JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

DISERTAČNÍ PRÁCE

Hodnocení revitalizačních akcí z hlediska biodiverzity a plnění ekosystémových služeb

Ing. Marcela Prokopová

2010

Školitel: **Doc. RNDr. Pavel Cudlín, CSc.**
Ústav systémové biologie a ekologie AV ČR, v.v.i.
České Budějovice

Poděkování

Velmi ráda bych poděkovala svému školiteli Doc. RNDr. Pavlu Cudlínovi, CSc. za vedení a zajištění této práce a za rady a pomoc v průběhu mého studia. Chtěla bych také poděkovat Ing. Renatě Burešové, Ph.D. za ochotu a pomoc při zpracování dat v prostředí GIS a RNDr. Martinu Haisovi za pomoc se zpracováním dat DPZ. Také bych chtěla poděkovat všem dalším spolupracovníkům, kteří mi poskytovali rady a připomínky a všem ostatním kolegům nejen z Ústavu systémové biologie a ekologie a Laboratoře aplikované ekologie, se kterými jsem měla možnost spolupracovat.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat rodině a přátelům za obětavost a podporu.

Prohlašuji, že jsem disertační práci vypracovala samostatně na základě vlastních zjištění a za pomoci uvedené literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním disertační práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

…….

V Českých Budějovicích dne 2.9.2010

OBSAH:

1. ÚVOD 7

2. CÍLE A HYPOTÉZY 9

3. LITERÁRNÍ PŘEHLED 11

3.1 REVITALIZACE A JEJÍ CÍLE 11
3.1.1 Vymezení pojmu revitalizace 11
3.1.2 Revitalizační cíle 13
3.1.3 Revitalizační metody 15
3. 2 VYUŽITÍ INDIKÁTORŮ 17
3.2.1 Vymezení a vlastnosti indikátorů 17
3.2.2 Výběr indikátoru pro konkrétní případy 18
3.2.3 Indikátory založené na výskytu a uspořádání bioty 19
3.2.4 Indikátory založené na funkcích a procesech 20
3.2.5 Problémy při používání indikátorů 21
3.3 DYNAMICKÝ POHLED NA REVITALIZACE 22
3.3.1 Vývoj revitalizací v čase 22
3.3.2 Sukcese 25
3.3.3 Disturbance a disturbanční režimy 26
3.3.4 Přirozené a antropogenní překážky sukcese nebo vývoje revitalizace 27
3.4 EKONOMICKÉ METODY PRO HODNOCENÍ KVALITY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ 28
3.5 METODY HODNOCENÍ EKOLOGICKÉ KVALITY KRAJINY A JEJÍCH ČÁSTÍ 30
3.5.1 Hodnocení stavu a uspořádání biotopů (hodnocení struktury ekosystémů) 31
3.5.2 Hodnocení ekosystémových funkcí 37
3.6 VZTAH MEZI USPOŘÁDÁNÍM BIOTOPŮ A EKOSYSTÉMOVÝMI FUNKCEMI 43
3.6.1 Vztah biodiverzity a ekosystémových funkcí 43
3.6.2 Vztah kategorií využití území a látkových toků 46
3.6.3 Metody hodnocení, které zahrnují strukturní i funkční aspekty 49

4. METODY 52

4.1 VÝCHODISKA PRO VÝVOJ METODIKY 52
4.2 POSTUP ŘEŠENÍ PŘI VYTVÁŘENÍ METODIKY 57
4.2.1 Výběr možných variant revitalizačních opatření 57
4.2.2 Výběr hodnotících metod 57
4.2.3. Stanovení hodnoty kritérií (indikátorů) ekosystémových funkcí pro jednotlivé funkční skupiny typů biotopů 66
4.2.4. Metody pro odhad vývoje revitalizačních akcí v čase 71
4.3 VERIFIKACE NAVRŽENÉ METODIKY NA KONKRÉTNÍCH REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍCH 73
4.3.1 Výběr vhodných revitalizačních opatření 73
4.3.2 Charakteristika území, informace z projektové dokumentace AOPK a z dat DPZ 75
4.3.3 Terénní průzkum 75
4.3.4 Určení typů biotopů a jejich rozlohy 76
4.3.5 Hodnocení vývoje ekosystémových funkcí a biodiverzity v čase 77

5.VÝSLEDKY 81

5.1 VÝBĚR VHODNÝCH INDIKÁTORŮ EKOSYSTÉMOVÝCH FUNKCÍ 81
5.1.1 Zjednodušení metody, vyřazení nadbytečných indikátorů 82
5.1.2 Výpočet celkové hodnoty za určené období, porovnání výsledků při volbě různě dlouhých časových úseků 83
5.2 NÁVRH METODY HODNOCENÍ REVITALIZAČNÍCH OPATŘENÍ 85
5.2.1. Úprava hodnotících parametrů ekosystémových funkcí 85
5.2.2 Výsledná podoba metodiky hodnocení revitalizačních akcí 87
5.2.3 Demonstrace použití metody na akci „Revitalizace Kleštínského potoka“ 88
5.2.4 Metoda pro výpočet hodnoty ekosystémových služeb 94
5.3 APLIKACE NAVRŽENÉ METODY NA VYBRANÁ REVITALIZAČNÍ OPATŘENÍ 95
5.3.1 Časový vývoj hodnot biodiverzity a plnění funkcí ekosystémů při různých variantách revitalizačních opatření 95

5.3.2 Hodnocení vybraných revitalizačních opatření z hlediska poskytování ekosystémových služeb *100*

6. DISKUSE **107**

6.1 POUŽITELNOST METODY 107
6.2 VÝHODY A NEVÝHODY METODY 107
6.3 VYUŽITÍ DYNAMICKÉHO POHLEDU NA REVITALIZACE 109
6.3.1 Proč hodnocení v čase *109*
6.3.2 Využití teorie spontánní sukcese a potenciální přirozené vegetace *110*
6.4 VYUŽITÍ HODNOCENÍ BIOTY I EKOSYSTÉMOVÝCH FUNKCÍ 112
6.4.1 Vztah hodnocení biodiverzity a hodnocení ekosystémových funkcí *112*
6.4.2 Metoda pro hodnocení bioty *113*
6.4.3 Biotop jako hodnotící jednotka *115*
6.4.4 Indikátory ekosystémových funkcí *118*
6.5 VZTAH EKOSYSTÉMOVÝCH FUNKCÍ, SLUŽEB A EKOLOGICKÉ STABILITY 120
6.6 VÝSLEDKY HODNOCENÍ A VÝZNAM REVITALIZACÍ 122
6.7 NÁMĚTY PRO DALŠÍ VÝZKUM 124
6.7.1 Zpřesnění odhadu vývoje revitalizací v čase a zjednodušení jeho použití *124*
6.7.2 Zpřesnění dat pro korekční koeficienty *125*
6.7.3 Propojení metodiky s metodami přímého měření funkcí *125*
6.7.4 Podrobnější rozpracování hodnocení krajinné úrovně *126*
6.7.5 Ověření metodiky na statisticky významném vzorku revitalizačních akcí *127*

7. ZÁVĚR **128**

8. LITERATURA **131**

9. SOUHRN **143**

10. SUMMARY **145**

Seznam použitých zkratek:

AOPK	Agentura ochrany přírody a krajiny
BPEJ	Bonitované půdně-ekologické jednotky
BVM	Metoda hodnocení biotopů (Biotope Valuation Method)
C	Uhlík
CN (křivky)	Curve Number, křivky vyjadřující náchylnost plochy k erozi
DOC	Rozpuštěný organický uhlík (Dissolved Organic Carbon)
DPZ	Dálkový průzkum Země
EF	Ekosystémové funkce
EU	Evropská unie
FQAI	Index hodnocení floristické kvality (Floristic Quality Assessment Index)
GIS	Geografický informační systém
HEA	Analýza náhrady habitatu pro kvantifikaci ekologické újmy (Habitat Equivalency Analysis)
IBI	Index biotické integrity
IPS	Index předchozích srážek
ITC	Index trofické kompletnosti (Index of Trophic Completeness)
LAI	Index listové plochy (Leaf Area Index)
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
N	Dusík
NOAA	US National Oceanic and Atmospheric Administration
NRC	US National Research Council
OECD	Organizace pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (Organisation for Economic Co-operation and Development)
PD	Projektová dokumentace
PPK	Program péče o krajinu
ppv	Potenciální přirozená vegetace
PRŘS	Program revitalizace říčních systémů
RIVPACS	Systém pro klasifikaci a predikci říčních bezobratlých (River Invertebrate Prediction and Classification system)
SER	Společnost pro ekologickou revitalizaci (Society for Ecological Restoration)
SERCON	Systém hodnocení říčních toků za účelem jejich ochrany (System for Evaluating Rivers for Conservation)
TTP	Trvalý travní porost
WET	Metoda hodnocení mokřadů (Wetland Evaluation Technique)
ŽP	Životní prostředí

1. Úvod

Vzhledem k tomu, že minulá i současná devastace přírodních ekosystémů vedla a vede ke snižování biodiverzity, ekologické stability území a k redukci poskytování ekosystémových služeb, objevila se snaha tyto problémy kompenzovat tzv. revitalizačními opatřeními. V České republice se s revitalizacemi začalo již v období centrálně plánované ekonomiky a následně pak v devadesátých letech, přičemž jejich hlavním cílem byla náprava škod na krajině, vzniklých v období kolektivizace zemědělské půdy.

Do dnešní doby se metody revitalizačních opatření značně vyvinuly. Převzaly se také bohaté zkušenosti ze západní Evropy, zaměřené převážně na maximální využití přirozených ekosystémových procesů. Volba vhodného opatření na konkrétním území je ovšem stále předmětem sporů. Někteří odborníci navrhují ekologickou obnovu s využitím spontánní sukcese (Řehounek a kol., 2010), jiní prosazují razantnější zásahy. Aktuální stav revitalizované plochy a požadovaný cílový stav sice mohou použití některých revitalizačních metod vyloučit, často je však možné využít celou škálu metod od ponechání plochy spontánní sukcesi po technickou a sadovnicky nákladnou revitalizaci. Výsledný přínos se u rozdílných typů návrhů nesnadno porovnává a to zejména proto, že předpokládaný efekt nastává často až po několika letech, někdy dokonce až po několika desítkách let, přičemž každý typ cílového biotopu má tuto dobu „rozvoje“ odlišnou.

Často se také objevují podezření, týkající se motivace zadavatelů revitalizací, případně realizačních firem. To souvisí s faktem, že se na realizaci revitalizací vynakládají nemalé prostředky ze státního rozpočtu v rámci krajinotvorných programů ministerstva ŽP, z menší části i MZe. Ty se pohybují v rozmezí desítek až stovek miliónů korun ročně (Vrána, 2004; Vokasová, 2008; AOPK, 2009). V následujících letech, v souvislosti s přesunutím zdrojů financování na strukturální fondy Evropské unie, se předpokládá jejich další zvyšování až na téměř 380 mil Kč (odhad pro výdaje do roku 2014, MŽP).

