantitative comparison. – *Journal of Biogeography* 25: 155–163.
- Pyšek P. (1998b): Alien plants in Czech village flora: An analysis of species numbers. – *Feddes Repertorium* 109: 139–146.

- Pyšek P., Chytrý M., Moravcová L., Pergl J., Perglová I., Prach K., & Skálová H. (2008): Návrh české terminologie vztahující se k rostlinným invazím. – *Zprávy České Botanické Společnosti* 43: 219–222.
- Pyšek P., Prach K., & Šmilauer P. (1995): Relating invasion success to plant traits: an analysis of the Czech alien flora. In Pyšek P., Prach K., Rejmánek M., & Wade M. (ed.), *Plant invasions: general aspects and special problems*, s. 39–60.
- Pyšek P. & Pyšek A. (1990): Comparison of the vegetation and flora of the West Bohemian villages and towns. In Sukopp H. & Hejný S. (ed.), *Urban ecology: plants and plant communities in urban environments*, s. 105–112. – SPB Academic Publishing, The Hague.
- Pyšek P. & Pyšek A. (1991): Succession in urban habitats: an analysis of phytosociological data. – *Preslia* 63: 125–138.
- Pyšek P. & Sádlo J. (2004): Zavlečené rostliny. – *Vesmír* 83: 35–40.
- Rebele F. (1992): Colonization and early succession on anthropogenic soils. – *Journal of Vegetation Science* 3: 201–208.
- Rebele F. (1994): Urban ecology and special features of urban ecosystems. – *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173–187.
- Rebele F. (2013): Differential succession towards woodland along a nutrient gradient. – *Applied Vegetation Science* 16: 365–378.
- Reise K., Gollasch S., & Wolff W. J. (1998): Introduced marine species of the North Sea coasts. – *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 52: 219–234.
- Ricotta C., Sorte F. A. La, Pyšek P., Rapson G. L., Celesti-Grapow L., & Thompson K. (2009): Phyloecology of urban alien floras. – *Journal of Ecology* 97: 1243–1251.
- Rossum F. Van. (2009): Succession stage variation in population size in an early-successional herb in a peri-urban forest. – *Acta Oecologica* 35: 261–268.
- Scholz H. (1975): Grassland evolution in Europe. – *Taxon* 24: 81–90.
- Scholz H. (1993): Eine unbeschriebene Anthropogene Goldrute (*Solidago*) aus Mitteleuropa. – *Floristische Rundbriefe* 27: 7–12.
- Slavíková J. (1982): *Ekologie rostlin*. – Univerzita Karlova v Praze, Praha.
- Sorte F. A. La, Mckinney M. L., Pyšek P., Klotz S., Rapson G. L., Celesti-Grapow L., & Thompson K. (2008): Distance decay of similarity among European urban floras: The impact of anthropogenic activities on β diversity. – *Global Ecology and Biogeography* 17: 363–371.
- Sukopp H. (2004): Human-caused impact on preserved vegetation. – *Landscape and Urban Planning* 68: 347–355.

- Sukopp H. & Starfinger U. (1999): Disturbance in urban ecosystems. In Walker L.R. (ed.), *Ecosystems of Disturbed Ground*, s. 397–412. – Elsevier.
- Sukopp H. & Werner P. (1983): Urban environments and vegetation. In Holzner W., Werger M.J.A., & Ikusima I. (ed.), *Man's impact on vegetation*, s. 247–260. – Dr. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London.
- Sukopp H. & Wurzel A. (2003): The effects of climate change on the vegetation of central European cities. – *Urban Habitats* 1: 66–86.
- Štajerová K., Šmilauer P., Brůna J., & Pyšek P. (2017): Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. – *Landscape Ecology* 32: 681–692.
- Thompson K. & McCarthy M. A. (2008): Traits of British alien and native urban plants. – *Journal of Ecology* 96: 853–859.
- Tilman D. (1986): Evolution and differentiation in terrestrial plant communities: the importance of the soil resource: light gradient. In Diamond J.M. & Case T.J. (ed.), *Community ecology*, s. 359–380. – Harper & Row, New York.
- Townsend C. R., Begon M., & Harper J. L. (2010): *Základy ekologie*. – Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc.
- Vosátka M. (2002): Houbový internet v půdě. – *Živa* 2002: 203–205.
- Wang H. F., Qureshi S., Qureshi B. A., Qiu J. X., Friedman C. R., Breuste J., & Wang X. K. (2016): A multivariate analysis integrating ecological, socioeconomic and physical characteristics to investigate urban forest cover and plant diversity in Beijing, China. – *Ecological Indicators* 60: 921–929.
- Wania A., Kühn I., & Klotz S. (2006): Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany - Spatial gradients of species richness. – *Landscape and Urban Planning* 75: 97–110.
- Westermann J. R., Lippe M. von der, & Kowarik I. (2011): Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. – *Basic and Applied Ecology* 12: 29–37.
- Wichmann M. C., Alexander M. J., Soons M. B., Galsworthy S., Dunne L., Gould R., Fairfax C., Niggemann M., Hails R. S., & Bullock J. M. (2009): Human-mediated dispersal of seeds over long distances. – *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society* 276: 523–532.
- Wittig R. (1993): Flora und Vegetation. In Sukopp H. & Wittig R. (ed.), *Stadtökologie*, s. 198–238. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- Wittig R. (2004): The origin and development of the urban flora of Central Europe. – *Urban Ecosystems* 7: 323–329.

Wittig R. & Becker U. (2010): The spontaneous flora around street trees in cities-A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. – *Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 704–709.

Zerbe S., Maurer U., Schmitz S., & Sukopp H. (2003): Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. – *Landscape and Urban Planning* 62: 139–148.

* – sekundární citace