Proto je nanejvýš účelné, aby byl přínos revitalizačních akcí pro krajinu co nejtransparentnější, v ideálním případě kvantitativně vyjádřen a přehledně znázorněn. Možnost kvantifikace výsledného efektu revitalizace ve smyslu zhodnocení biodiverzity i plnění ekosystémových funkcí a z nich plynoucího poskytování služeb ekosystémů

před zásahem a po zásahu by proto velmi pomohla v rozhodovacím procesu o zvoleném typu revitalizace a následně i pro prokázání výsledného přínosu v porovnání s vynaloženými prostředky.

Tato práce je převážně metodická s cílem vyvinout metodiku pro hodnocení přínosu revitalizačních akcí. Částečně navazuje na projekt Českého ekologického ústavu (2003), který se zabýval hodnocením a oceňováním biotopů České republiky. Při řešení dílčích problémů tohoto projektu, zejména metody pro ocenění hodnoty biotopů pomocí analýzy nákladů na revitalizační akce, vyplynula potřeba vytvoření metodiky, která by byla schopna zachytit vývoj plochy v čase. Jelikož se během posledních let posunul náhled na revitalizační ekologii směrem k ekosystémovým službám, jež jsou považovány za hlavní cíl revitalizací a předmět hodnocení jejich úspěšnosti, byla následná práce na vývoji metodiky provedena v rámci projektu Ústavu systémové biologie a ekologie AV ČR, zaměřeného na hodnocení ekosystémových funkcí a služeb.

2. Cíle a hypotézy

Cílem této práce bylo vyhledat a posoudit stávající metody pro hodnocení revitalizačních akcí, případně pro obecné hodnocení ekologického přínosu v různých časových obdobích a na základě nich vypracovat metodu pro hodnocení efektivity revitalizačních akcí, jež by byla aplikovatelná již ve fázi projektu na co nejširší okruh typů a intenzit revitalizačních opatření. Díky možnosti hodnocení a srovnání alternativních řešení bude metoda schopna odhalit a vyloučit neefektivní varianty a vybrat tu, jež bude největším přínosem pro kvalitu prostředí z hlediska diverzity různých úrovní (diverzita druhů, biotopů, krajinná diverzita) a ekosystémových funkcí a služeb.

Dalším cílem práce bylo ověření metody na vzorku vybraných revitalizačních opatření, zhodnocení možnosti využití metody a úprava metodiky tak, aby co nejlépe vyhovovala místním podmínkám. Kromě hypotetického hodnocení navrhovaných alternativ a jejich porovnání umožní metoda rovněž hodnocení již zrealizované akce na základě terénního průzkumu. Takovéto hodnocení se uplatní zejména u plošně rozsáhlejších akcí, jejichž hlavním revitalizačním cílem byla výrazná změna biotopů a výsledky jsou patrné již po několika letech po realizaci.

Práce využívá porovnání hodnocení biodiverzity a ekosystémových funkcí v časovém vývoji. Přestože je každý projekt revitalizace ve své podstatě nucen zabývat se odhadem vývoje plochy do budoucna, což je logicky dáno tím, že cílový stav nastává až po několika desítkách let, existuje jen velmi málo prací, používajících vývojové křivky revitalizovaných území. Odborníci se vytváření vývojových křivek vyhýbají z důvodů nedostatku podkladů pro modelování a velké nejistotě a potenciální nepřesnosti. Ambicí této práce rozhodně není vytvoření metody, schopné odhadovat s dostatečnou přesností vývoj revitalizovaných ploch. Cílem byla spíše vizualizace a zpřehlednění toho, s čím i samotný projektant musí při plánování akce počítat, tedy alespoň přibližného odhadu vývoje revitalizované plochy v čase.

Tento vývoj revitalizace v časovém průběhu pomáhá zodpovědět některé otázky, například: jak spolu bude v hodnocených případech souviset vývoj hodnot biodiverzity podle metody BVM s vývojem hodnot indikátorů ekosystémových funkcí a zda se potvrdí hypotéza podobného průběhu křivek, jež vychází z předpokladu souvislosti mezi ekosystémovými funkcemi a biodiverzitou (Hughes a Petchey, 2001; Hooper, 2005), dále jaký je časový vývoj jednotlivých indikátorů ekosystémových funkcí

u různých typů revitalizací, zda jsou vybrané indikátory vhodné a jejich průběh v čase odpovídá předpokladu, že s postupujícím časem se hodnoty zvyšují. Zakomponování jednotlivých indikátorů do celkové metodiky umožňuje porovnat hodnocené varianty revitalizačních akcí a vybrat tu nejefektivnější.

Vývojové křivky hodnocení rovněž pomáhají sledovat a uvědomit si, v jakém časovém horizontu nastane nejvýraznější revitalizační efekt a jak se v tomto ohledu liší různé typy revitalizačních opatření. Předpoklad je takový, že revitalizační akce vyšší intenzity mají kladný efekt kumulovaný spíše do počátečních období, kdežto revitalizace nižší intenzity sice do pozdějšího období, ale s vyšším celkovým přínosem. Hypotéza je taková, že pokud se do hodnocení zahrne delší časové období, bude výsledek hodnocení hovořit ve prospěch spontánní sukcese.

V rámci aplikace metody na konkrétní revitalizační akce jsou rovněž porovnány velikosti přínosu jednotlivých typů akcí.

3. Literární přehled

3.1 Revitalizace a její cíle

Pro stanovování efektivity revitalizačních akcí je nutné, abychom si nejprve ujasnili samotný termín ekologická revitalizace (Higgs, 1997). Je to pojem, který se v odborné literatuře vyskytuje v mnoha souvislostech, přičemž každý autor vnímá jeho význam trochu jinak. V souvislosti s nápravou poškozených či degradovaných ekosystémů se používají ještě další příbuzné termíny, které reflektují rozdíly v konkrétním cíli, intenzitě či způsobu zásahu, nebo stavu výchozího biotopu či ekosystému.

3.1.1 Vymezení pojmu revitalizace

Revitalizace je v České republice ustálený pojem, který má oproti svému mnohem méně používanému anglickému protějšku "revitalization" daleko širší význam a odpovídá tedy spíše definici pojmu restoration. Jeho oficiální definice, vydaná Společností pro ekologickou revitalizaci (SER - Society for Ecological Restoration), zní následovně: ekologická revitalizace (ecological restoration) je proces, který pomáhá obnovovat a udržovat ekologickou integritu. Ekologická integrita souvisí s biodiverzitou, ekologickými procesy a strukturami, regionálním a historickým kontextem a udržitelným využíváním zdrojů (SER, 1999).

V zahraniční odborné literatuře nalezneme kromě tohoto nejpoužívanějšího výrazu také následující termíny, týkající se snah o určitou kompenzaci lidského vlivu na přírodu: "rehabilitation", jakožto zmírnění degradace a snaha o obnovu částí struktury nebo funkce ekologického systému bez nutných snah o dotažení obnovy do nějakých specifických výchozích podmínek – například opětovné osázení původně zalesněné plochy pro prevenci eroze (Whisenant, 1999; Walker a del Moral, 2003). Jeho český ekvivalent rehabilitace se používá pro postupný management, vedoucí k posílení funkcí ekosystému, přičemž cílový stav nedosahuje kvalit přírodě blízkých ekosystémů a použité rostlinné druhy nemusí být na ploše původní. Je to návrat či alespoň přiblížení k původní antropoekologické stabilitě a estetickým kvalitám, tedy záměrná a člověkem řízená obnova kulturní krajiny (Petříček, 2002).

V souvislosti s těžbou se používá pojem "reclamation", což jsou revitalizační práce prováděné na nejvíce degradovaných plochách. Jedná se o nutný první krok v revitalizačním procesu, neboť není dosažen přírodě blízký stav (Walker a del Moral,

2003). Tento pojem odpovídá nejvíce českému pojmu rekultivace, který se používá pro případ radikální nápravy silně degradovaných ekosystémů do alespoň přijatelné podoby, plnící základní ekologické funkce. Poněkud užší vymezení má pojem bioremediation, což je revitalizační technika zaměřená na krátkodobé využití aktivity specifických druhů schopných akumulovat v biomase toxické látky k úpravě chemických podmínek půdy (Dobson a kol., 1997). "Re-creation" se snaží o celkovou obnovu ekosystému na ploše tak zdevastované, že zde již nezbývá nic k revitalizování (van der Molen a Boers, 1999).

"Mitigation" je snaha o odvrácení nebo minimalizaci ekologické újmy, způsobené rozvojem průmyslu, urbanizací a jinými lidskými aktivitami. Jedná se o komplexnější projekt, jehož součástí je plán revitalizace území (SER, 1999). Částečně odpovídá současné interpretaci dříve zkompromitovaného pojmu meliorace, což je dnes chápáno jako náprava přírodních podmínek tak, aby systém lépe plnil určité služby (Slavík, ústní sdělení); kromě ekologického hlediska tu však, stejně jako v minulosti, přistupuje ještě ekonomický zájem.

Mezi akce s menší intenzitou zásahů patří "recovery", jenž zahrnuje ponechání systému vlastním procesům, obecně s předpokladem, že získá žádané atributy cestou spontánní sukcese. Revitalizátoři se pouze snaží doplnit nebo oživit přírodní procesy (Ruprecht, 2006). Podobného principu využívá re-introduction, jež vychází z předpokladu, že re-introdukce vzácných a význačných druhů, vhodných pro jednotlivá sukcesní stádia, přispívá k vytvoření přírodě blízkého společenstva, což platí zejména u rostlin. Výraz re-introduction se může používat také v souvislosti s obnovou tradičního managementu krajiny (Nienhuis a kol., 2002). Těmto pojmům se blíží také český termín renaturalizace (Just a kol., 2003). Je to méně intenzivní zásah, pracující se schopností přirozené obnovy a související s pojmem řízená sukcese.

Pojem "revitalization", vzbuzující dojem, že jde o výraz, ze kterého vznikl u nás nejběžnější termín revitalizace, je v zahraničí používán pouze pro soubor snah a opatření vedoucích k „oživení" krajiny nebo její části, a tím ke zvýšení jejích ekologických kvalit, a to například dodáním živin do degradovaných lesních porostů (Fluckiger a Braun, 1995). Méně používaný je pojem restaurace, který napovídá, že se jedná o vytvoření ekosystému co nejpodobnějšího referenčnímu stavu (přirozenému či přírodě blízkému) a je pravděpodobně odvozen od anglického "restoration".

Bohužel ani v případě termínu "restoration" (který bude dále v tomto textu překládán jako revitalizace) se odborníci neshodují na jeho přesném významu ani na konkrétním účelu, který by měla revitalizace plnit. Ekologická revitalizace může být chápána jako proces cílené obnovy degradovaného nebo zničeného ekosystému (Perrow a Davy, 2002). Striktnější definici navrhuje NRC (US National Research Council): revitalizace je návrat ekosystému do stavu blízkého podmínkám před poškozením pomocí nápravy ekologické újmy a opětovného vytvoření struktury a funkcí s cílem obnovy samoregulačního systému, jež je integrován do krajiny, v níž se vyskytuje (NRC, 1992). Dosažení tohoto cíle je velice komplikované, proto se zde dodává, že revitalizace by měla přinejmenším přivést ekosystém na vzestupnou vývojovou trajektorii při současném odstranění všech antropogenních stresových faktorů. Revitalizaci můžeme také definovat jako návrat struktury a funkcí ekosystému do přirozeného (referenčního) stavu (Block a kol., 2001). Je to zásah člověka, vedoucí k obnově integrity přírody, jež je ohrožena nebo zcela zničena lidskými aktivitami, jako je zemědělství, průmysl, těžba nebo rekreace (Swart a kol., 2001). Revitalizace by pak (alespoň v biocentrickém pojetí) měla umožnit obnovu ekologické integrity a přirozených sukcesních a evolučních možností (Samways, 2000).

3.1.2 Revitalizační cíle

Stanovení realistických a dostatečně specifikovaných cílů revitalizace je základní podmínkou jak pro úspěšnost akce, tak i pro možnost jejího hodnocení (Holl a Cairns, 2002; Ehrenfeld, 2000). Na mnoha příkladech je zřejmé, že definování revitalizačních cílů je odvozeno od konkrétního směru aplikované ekologie (Ormerod, 2003). Odborníci na ochranu přírody vnímají revitalizaci jako obnovu ohrožených druhů a populací (např. obnova populace lososa; Feist a kol., 2003), environmentální ekologové jako obnovu kvality vody, vzduchu a vody (např. obnova kvality vody říčního systému; Gilvear, 2002), krajinní ekologové se snaží obnovovat optimální strukturu a propojenost biotopů (pomocí hodnocení struktury land-use; Gergel, 2002), agroekologové nahlížejí na revitalizace z pohledu produktivity agroekosystémů a ochrany zemědělské půdy (např. Keesing a Wratten, 1998).

Vnímání revitalizačních cílů se mění také podle toho, zda je upřednostňován biocentrický či antropocentrický postoj ve vztahu k přírodě, tedy do jaké míry se vedle čistě ekologických cílů připojují také cíle sociální, politické apod. Již Higgs (1997) definoval tzv. rozšířenou koncepci revitalizace, která zahrnuje kromě ekologického

hlediska také další aspekty (např. ekonomické, historické, kulturní, sociální, morální a estetické). Dalším příkladem použití tohoto termínu je revitalizace ve smyslu zajištění služeb ekosystémů, tj. materiálových a energetických toků, fyzikálních a chemických vlastností, jako je kvalita vody, půdotvorné procesy a vytváření biologických struktur (Ehrenfeld, 2000). Pozdější diskuze o revitalizacích, podporované teorií redukcionismu a neo-redukcionismu, se snaží vyvrátit zakořeněný náhled na ekosystém jako na organismus, disponující zdravím či integritou a vidí revitalizaci spíše ve smyslu vytváření hodnot, kladně hodnocených společností (Davis a Slobodkin, 2004), které můžeme obecně označit za služby ekosystémů.

V rámci biocentrického náhledu se pak odborníci zaměřují buď na obnovu ekologických funkcí nebo na opětovné vytvoření struktur ekosystémů na různých úrovních. V minulosti se kladl relativně větší důraz na obnovování struktur ve smyslu druhového složení, které odpovídá přírodním a přírodě blízkým biotopům; na krajinné úrovni to pak byla obnova krajinné diverzity se zastoupením typických biotopů pro daný bioregion. V současnosti je stejná pozornosti věnována také obnově ekologických funkcí ve smyslu toku energie a materiálů skrze soubor biotických a abiotických složek ekosystému (Chapin a kol., 2000). Mnoho autorů začleňuje do své definice revitalizačního cíle oba aspekty, strukturu i funkčnost ekosystému (např. Block a kol., 2001; Ehrenfeld, 2000).

Specifické cíle revitalizací se liší také podle použitého měřítka. Mohou například vycházet z autekologie a zaměřovat se na konkrétní druhy. Je-li východiskem krajinné hledisko, které se zaměřuje více na pochopení celé dynamiky v povodí, je cílem revitalizace integrovat procesy malého měřítka (například půdní ekologie a ekologie druhů) do rámce celého ekosystému a procesů, které probíhají na jeho úrovni (Ehrenfeld, 2000). Převedeme-li tentýž princip na strukturu, je to integrace revitalizované plochy do většího ekologického celku (Cairns, 1995). V krajinném měřítku by měly být revitalizační cíle definovány s ohledem na základní cíle ochrany přírody: reprezentativnost (správné procentické zastoupení jednotlivých typů), udržování evolučních procesů, udržování životaschopných populací a resilienci ekosystémů (Mansourian a kol., 2005).

Ať už je revitalizační cíl definovaný podle jakéhokoliv hlediska, je důležité, aby byl v daných podmínkách realistický. Před stanovením nerealistických cílů (např. obnovy degradovaných ekosystémů do referenčních podmínek atd.) varují Zedler a Callaway

(1999) a Choi (2004). Degradované ekosystémy jsou podle nich natolik poškozené a vystavené stresu, že už se nikdy plně nezotaví – proto je třeba raději zvolit náhradní ekosystém.

3.1.3 Revitalizační metody

Na zvoleném cíli revitalizace a na současném stavu a typu revitalizované plochy závisí použitá revitalizační metoda. Metody se dají nejsnáze rozdělit podle intenzity zásahu. Je nutné si uvědomit příčiny vedoucí k degradaci nebo bránící ekosystému, aby samovolně a v požadovaném čase zregeneroval do námi stanoveného cílového stavu. Důležité je, zda jsou to aspekty fyzikální, chemické či pouze biologické (Walker a Moral, 2003). Mezi nezbytné informace při rozhodování o typu revitalizace tedy patří a) původní (referenční) stav narušeného ekosystému, b) faktory, vedoucí k jeho degradaci (příčiny symptomů) a c) typy akcí, které vedou k obnově požadovaných vlastností - znalost revitalizačních postupů (Hobbs a Harris, 2001).

Spontánní sukcese

Aby revitalizační zásah nebyl zbytečně nákladný, je třeba zhodnotit potenciál systému k přirozené obnově, tj. zda je ekosystém schopen přirozeného návratu do námi vyžadované (referenční) podoby cestou spontánní sukcese a je-li doba k tomu nutná pro nás přijatelná.

To vyžaduje zhodnocení stavu přírodních procesů a případných rizik (Whisenant, 1999). Velmi záleží na podmínkách prostředí a okolní krajině. Vyskytují-li se v blízkém okolí revitalizované plochy biotopy s podobným druhovým složením jako je cílový stav a nebrání-li uchycení (ecesi) a udržení (facilitaci) rostlin nevhodné fyzikální nebo chemické podmínky (Walker a Moral, 2003), případně opakované disturbance či vysoký stres, je pravděpodobné, že plocha bude v krátké době samovolně osídlena žádoucími druhy a sukcese do cílového stavu proběhne poměrně rychle. Podle Řehounka a kol. (2010) se spontánní sukcese jeví jako nejpříhodnější obnova území po ukončení těžby, zejména pokud je v okolí dostatek polopřirozených stanovišť.

Řízená sukcese

Na plochách, kde jsou vhodné podmínky k rozvoji cílových společenstev, ale chybí zdroje diaspor nebo mechanismy pro jejich šíření, je vhodné vyžít cestu tzv. řízené sukcese. Je to téměř samovolný vývoj s relativně malými lidskými zásahy, které podporují žádoucí směr sukcese. Většinou se jedná o dodání diaspor, ale může jít také

o ovlivňování konkurence pomocí určitého managementu, nebo vytváření vhodného prostředí pro živočichy šířící semena rostlin (např. ptáky). Cílem je urychlení vývoje do relativně stabilnějšího stavu (Luken, 1990).

Ekologická revitalizace / renaturalizace

Tento typ revitalizace má blízko k předešlému typu, pokud se nějak liší, pak pouze relativně zvýšenou intenzitou zásahů. Může se jednat například o dílčí výsadby rostlinných druhů, které se následně samy šíří na zbytek plochy. Je to snaha o přetváření prostředí za pomoci přirozených procesů, jež má za cíl vytváření ekologicky stabilních společenstev a krajin, které jsou trvalé a vyvíjí se směrem k požadovaným podmínkám. Je to málo intenzivní a levná revitalizace, sloužící spíše k nastartování žádoucího vývoje, než k vytváření cílového stavu. Může ovšem trvat poměrně dlouho, než se plocha vyvine do žádoucí podoby (Whisenant, 1999).

Lesnická a sadovnická výsadba

V souvislosti s výsadbou dřevinných prvků, zejména remízů a plošně rozsáhlejších výsadeb, se rozlišuje sadovnické a lesnické založení. Opět je zde rozdíl v nákladnosti opatření. U sadovnického typu výsadby se používají mnohem vyspělejší sazenice, které se sází do cílového sponu a na okolní ploše se udržuje sekaný trávník. Lesnický typ využívá levný školkařský materiál zasazený v hustém sponu, regulovaném pozdějšími probírkami.

Technická revitalizace, rekultivace

Je-li plocha již natolik degradovaná, že je nutné napřed změnit její fyzikální nebo chemické podmínky, aby bylo možné přistoupit k introdukci rostlin a živočichů cílového společenstva (případně společenstva mladšího sukcesního stadia, které je schopné se postupně vyvíjet požadovaným směrem), je nutné přistoupit k rekultivaci. Na plochách, kde je díky silným stresovým faktorům nebo antropogenním disturbancím obtížné dosažení přírodě blízkého stavu ekosystému, je vytvořeno náhradní společenstvo, které nedosahuje příliš velké ekologické hodnoty, ale je schopné plnit alespoň částečně základní ekologické funkce.

Agronomická revitalizace

Tato nákladnější revitalizace je vhodná tam, kde jsou vhodné podmínky pro vysokou produkci. Používá tradičních zemědělských metod a nástrojů a spočívá v intenzivní

změně prostředí a umělé přípravě podmínek pro pěstování rostlin. Je rychlá, ale nákladná a navíc může mít krátkou životnost (Whisenant, 1999).

3. 2 Využití indikátorů

3.2.1 Vymezení a vlastnosti indikátorů

Ani tým odborníků není schopen hodnotit veškeré vlastnosti ekosystému. Výběr hodnotitelných parametrů, které mají dostatečný vypovídající význam (tzv. indikátorů), je proto zcela zásadním krokem monitorovacího programu. Indikátory umožňují efektivní hodnocení vlivu antropogenních disturbancí na ekosystém, využitelné jak pro ochranu přírody, tak pro krajinné plánování či hodnocení revitalizačních opatření (Carignan a Villard, 2002). Indikátorem může být vybraná funkční charakteristika, s ní související charakteristika fyzikálního prostředí, nebo charakteristika druhová (druhové bohatství, výskyt určitého druhu či skupiny druhů atd.). Indikační druhy lze rozdělit na pozitivní - druhy charakteristické pro nedisturbované plochy a negativní - druhy, které jsou spjaté s vysokým stupněm disturbancí (Carignan a Villard, 2002). Pro aplikovanou ekologii a zejména pro rozhodovací proces jsou důležité jednoduché indikátory, protože přímé měření ekosystémových funkcí není možné z časových a finančních důvodů (King, 1997, *sec*. Eiswerth a Haney, 2001).

Vlastnosti, jež by měla kritéria splňovat

Většina odborníků se shoduje na tom, že indikátory by měly být:

1) jednoduché, snadno hodnotitelné či měřitelné a dobře interpretovatelné (Cairns kol., 1993; Bradford, 1998; Carignan a Villard, 2002);

2) široce aplikovatelné a použitelné na velké plochy (Cairns a kol., 1993; Bradford, 1998);

3) diagnostické, s jasným vztahem ke konkrétním prvkům, procesům či kvalitám (Cairns a kol., 1993; Perrow a Davy, 2002);

4) rychle reagující, poskytující včasné varování (Carignan a Villard, 2002);

5) schopné indikovat nejen existenci změny, ale také její příčinu (Carignan a Villard, 2002);

6) schopné poskytovat kontinuální hodnocení při různých stupních antropogenních disturbancí a stresu (Carignan a Villard, 2002);

7) nákladově- efektivní (Carignan a Villard, 2002);

8) biologicky a sociálně relevantní (Cairns a kol., 1993);

9) měřitelné ve vhodném měřítku (Cairns a kol., 1993).

Pokud se zaměříme přímo na indikační druhy, pak kromě výše zmíněných vlastností by to měly být druhy citlivé na antropogenní změny a stres (Cairns a kol., 1993), specialisté na určitý typ biotopu (Carignan a Villard, 2002) a jejich populace by měly vykazovat jen nepatrné fluktuace (Perrow a Davy, 2002).

3.2.2 Výběr indikátoru pro konkrétní případy

Indikátory se samozřejmě liší podle konkrétního účelu použití. Duelli a Obrist (2003) se zabývali indikátory biodiverzity v zemědělských oblastech a navrhli tři oblasti hodnocení, z nichž každá je zastoupena skupinou indikátorů:

1) ekologie (resilience, funkčnost), hodnocení je založeno na druhové diverzitě;

2) biologická kontrola - diverzita antagonistů potenciálních škůdců;

3) ochrana - ochrana a zvýšení stavu ohrožených druhů (Duelli a Obrist, 2003); důležité jsou indikátory, které kombinují diverzitu a diverzitu v ohrožení, jež bere v úvahu výskyt vzácných a ohrožených druhů, případně vzácných společenstev či biotopů nejvíce ohrožených lidskou činností (Eiswerth a Haney, 2001).

Při volbě indikátoru pro hodnocení revitalizace by se měl vzít v úvahu vztah k spontánní sukcesi, aby bylo zřejmé, jak moc revitalizace zrychlí sukcesní proces. Nemělo by se opomenout hodnocení potravní sítě a vztahů ve společenstvu (biogeochemické cykly, produkce; Rosenthal, 2003).

Volba indikátoru se odvíjí nejen od účelu hodnocení, ale také od typu hodnoceného biotopu nebo ekosystému. U silně dynamických ekosystémů, pro něž je nejvýznamnějším faktorem režim disturbance a které jsou otevřené (mají velké vstupy i výstupy), je vhodnější měřit přímo ekosystémové funkce, protože biota se příliš rychle mění v závislosti na těchto procesech (má malou perzistenci) a zaznamenání jejího momentálního stavu tedy nemá příliš velkou vypovídající hodnotu. Naopak u rovnovážných a uzavřených ekosystémů, u kterých jsou určujícím faktorem hlavně

vztahy uvnitř společenstev a perzistence je tudíž vysoká, je vhodné brát jako indikátor výskyt rostlinných či živočišných druhů a je také možné spolehlivěji předpovědět vývoj biotopů v budoucnost (Bunn a Davies, 2000).

Kromě převládajícího faktoru, určujícího vývoj ekosystému je důležitým kriteriem pro volbu vhodného indikátoru také stupeň degradace revitalizované plochy. Na plochách, kde došlo k degradaci půdy, je primárním cílem obnovit fyzikální vlastnosti ekosystému a indikátorem úspěchu jsou pak obnovené hydrologické, geomorfologické a pedologické vlastnosti (Zedler a Callaway, 1999; Walker a del Moral, 2003). Metodami hodnocení jsou pak např. půdní analýzy, měření průtoku, analýza kvality vody atd.

Někteří odborníci se snažili zjistit provázanost strukturních a funkčních indikátorů a stanovit jejich vypovídající hodnotu. Například pro mokřadní společenstva se potvrdil vztah mezi floristickým indexem (FQAI) a dalšími parametry, zahrnujícími okolní kategorie využití krajiny a obsah látek v půdě (Lopez a Fennessy, 2002).

3.2.3 Indikátory založené na výskytu a uspořádání bioty

Indikátory biologických struktur jsou založené na výskytu a prostorovém uspořádání bioty – tedy konkrétních druhů (živočišných i rostlinných), jejich skupin, nebo společenstev. Hobbs a Norton (1996) mezi ně řadí následující charakteristiky: 1) složení společenstva a relativní abundance druhů, 2) vertikální uspořádání vegetace a půdních složek, 3) horizontální uspořádání ekosystémových složek a 4) heterogenitu složek.

V rámci složení společenstva lze hodnotit jednotlivé druhy, guildy nebo funkční skupiny (Canterbury a kol., 2000), přičemž taxonomické skupiny je podle některých autorů možné využít jak pro indikaci biodiverzity, tak pro hodnocení environmentální kvality (Eiswerth a Haney, 2001)

3.2.3.1 Fytoindikátory

Nejjednodušší a nejčastěji používané jsou rostlinné indikátory. Zedler a Calaway (2000) považují za nejspolehlivější indikátory hodnocení mokřadů rostlinný kryt, hustotu vegetačního krytu, biomasu, počet druhů a výšku rostlin. Jiní autoři se snaží spíše využívat indikačních vlastností rostlin s úzkou ekologickou amplitudou (Klimeš, 2004), rostliny vázané na pozdní sukcesní stádia (Lopez a Fennessy, 2002), nebo s velkou citlivostí na stres či antropogenní disturbance. Důležitým a často používaným indikátorem je diverzita rostlinných druhů. Ludwig a kol. (2004) vnímají biodiverzitu

jako indikátor funkční integrity na krajinné úrovni a charakterizuje jí jako kvalitu a kvantitu plošek vegetačních porostů.

3.2.3.2 Zooindikátory

Také zástupci živočišné říše jsou vhodnými indikátory kvality ekosystémů, jejich možnosti využití však závisí na plošném měřítku. Pro malá měřítka je vhodné využít bezobratlé, pro velká měřítka savce; relativně univerzální skupinou jsou ptáci, jejichž výskyt je vhodným indikátorem napříč mnoha měřítky (Carignan a Villard, 2001).

Hodnocení založené na výskytu ptáků doporučují i další autoři (Canterbury a kol., 2000; Zedler a Calaway, 2000; Eiswerth a Haney, 2001), neboť ptáci vyžadují velmi rozrůzněná stanoviště, která souvisí se strukturními atributy vztaženými k floristickému složení, olistění, horizontální propojenosti, jádrovému území a lokálním vlhkostním poměrům (Wiens, 1989, *sec.* Eiswerth a Haney, 2001). Je u nich také dobře zdokumentovaná závislost struktury společenstva na sukcesním stádiu lesa (Lanyon 1981, *sec.* Eiswerth a Haney, 2001).

Další často používanou indikační skupinou jsou bezobratlí. Bylo popsáno například hodnocení kvality vřesovišť podle motýlů (Maes a kol., 2004), dále hodnocení maloplošné heterogenity biotopů podle druhů mravenců (Pik a kol., 2002), nebo hodnocení kvality travních biotopů podle zpěvu sarančat a koníků (Fischer a kol., 1997). Také pro vodní a mokřadní ekosystémy jsou bezobratlí, respektive úbytek jejich skupin, vhodným indikátorem různých stupňů disturbance (Zedler a Calaway, 2000; Vaate a Pavluk, 2004).

U vodních a mokřadních ekosystémů jsou kromě bezobratlých častým indikátorem charakteristiky, týkající se výskytu ryb, zaměřené na složení a hustotu jejich populace (Zedler a Calaway, 2000), či druhové bohatství, druhy jednotlivých biotopových skupin a zdravotní stav populací (Karr, 1991).

Dalším využitelným indikátorem, hraničícím s funkčními charakteristikami, je půdní mikrobiální společenstvo, u kterého se stanovuje velikost, složení a jeho aktivita (Harris a Steer, 2003).

3.2.4 Indikátory založené na funkcích a procesech

Vědecká literatura ukazuje, že ačkoliv jsou strukturální atributy ekosystému schopné obnovy v rámci několika let, je zde většinou výrazné zpoždění ve vývoji ekologických

funkcí (například cyklu látek), jež jsou nezbytné pro fungování celého ekosystému (Strange a kol., 2002). Je ovšem těžké používat funkce ekosystému jakožto indikátor, neboť je jich tolik, že při jejich výčtu dojde snadno k opomenutí některé z nich. Proto je výhodnější najít jeden nahrazující indikátor a na základě něj hodnotit úspěšnost revitalizace. Dříve se za takové měřítko pokládala plocha vytvořeného stanoviště (předpokládalo se, že funkce se automaticky objeví). Tento předpoklad se testoval na rychlosti návratu živočišných druhů, spjatých s daným rostlinným prostředím a zjistilo se, že jednotlivé druhy se navracejí rozdílnou rychlostí. Lepším indikátorem jsou proto trofické vztahy (řetězce a sítě). Osvědčilo se také hodnocení sekundární produkce biomasy, ovšem volba trofické úrovně, na které se biomasa hodnotí, zásadně mění výsledek (Peterson a Lipcius, 2003).

I přes určitou obtížnost hodnocení se pro stanovení revitalizačního úspěchu používají indikátory, související s ekologickými funkcemi. Pro mokřady to mohou být půdní charakteristiky, jako je obsah organických látek, celkový obsah dusíku, obsah vody v pórech a obsah živin (Zedler a Calaway, 2000). Dalšími indikátory ekologických funkcí může být například poměr malých a velkých molekul v ekosystému, kdy převaha malých molekul indikuje malou udržitelnost (Cairns a kol., 1993), dále respirace a produktivita (Brooks a kol., 2002), disipace energie, výměna povrchové vody, rostlinná biomasa, retence živin, odebírání dusíku (Findlay a kol., 2002), kvalita vody (Buck a kol., 2004), obsah dusíku a fosforu v tocích (Jones a kol., 2000) a v mokřadech (Zedler a Callaway, 1999) a migrační rychlost (Holl a Cairns, 2002).

3.2.5 Problémy při používání indikátorů

Žádný indikátor není univerzální, neboť jednotlivé druhy reagují na různé disturbance rozdílným způsobem a rychlostí. Navíc může být populace indikačního druhu ovlivněna faktory, které nemají žádnou souvislost s ekologickou integritou nebo degradací ekosystému. Proto je vhodné využít raději více indikátorů, jež 1) reprezentují širokou škálu biotopů, 2) mají velkou škálu požadavků na velikost plochy biotopu, 3) mají různou citlivost na změny habitatů (Carignan a Villard, 2001).

Možnosti využití indikátorů jsou rozdílné v závislosti na měřítku pozorování. Ekologové často vycházejí ze dvou základních předpokladů: za prvé, že počet vyskytujících se indikačních druhů je v korelaci s počtem méně známých druhů a za druhé, že vysoké bohatství druhů je v korelaci s výskytem vzácných a ohrožených

druhů. Pravdivost těchto předpokladů je ovšem závislá na zvoleném měřítku pozorování. Je potvrzena pro větší měřítko, kdežto u menšího měřítka je tento vztah nejednoznačný. Stejným problémem se zabývali také Eiswerth a Haney (2001), kteří kromě rozdílů mezi hodnocením na lokální a regionální úrovni upozorňují na různé výsledky hodnocení druhové pestrosti, rodové pestrosti nebo druhové diverzity při použití různých časových horizontů pozorování a různých parametrů měření.

3.3 Dynamický pohled na revitalizace

3.3.1 Vývoj revitalizací v čase

Je zřejmé, že revitalizace by měla být vnímána jako začátek procesu obnovy a ne jako jeho dovršení (Whisenant, 1999), proto by bylo účelné z hlediska porozumění a ohodnocení vývoje revitalizačních projektů vytvářet trajektorie nebo křivky jejich vývoje (Mitsch a Wilson, 1996; Simenstad a Thom, 1996) a zjišťovat, do jaké míry revitalizace urychlí sukcesní proces (Hobbs a Harris, 2001). Revitalizace by pak byla manipulací sukcese ve smyslu urychlení nebo přeskočení některých vývojových stádií (Palmer a kol., 1997).

Pohled na ekosystém, jako na organismus s předem předpověditelným vývojem podle Clementsiánské teorie (Clements, 1916), je však často zpochybňován. Přesto je ještě mnoho současných odborníků, kteří zastávají tuto holistickou teorii, že ekosystém má jasně definovaný cílový stav a spěje k němu danou sérií sukcesních stádií. Například Ripl (2003) argumentuje tím, že proces disipace energie reguluje dynamiku ekosystému, jež je součástí biosféry Země, takovou měrou, že vývoj přirozeného systému nemůže probíhat nepřímou nebo náhodnou cestou. Zvyšuje se podíl cyklických procesů, procesy ztrátové se minimalizují. Celkově se zvyšuje efektivita ekosystémů, jež je základem ekologické stability a udržitelnosti.

Pohled na předem daný směr vývoje ekosystému je zpochybňován zejména zastánci tzv. redukcionismu, jenž se místo na společenstvo jako celek soustředí na jednotlivé druhy (bottom-up přístup). Ekosystém dle jejich předpokladu může mít mnoho možných cílových stavů a sukcese je nepředvídatelný proces, kdy se postupně podle r- a K-strategie (Odum, 1969) prosazují jednotlivé druhy, které na začátku vývoje dorazily na plochu. Zastáncem této teorie je například Davis a Slobodkin (2004) nebo Turner (1998), která tvrdí, že propagule, které přežily disturbanci (semenná banka, kořeny,

dormantní pupeny atd.), nebo přicestovaly na plochu, jsou určující pro sukcesi. Její rychlost je následně ovlivněna zejména schopnostmi druhů, tedy jejich mobilitou a tolerancí, společně s procesy facilitace a inhibice. Velmi důležitým faktorem je vzdálenost k nejbližšímu nedotčenému biotopu (Turner, 1998).

Na rozmezí mezi těmito směry se pohybuje tzv. teorie ekosystémového uskupení. Podle ní se postupnými filtry (klimatický, disturbanční, filtr biotických interakcí) zredukuje počet druhů, které jsou součástí tzv. regionální zásoby. Sukcese může tedy probíhat jako náhodné uchycení druhů, stejně jako úzce vymezený a předpovídatelný proces, neboť je závislá na funkčních typech rostlin (Walker a del Moral, 2003). Podobnou teorii zastávají Fattorini a kol. (2004), kteří udávají dvoustupňový filtr pro vstup druhů do ekosystému, abiotický a biotický. Čím více se ekosystém zotavuje, tím vyšší význam mají biotické interakce a nižší abiotické podmínky.

Podle výsledků některých experimentů vyplývá, že společenstvo se vyvíjí směrem k alternativním cílovým stavům (Lockwood a kol., 1997). Podle teorie uskupení (assembly), mají společenstva v počátku vývoje tendenci vyvíjet se k jedinému stabilnímu cílovému stavu, jež přetrvává, dokud nezasáhne nějaký vnější faktor, jenž způsobí odklon trajektorie směrem k jinému cílovému stavu. Tato teorie upřednostňuje použití řízené změny vegetace pomocí kontrolované a opakované introdukce žádoucích druhů namísto řízené sukcese, jež předpokládá, že pomocí autogenních procesů bude následovat samovolné obsazení plochy žádoucími druhy (Lockwood a kol., 1997). Pouze systémy, na které působí málo početné či slabé disturbance a které mají silné vztahy uvnitř společenstva, disponují jistou předvídatelností. Pokud zjistíme faktory, které omezují účast určitých druhů ve společenstvu a zohledníme je při revitalizaci (například určité pořadí introdukce druhů a dalších zásahů, plošné uspořádání apod.), můžeme dosáhnout plánovaných výsledků řízené sukcese (Palmer a kol., 1997).

Variabilita je rovněž závislá na měřítku. Ekosystémy se vzájemně prolínají a mění na několika úrovních současně. Disturbance může vytvořit "posunující se mozaiku sukcesních stádií“, časová variabilita s rozdílnými fázemi vývoje tak vytváří plošnou variabilitu (Verdonschot, 2000). Tato malá předvídatelnost a nedostatek dat omezuje možnosti vytváření předpovědních křivek vývoje. Vzhledem k dlouhodobému vývoje revitalizací se proto doporučuje využít cestu monitoringu a adaptivního managementu (Hobbs a Norton, 1996; Kentula, 2000).

Bohužel jsou při revitalizacích často prosazovány krátkodobé cíle (rychlé naplnění chybějících funkcí například při rekultivacích), mnohdy na úkor dlouhodobých cílů, kterými je například dosažení přirozeného klimaxu. Krátkodobý monitoring, jenž trvá většinou maximálně pět let, tak bohužel zvýhodňuje zahradnické, nákladné revitalizace s krátkodobými cíli. Monitoring se proto doporučuje prodloužit do doby, dokud systém nebude schopen samoregulace a fungování bez dodatků energie, jako je například zalévání, pletí, hnojení apod. U travních porostů je to 10 - 20 let, u lesních až 50 let (Perrow a Davy, 2002). Doba potřebná k revitalizaci se různí také podle míry stresu. Ekosystémy s malým stresem potřebují 5 – 10 let, většina ekosystémů s velkou druhovou diverzitou či specifickými nároky 20 - 100 let, kdežto ekosystémy v urbanizovaném prostředí, které jsou vystaveny vysokému stresu, jsou obtížně revitalizovatelné a nelze u nich očekávat přímou trajektorii vývoje (Walker a Moral, 2003). Dobson a kol. (1997) se pokusili o odhad doby, kterou potřebují ke svému vývoji biologické a fyzikální procesy na nově vzniklých plochách (viz tabulka 1).

Tabulka 1. Časové rozpětí biologických a fyzikálních procesů, tvořících součást rozvoje ekosystému na nově vzniklých plochách (podle Dobson a kol., 1997).

Biologický proces		**Fyzikální proces**	
Časové rozpětí (roky)	Proces	Časové rozpětí (roky)	Proces
1 až 5	Imigrace vhodných druhů rostlin	1 až 1000	Akumulace jemného materiálu díky zvětrávání hornin nebo fyzikální depozici
1 až 5	Zavedení vhodných druhů rostlin		
1 až 10	Akumulace jemného materiálu, zachyceného rostlinami	1 až 1000	Rozklad půdních minerálů díky zvětrávání
1 až 100	Akumulace živin z půdních minerálů rostlinami	1 až 100	Vylepšování využitelné vodní kapacity vody
1 až 100	Akumulace N biologickou fixací z atmosféry	1 až 1000	Uvolňování minerálních živin z půdních minerálů
1 až 20	Imigrace půdní flory a fauny podpořená akumulací organického materiálu		
1 až 20	Změny v půdní struktuře a obratu organického materiálu díky aktivitám rostlin, půdních mikroorganismů a živočichů		
1 až 20	Zlepšení vodní kapacity půdy díky změnám v půdní struktuře	10 až 10 000	Průsak mobilních materiálů z povrchu do nižších vrstev
10 až 100	Redukce toxicity v důsledku akumulace organického materiálu	100 až 10 000	Zformování odlišných horizontů půdního profilu

Variabilita vývojových trajektorií je způsobená také rozdílem průběhu časné primární sukcese. Ta je rychlá, pokud má plocha potenciál pro akumulaci biomasy, potom následuje rychlá spotřeba živin a její zpomalení. Pozdější sukcese se nezávisle na

rychlosti časné sukcese vždy zpomalí, neboť se zvyšuje dlouhověkost dominantních druhů (Walker a del Moral, 2003).

3.3.2 Sukcese

Primární sukcese je vývoj ekosystému na ploše, kde se nevyskytuje již dříve vyvinutá půda. Proces lze rozdělit do dvou skupin: biologická a fyzikální sukcese. Ačkoliv primární charakteristiky biotopu jsou chemicko-fyzikální, pro rozvoj biotopu je důležitější biologický proces, zejména akumulace živin. Tato závislost na biologických procesech platí hlavně pro dusík, protože ten se v půdě vyskytuje pouze v organické formě, ze které se uvolňuje pomalou dekompozicí. Na degradovaných stanovištích je velká pravděpodobnost nedostatku dusíku, proto bývá jeho akumulace tím hlavním limitujícím faktorem, určujícím rozvoj ekosystému.

Sekundární sukcese je vývoj ekosystému v podmínkách, kdy je zachována původní půda. Obnova ekosystému je rychlejší, protože velká část vývoje se odehrává v rámci primární sukcese (Dobson a kol., 1997).

Sukcese má několik fází, pro které lze definovat rozdílné faktory, které ji ovlivňují (Walker a del Moral, 2003):

1) fáze kolonizace - důležitými faktory ovlivňujícími trajektorii sukcese je tolerance a expanzivnost pionýrských druhů a příhodnost prostředí;

2) fáze vývoje - začínají se projevovat interakce mezi druhy (pozitivní a negativní), vývoj se začíná orientovat směrem ke konvergenci;

3) fáze dospívání - hlavním faktorem je vnitřní kvalita plochy (stres představuje hlavní omezení růstu) a kompetice.

Obecně lze definovat šest základních principů, které řídí sukcesi: 1) nudace a denudace, 2) migrace a disperze, 3) ecese a zavedení, 4) kompetice a reakce (modifikace plochy organismy) a 5) stabilizace (Walker a del Moral, 2003).

Metody studia časového vývoje a dynamiky:

Mezi metody studia sukcesního vývoje a dynamiky ekosystému patří přímé pozorování (přímá chronosekvence), opakované fotografie, nepřímá chronosekvence (různověké plochy na jiném místě), permanentně sledované plochy či pokusy (Dobson a kol., 1997), multivariační analýza, modelování, paleoekologie (fosilie), vzorky letokruhů stromů a jezerní sedimenty (Walker a del Moral, 2003).

Sleduje se druhové složení, biodiverzita (betadiverzita podél gradientů), pokryvnost či biomasa, změna pokryvnosti dominantních druhů, poměr druhů vytrvalých a jednoletých nebo poměr životních forem (Dobson a kol., 1997).

Modely sukcesního vývoje

Určitou možnost předpovídání sukcesního vývoje ploch nebo vývoje revitalizačních akcí nám dávají ekologické modely. Dělí se na modely: a) autogenní, které neberou v úvahu vnější změny a jsou založené čistě na interakcích druhů uvnitř společenstva; b) procesové; které začleňují do modelu i procesy prostředí (viz tab. 2) a c) matematické, které počítají také se změnami vnějšího prostředí, např. fluktuacemi (Walker a del Moral, 2003).

Tabulka 2. Hierarchický seznam procesů, které by mohly ovlivnit sukcesi (podle Walker a del Moral, 2003).

Obecné příčiny sukcese	**Přispívající procesy**	**Ovlivňující procesy**
Dostupnost plochy	Disturbance	Velikost, drsnost, čas, disperze
Dostupnost druhů	Disperze, semenná banka	Krajinné uspořádání, agenti disperze, land-use
Rozdíl v chování druhů	Dostupnost zdrojů	Půdní podmínky, topografie, historie plochy
	Ekofyziologie	Podmínky klíčení, rychlost asimilace
	Strategie	Způsob alokace, reprodukční načasování
	Stres prostředí	Klimatické cykly, historie plochy
	Kompetice	Přítomnost konkurentů, disturbance, predátoři
	Allelopatie	Půdní charakteristiky, mikroorganismy, sousedící druhy
	Býložravost, nemoci, predace	Klimatické a potravní cykly, obrana rostlin, složení společenstva apod.

Mezi základní faktory, které ovlivňují sukcesi a lze je použít pro předpověď vývoje plochy patří: současná vegetace plochy a okolních ploch, vegetace v předchozích letech, současná úroveň disturbancí, náhodné jevy, model invazí. Použitými proměnnými je rostlinný pokryv či biomasa u populačního přístupu nebo druhové bohatství u přístupu, zaměřeného na společenstvo (Walker a del Moral, 2003).

3.3.3 Disturbance a disturbanční režimy

Disturbance je přirozenou součástí vývoje ekosystémů, musíme však umět rozpoznat, kdy je ještě součástí přirozených procesů a kdy se jedná o disturbanci antropogenní. K tomu je třeba znát dimenze disturbančního režimu, určené velikostí disturbované plochy, trváním a četností opakování (Palmer a kol., 1997). Variabilita v intenzitě a ploše disturbancí pak určuje průběh sukcese, neboť vytváří heterogenitu ve struktuře organismů. Jsou-li disturbance příliš časté, rozsáhlé či intenzivní, možnost predikce vývoje se snižuje, protože při nižší hustotě druhů se méně uplatňuje konkurenční

třídění. Velká plocha disturbance komplikuje šíření propagulí, které musí přicestovat z velké dálky, zatímco velká intenzita snižuje počáteční hustotu organismů a způsobuje tak pomalejší návrat (Turner a kol., 1998).

Aby bylo možné určit hranice přirozené variability, je nutný pohled z většího časového i prostorového měřítka (White a Walker, 1997). Predikce vývoje je obtížná také z důvodu nehomogennosti disturbance, která vytváří mozaiku se zbytky nedisturbovaných plošek (relikty, refugia) a průběh sukcese má pak různé trajektorie a proměnlivé rychlosti. Vytvoří se velké množství plošek s různým stupněm sukcese – tzv. „shifting mozaic“ (Walker a del Moral, 2003).

Pokud je nutná antropogenní disturbance, je třeba ji plánovat s ohledem na riziko šíření invazních druhů rostlin na co nejmenší ploše, poté ji rychle znovu ozelenit (D'Antonio a Meyerson, 2002).

3.3.4 Přirozené a antropogenní překážky sukcese nebo vývoje revitalizace

Existují limity (přirozené i antropogenní), které brání přeměně systému v méně degradovanou formu (brání sukcesi), a revitalizace je pak nemožná bez dodatkové energie pomocí umělého zásahu nebo ve formě managementu. Prvním krokem by mělo být zjištění, zda jsou tyto limity biotické nebo abiotické, po něm následuje řešení, které by mělo co nejvíce napodobovat přirozené procesy (Dobson a kol.,1997; Whisenant, 1999; Hobbs a Harris, 2001).

Nejzávažnější antropogenní vlivy, které blokují sukcesi, jsou: 1) invaze, jež kompletně mění systém; 2) znečištění, způsobující změny ve skladbě druhů a 3) fragmentace, jenž je překážkou pro přirozenou migraci (Parker, 1997).

Mezi nejčastější antropogenní i přirozené abiotické faktory, bránící sukcesi, patří:
1) Nedostatek dusíku a živin. Krátkodobě je možno jej napravit aplikací umělých nebo organických hnojiv, dlouhodobě introdukcí rostlinných druhů, fixujících vzdušný dusík (Dobson a kol., 1997; Klötzli a Grootjans, 2001).
2) Kontaminace či toxicita půdy (Davis a Slobodkin, 2004). Dekontaminace půd, znečištěných těžkými kovy a jinými látkami, je možná pomocí fytoextrakce hyperakumulačními rostlinami, zejména z čeledi Brassicaceae (Dobson a kol., 1997).
3) Vnější disturbance (Klötzli a Grootjans, 2001).
4) Nestabilita fyzikálních podmínek (např. ujíždění svahu; Prach a kol.,1999).

Mezi biotické faktory, blokující sukcesi, patří zejména:

1) Výskyt exotů a invazních druhů, které mohou blokovat vývoj ekosystému a nahrazovat původní druhy (Palmer a kol.,1997; Davis a Slobodkin, 2004); odolávající porosty pak následně mění i abiotické podmínky prostředí. Obrana spočívá v plánované disturbanci a v manipulaci s půdní úživností, tj. přidání uhlíku a omezení dusíku (D'Antonio a Meyerson, 2002).

2) Nepřítomnost diaspor, přirozené semenné banky a disperzních mechanismů (Prach a kol., 1999; Klötzli a Grootjans, 2001). Obnova plného souboru rostlinných druhů je možná pomocí introdukce druhů, důležitých pro obnovu funkcí ekosystému (ekologických inženýrů) a druhů, které jsou považovány za hlavní komponenty společenstva (dominant). Mnoho ostatních druhů se objeví díky samostatné rekolonizaci. Existují také podpůrné metody pro zvýšení přirozené imigrace, například podpora roznášení semen zaváděním ptačích druhů. Důležité je také dodávání semen druhů s omezenou mobilitou (Dobson a kol., 1997).

3) Výskyt semistabilních stavů ekosystému, které se udržují pomocí zpětné vazby – rákosiny nebo jiné traviny vytvářejí podmínky, které favorizují je samotné (Klötzli a Grootjans, 2001), případně může být příčinou silná konkurence travinných druhů (Prach a kol., 1999). Nezbytná je manipulace s počáteční skladbou druhů, jinak by druhy, jež dorazí jako první, mohly dominovat po desetiletí (Dobson a kol., 1997) a odstranění nežádoucích zpětných vazeb, blokujících sukcesi. Stejná rostlina ovšem může působit jako facilitátor i jako inhibitor, což závisí na hustotě pokryvnosti; např. trávy při nízké hustotě podporují a při vysoké brání uchycení stromů (Turner a kol., 1998).

3.4 Ekonomické metody pro hodnocení kvality životního prostředí

S rozvojem environmentální ekonomiky a snah o začlenění environmentálních statků a služeb do tržního hospodaření vzrostla potřeba jejich peněžního ocenění a tím také podrobnějších kvantifikačních metod ekologické kvality.

Nejčastěji používané metody sledují dva základní přístupy (Turner a kol., 1994, Seják a kol., 2003). Tím prvním jsou preferenční metody, které určují hodnotu, respektive cenu přírody na základě ochoty lidí platit za zachování nebo zlepšení její kvality, nebo ochoty přijímat peněžní kompenzaci za její zhoršení. Tento směr je reprezentován např. metodou hedonického hodnocení, která odhaluje lidské preference z analýzy

souvisejících trhů (například trhu s nemovitostmi) nebo kontingentními metodami – tedy dotazníkovými metodami zjišťujícími preference jednotlivých respondentů (Cummings a kol., 1986; Braden a Kolstad, 1991). V obou případech je cena environmentálních statků a služeb odvozena od ceny, kterou jsou lidé ochotni za ně zaplatit.

Druhým přístupem jsou nepreferenční metody. Sem patří nákladové metody, které odvozují hodnotu biotopů nebo ekosystémů od nákladů na revitalizace nebo na zmírnění následků jejich poškození (OECD, 2002) a metody expertního hodnocení, jež vyžadují spolupráci expertů v oblasti ekonomie i ekologie; jsou to metody kvantifikace kvality ekosystémů podle různých hledisek a indikátorů (v závislosti na účelu, zvoleném měřítku hodnocení a přístupu) a jejího následného převodu do peněžní podoby. Dobrým příkladem takovéhoto propojení ekologických a ekonomických přístupů jsou metody pro vyčíslení ekologické újmy, např. metoda hodnocení biotopů BVM – biotope valuation method (Seják a kol. 2003), nebo metoda analýzy biotopového ekvivalentu HEA – habitat equivalency analysis (NOAA, 2000). Obě metody zahrnují část, jež kvantifikuje ekologickou kvalitu (metoda BVM využívá osm hodnotících kritérií, zaměřených převážně na biodiverzitu a vzácnost druhů i biotopů; metoda HEA využívá bioindikátor, zvolený vždy podle konkrétní plochy).

Na tuto část expertního hodnocení navazuje převod na peněžní hodnotu, v případě metody BVM za použití nákladové metody, která určuje finanční hodnotu biotopů na základě analýzy nákladů na revitalizační akce. Metoda HEA se vyhýbá přímému převodu na peněžní hodnotu a nahrazuje jej náhradou ekosystémových služeb pomocí a) primární revitalizace, což je navrácení plochy do původního stavu nebo b) kompenzační revitalizace, jenž má nahradit snížené plnění ekosystémových funkcí do té doby, než primární revitalizace dosáhne cílového stavu. Její plocha je určena tak, aby hodnota služeb habitatu, které jsou získané revitalizací, odpovídala hodnotě služeb, které byly ztracené (Chapman a kol., 1998). Největší výhodou této metody je její schopnost převést dobu trvání vývoje revitalizovaného ekosystému na požadovanou plochu k revitalizaci, jenž slouží jako náhrada za dočasnou ztrátu ekologických funkcí.

Další metody, využívající podobný princip převodu hodnoty ekosystému na finanční hodnotu, se zabývají kvantifikací ekosystémových služeb. Příkladem je metoda hodnocení funkcí a služeb ekosystémů ČR (Seják a kol., 2010), která využívá výše zmíněné hodnocení BVM spolu s dalšími indikátory ekosystémových funkcí, jejichž

hodnotu převádí na peněžní částku pomocí nákladových metod na náhradu služeb, které ekosystémy vytváří. Velmi podobný princip zvolil například Guo a kol. (2001), který určuje realtivní schopnost jednotlivých typů porostu plnit ekosystémové funkce, jako je retence vody, retence půdy a regulace plynů v atmosféře a následně počítá finanční částku, s jejíž pomocí by bylo možné tyto služby uměle nahradit.

3.5 Metody hodnocení ekologické kvality krajiny a jejích částí

Pro potřeby hodnocení úspěšnosti revitalizací nebo vyčíslení ekologické újmy se využívají převážně metody expertního hodnocení. Ty se samozřejmě liší podle konkrétních cílů a charakteru revitalizačních opatření (Holl a Cairns, 2002); jinak se posuzuje úspěšnost navrácení ohroženého druhu, jiná metoda se použije pro hodnocení protierozního opatření, s čímž souvisí také rozdíl v použitém měřítku. Přestože již existuje řada metod, vyvinutých speciálně pro hodnocení úspěšnosti revitalizačních akcí, často dokonce pouze pro určitý typ revitalizovaných biotopů (Brooks a kol., 2002; Davis a Muhlberg, 2002; Findlay a kol., 2002), lze pro tento účel využít v podstatě kteroukoliv metodu, jež je schopná hodnotit kvalitu ekosystémů z hlediska jejich přirozenosti, ekologické stability, významu pro zachování biologické diverzity nebo plnění ekologických funkcí v krajině.

Nejdříve je ovšem nutné určit, co se rozumí pod revitalizačním úspěchem, protože je zřejmé, že každý vnímá jeho význam odlišně. Kentula (2000) navrhuje hodnotit zvlášť tři odlišné kategorie tohoto pojmu: úspěch splnění (zda byla revitalizace zrealizována tak, jak bylo zadáno v projektu), funkční úspěch (zhodnocení, zda byly obnoveny ekologické funkce, zda je systém biologicky funkční a udržitelný) a krajinný úspěch (jak revitalizace přispěla k ekologické integritě regionu nebo krajiny a jak dosáhla cílů, jako je např. zvýšení druhové diverzity). Zároveň dodává, že tyto cíle jsou natolik ambiciózní, že často nemůžeme očekávat jejich plné dosažení. Ewel (1987) se zabýval pouze funkční úspěšností a definuje pět základních kritérií: 1) samoudržitelnost, 2) odolnost vůči invazím, 3) původní produktivita, 4) zadržování živin a 5) integrovaná biotická interakce. Klötzli a Grootjans (2001) považují za hlavní kritérium revitalizačního úspěchu dosažení strukturních i funkčních atributů původního stavu biotopu a za přídavné kritérium navrhli udržování resilience.

Přestože spektrum metod a možností je velmi široké, pokusili se někteří autoři o obecný rámec pro hodnotící proces. Cairns a Heckmann (1996) určili tři základní podmínky úspěšného hodnocení: 1) adekvátnost ekologických kritérií pro hodnocení, 2) časový rámec monitoringu a 3) plošné měřítko hodnoceného území. Společnost pro ekologickou revitalizaci (SER, 2002) popisuje tři hodnotící strategie: 1) analýzu atributů, 2) přímé porovnání, a 3) analýzu vývojové trajektorie.

V analýze atributů je hodnocení založeno na kvantitativních datech monitoringu, týkajících se následujících kritérií:
1) do jaké míry jsou složení a struktura revitalizovaného ekosystému podobné referenčnímu systému; 2) je-li ekosystém složen z domácích druhů; 3) jsou-li přítomny všechny funkční skupiny, případně zda je zde potenciál pro jejich kolonizaci; 4) zda mohou abiotické podmínky trvale podporovat stabilitu a vývojovou trajektorii ekosystému; 5) zda ekosystém plní své funkce adekvátně ke svému stáří; 6) zda ekosystém vykazuje interakci biotických a abiotických toků a zda je integrovaný do svého okolí; 7) zda jsou minimalizovány nebo eliminovány hrozby z okolní krajiny; 8) zda ekosystém disponuje resiliencí pro překonání periodického stresu a disturbance; 9) zda je revitalizovaný ekosystém stejně samoudržitelný jako referenční ekosystém.

Přímé porovnání používá 20 – 30 parametrů pro porovnání bioty a abiotických podmínek s referenční plochou. Analýza trajektorií je ještě ve fázi vývoje a měla by spočívat v grafickém zpracování monitorovaných dat pro odhad vývojového trendu. Požadavkem je, aby trend vykazoval podobnou trajektorii jako referenční plocha (SER, 2002).

3.5.1 Hodnocení stavu a uspořádání biotopů (hodnocení struktury ekosystémů)

Struktura (anglicky "pattern") ekosystému popisuje rozličné fyzikální a biologické části ekosystému, jako je biomasa a složení druhů v konkrétním čase (Zedler, 1996b); v závislosti na zvoleném měřítku může popisovat druhovou pestrost, druhovou diverzitu, výskyt druhů nebo jejich skupin, složení biotopů a uspořádání biotopů nebo kategorií využití krajiny.

3.5.1.1 Hodnocení biotopů zaměřené na druhovou diverzitu

Struktura ekosystémů ve smyslu uspořádání rostlinných a živočišných druhů a jejich skupin je výsledkem procesů, jako je rychlost disperze, rychlost reprodukce, interakce

mezi jedinci a druhy, změny edafických podmínek, změny klimatu a jiných abiotických faktorů (Parker, 1997). Odborníci, kteří preferují výskyt bioty jakožto indikátor kvality ekosystému nebo úspěšnosti revitalizační akce, vycházejí z předpokladu, že vysoce organizovaný ekosystém s velkou diverzitou druhů přizpůsobených danému stanovišti a jejich typickým uskupením, je sám o sobě zárukou kvalitního plnění ekosystémových funkcí (Peterson a Lipcius, 2003; Seják a kol., 2003), neboť uspořádání bioty a ekosystémové funkce se vzájemně ovlivňují; funkce ekosystému jsou závislé na rostlinách, jejich biomase a produkci organické hmoty. Fyzikální a chemické charakteristiky prostředí ovlivňují složení a strukturu vegetace, jež pak dále ovlivňuje živočišné a mikrobiální složky ekosystému (Davy a kol., 2002). Monitorování rostlinných nebo živočišných druhů pak představuje jednodušší, a přitom v mnoha případech dostatečně vypovídající metodu hodnocení. Inventarizace rostlinných a živočišných druhů sice neodráží změny funkčnosti, ale zaznamenává, jak se změny prozatím odrazily ve složení bioty (Cairns a kol., 1993). Při hodnocení bioty je samozřejmě důležitá volba měřítka, jež nám předurčuje, zda sledujeme úroveň populace, společenstva nebo krajiny.

Úroveň populací a druhů

Hodnotí se interakce uvnitř populací a mezi populacemi, relativní vitalita jedinců, genetická diverzita, evoluční historie a evoluční potenciál, jež umožní předpovědět reakci populace na změnu (Andel, 2003), dále věková struktura (Cairns a kol., 1993); u živočišných populací allelická diverzita, inbreeding, tok genů, abundance a hustota populace, její natalita, mortalita a doplňování, u rostlinných disperze, rychlost růstu, fenologie, přežívání nebo velikost (Holl a Cairns, 2002).

Úroveň společenstva / ekosystému

Převážná část metod se soustředí pouze na hodnocení rostlinné složky ekosystému. Předmětem hodnocení může být výskyt jednotlivého druhu (indikačního nebo vzácného a ohroženého); často se ovšem využívají tzv. indikační skupiny, založené na přirozených fytocenózách (Chytrý a kol., 2001), případně tzv. guildách (skupinách druhů, využívajících stejné potravní zdroje) nebo funkčních skupinách; běžně se také pro hodnocení přirozenosti využívá výskyt skupin druhů (rostlinných i živočišných), jež jsou typickými kolonizátory narušených ploch (ruderální, invazní druhy), přičemž důležitější než abundance těchto druhů je jejich prezence nebo absence (Canterbury

a kol., 2000). Zřejmě nejčastěji používanou metodou hodnocení je porovnávání druhového bohatství, případně indexu druhové diverzity rostlin (Cairns a kol., 1993; Holl a Cairns, 2002; Andel, 2003). Doplněním těchto kritérií může být biologická integrita, jež hodnotí také živočišnou složku společenstva a kromě druhového bohatství určuje také trofické úrovně a výskyt stres-tolerantních druhů (Karr, 1991), procento domácích druhů (Anderson, 1991), výskyt indikačních, chráněných a vzácných druhů, procento vegetačního krytu, procento exotických druhů a diverzita struktur a uspořádání biotopů (Cairns a kol., 1993). Andel (2003) navrhuje doplnit druhovou diverzitu společenstva o kvantitativní analýzu, která hodnotí trofickou strukturu, diverzitu druhů v rámci funkčních skupin, uspořádání společenstva, výskyt endemických druhů a výskyt alienů (cizích, nepůvodních druhů). Aronson a Le Floc´h (1996) navrhují hodnotit 16 vitálních atributů, rozdělených do tří skupin: 1) složení společenstva a relativní abundance druhů; 2) funkční interakce mezi ekosystémem a krajinou; 3) stupeň, druh a příčiny fragmentace a degradace. Lopez a Fennesy (2002) vypracovali index floristické kvality (FQAI, floristic quality assessment index), kterým se hodnotí společenstvo rostlin podle stupně „konzervatismu“ jednotlivých druhů, jenž může dosahovat hodnot od 0 do 10 bodů a je vyjádřením původnosti druhu a jeho fidelity k pozdním sukcesím stádiím. Výsledný index je suma bodů, vydělená odmocninou z počtu domácích druhů.

Jednou z již ověřených metod, založených na druhové diverzitě, výskytu druhů a dalších přídavných kriteriích, je Hesenská metoda hodnocení biotopů, používaná v Německu pro hodnocení a vyčíslení náhrady za ekologickou újmu (OECD, 2002). Tato metoda, která zahrnuje ekologické i ekonomické aspekty, byla inspirací pro vytvoření metody hodnocení biotopů (Biotope valuation method, BVM), která převzala hesenský princip hodnocení a uzpůsobila jej pro aplikaci na metodu pro hodnocení lokalit Natura 2000. Pro každý typ biotopu byla vypočítána jeho relativní ekologická hodnota, určená na základě osmi charakteristik (diverzita druhů, diverzita struktur, zralost, přirozenost, vzácnost typu biotopu, vzácnost druhů typu biotopu, zranitelnost a ohroženost množství a kvality typu biotopu). Na toto základní hodnocení navazuje individuální hodnocení, které se již provádí v terénu a slouží ke korekci základní bodové hodnoty (Seják a kol., 2003).

Většina odborníků si je vědoma obtížnosti při zadávání obecných kritérií pro hodnocení ekologické kvality na ekosytémové úrovni či úrovni společenstva, indikátory ekologické kvality se výrazně liší v závislosti na konkrétním typu ekosystému. Poměrně

podrobný výčet kritérií byl zpracován pro a/ terestrické, b/ mokřadní a c/ říční ekosystémy:

a/ terestrické

Velice podrobný výčet hodnotících kritérií od genetické úrovně po úroveň krajinnou udává Holl a Cairns (2002). Při podrobnějším prostudování hodnotících parametrů pro úroveň společenstva je patrné, že kritéria se opět soustředí na sledování výskytu druhů (druhovou pestrost, druhovou diverzitu, procentické zastoupení rozličných skupin druhů), tato kritéria jsou dále doplněna o vegetační strukturu, pokryvnost, biomasu, a kritéria hodnotící vztahy mezi složkami společenstva (parazitismus, predace). Zvláštní kritéria jsou pak zadána pro hodnocení ekosystémů; týkají se většinou ekologických funkcí, proto budou podrobněji zmíněny v kapitole o hodnocení ekologických funkcí. Často jsou vedle metod zaměřených na rostlinnou složku navrhovány metody hodnocení kvality ekosystému podle výskytu zástupců určitých skupin živočichů, například ptáků (Canterbury a kol., 2000), bezobratlých (Vaate a Pavluk, 2004), nebo na základě analýzy mikrobiálního společenstva (Harris a Steer, 2003).

b/ mokřadní

Zřejmě proto, že mokřadní ekosystémy jsou specifické svou dynamikou a jsou silně závislé na krajinných procesech, jsou navrhované metody pro hodnocení mokřadů komplexnější. Svou formou se podobají multikriteriální analýze, ve které jsou kromě strukturních charakteristik zahrnuty i atributy, týkající se ekologických funkcí, nebo alespoň podmínek, které vytvářejí. Důležitým parametrem je hydrologie (periodicita zaplavování, hloubka vody, nasycení vodou), chemické a fyzikální parametry vody (obsah kyslíku, akumulace organických látek, pH, toxické látky, redox potenciál, cyklus dusíku) a rostlinná společenstva a hodnocení přizpůsobení rostlin na zaplavené prostředí (Holl a Cairns, 2002). Adamus a kol. (1991) vytvořili podrobnou metodiku pro hodnocení mokřadů – tzv. WET (Wetland Evaluation Technique), ve které udává podobně řazená kritéria. Vaate a Pavluk (2004) doporučují hodnotit mokřady podle Indexu trofické kompletnosti (ITC, Index of Trophic Completness), jenž hodnotí vztahy mezi společenstvy bezobratlých, které jsou negativně ovlivňovány antropickými činnostmi.

Další metoda je založena na multikriteriálním hodnocení a zahrnuje hodnocení půd (obsah organických látek, biotop pro bezobratlé, celkový obsah dusíku, obsah vody

v pórech, obsah živin); u rostlin se zaměřuje spíše na hustotu vegetačního krytu, výšku rostlin a biomasu, ale hodnotí také počet druhů. Kromě rostlin se hodnocení zaměřuje též na živočichy, hodnotí bezobratlé, populace ryb a výskyt ptáků (Davis a Muhlberg, 2002).

c/ říční ekosystémy

V odborné literatuře lze najít podrobný seznam hodnotících kritérií, kategorizovaný podle skupin parametrů, jako je morfologie, hydrologie, kvalita vody a biotické charakteristiky (Karr, 1986; Davis a Muhlberg, 2002; Gergel a kol., 2002; Holl a Cairns, 2002). U říčních ekosystémů se biotické charakteristiky soustředí více na biotické interakce, produkci jednotlivých skupin v potravním řetězci, ale také na přítomnost sensitivních druhů a druhovou diverzitu druhů ryb, bezobratlých nebo mikrofauny bentosu (Karr, 1991).

Verdonschot (2000) rozlišuje šest základních skupin metod pro ekologické hodnocení vodních toků: 1) indikátorové, 2) multikriteriální hodnocení (zahrnující např. index biotické integrity, Karr, 1986), 3) fyzikálně - ekologické hodnocení (např. typ substrátu, morfologie toku, eroze břehů apod.), 4) hodnocení povodí (podle využití krajiny), 5) hodnocení ekosystémových složek, např. hodnotící systém SERCON, který zahrnuje fyzikální a biotické charakteristiky v šesti kritériích: fyzikální diverzita, přirozenost, reprezentativnost, vzácnost, druhové bohatství a zvláštní vlastnosti (Boon a kol., 1997); v Nizozemí se využívá metoda AMOEBA (ten Brink a kol., 1991), která je založena na porovnávání s referenční plochou, 6) hodnocení společenstva metodou RIVPACS, která předpovídá předpokládaný výskyt „makro-bezobratlých“ na základě malého množství parametrů prostředí (Wright, 2000).

3.5.1.2 Hodnocení krajinné struktury

Hodnocení ekologické kvality na krajinné úrovni se týká zejména diverzity stanovišť, přirozenosti biotopů či jejich integrity s abiotickými podmínkami, prostupnosti krajiny a fragmentace biotopů. Velký význam má také hodnocení kategorií využití území, krajinného pokryvu nebo uspořádání biotopů ve vztahu k funkcím ekosystémů, neboť do značné míry ovlivňují toky látek a energie v krajině. Krajinná kritéria měření nemusí být komplexní. Vhodné jsou jednoduché indikátory, jež jsou přímé a efektivní, například zjištění proporce "buffer" zóny a měření uspořádání nebo konektivity přirozených a antropogenních typů biotopů v nivě (Gergel a kol., 2002).

Jako podklad pro hodnocení lze využít data z dálkového průzkumu Země (dále DPZ), zpracované do podoby GIS vrstev rozlišujících jednotlivé kategorie území (například využití území nebo krajinný pokryv). Další zpracování dat je možné pomocí základní statistiky a multikriteriální analýzy (Mansourian a kol., 2005). Speciální metodou, využívající DPZ, je videogrammetrie, která umožňuje hodnotit například erozní ohrožení podle plošných videosnímků a následně monitorovat revitalizační úspěch (Davis a Slobodkin, 2004).

Podklady z DPZ mají stále větší uplatnění, snímky je v této souvislosti možné využít pro klasifikaci mokřadů (Barrette a kol., 2000), dokumentaci změn mokřadů v čase (Richardson a Harris, 1995), hodnocení řádů vodních toků (Zeff, 1999) či druhového složení vegetace (Jensen, 1986). Využitím DPZ pro hodnocení úspěšnosti revitalizačních akcí se zabývali další autoři, např. Shuman a Amrose (2003) a porovnávali výsledky s metodami terénního průzkumu (s technikou kvadrátového a liniového průřezu). Podle nich metoda DPZ poskytuje přesné zaměření pokryvu vegetace, ovšem většinou nedovede detailněji rozlišit rostlinné druhy. Tím je její využití limitováno a je doporučováno kombinovat jej s pozemním průzkumem.

Diverzita stanovišť, přirozenost habitatů

Hodnocení na základě údajů o krajinném pokryvu by se mělo zaměřit na kvantifikaci a uspořádání jednotlivých jednotek, přičemž se hodnotí počet typů, jejich vzájemná proporce, tvar ploch, plošné uspořádání a konektivita (Gergel a kol., 2002). Kromě kvantity jednotlivých ploch (např. biotopů nebo kategorií využití území lze hodnotit také jejich kvalitu a současně monitorovat funkční integritu půdy s vegetací (Ludwig a kol., 2004).

Vztah krajinné struktury k funkcím ekosystémů

Uspořádání jednotlivých typů krajinného pokryvu má význam například pro hodnocení erozního ohrožení, kdy se jako indikátor prověřovaly parametry jako je procento ploch bez vegetace či jejich průměrná velikost (Desoyza a kol., 2000).

Pro odhad kvality cyklu látek v povodí je obzvlášť účinným indikátorem konektivita lužních/mokřadních biotopů, neboť plošné uspořádání pobřežní vegetace (délka, šířka a mezery) ovlivňuje její efektivnost při zachycování živin (Gergel a kol., 2002). Další autoři se věnovali hodnocení uspořádání jednotek krajinného pokryvu v povodí ve vztahu k odnosu látek; za nejdůležitější kritéria považují procento orné půdy, vážené

podle vzdálenosti od toku (King a kol., 2005) a procento lužního lesa a mokřadu v pásu podél vodního toku (Jones a kol., 2001).

Bedford (1996) navrhuje obecný rámec pro hodnocení potenciálních krajinných efektů, založený na hydrologické ekvivalenci a krajinném profilu, přičemž profily kvantifikují relativní četnost mokřadů ve třídách, definovaných na základě hydrologických faktorů, jako je geomorfologické uspořádání, zdroj vody a hydrodynamika.

Fragmentace/konektivita/prostupnost

Určování fragmentace umožňuje hodnocení migračních možností rostlinných propagulí a živočichů, možnosti osídlování nových ploch atd.; má tedy zásadní význam pro určování revitalizačního potenciálu jednotlivých ploch a odhad průběhu vývoje revitalizované plochy.

Nejčastěji hodnocenými parametry jsou: poměr okrajů, konektivita, fragmentace, velikost ploch, poměr hranic s ostatními biotopy (Franklin a Forman, 1987; Cairns a kol., 1993; Andel, 2003), počet typů a uspořádání krajinného pokryvu, vzájemná proporce typů, fyzikální struktura vegetace, tvar ploch, plošné uspořádání a konektivita (Gergel a kol., 2002).

3.5.2 Hodnocení ekosystémových funkcí

3.5.2.1 Definování ekosystémových funkcí, funkčnosti ekosystémů, rozdílné chápání pojmů v literatuře

Pojem ekosystémové funkce, případně funkčnost ekosystému bývá často chápán rozdílně a popisován z různých hledisek – od obecného pojetí ve smyslu veškerých projevů ekosystému, vztahů a procesů, které v něm probíhají, přes jeho schopnost samoregulace až po vytváření rozličných ekosystémových služeb.

Funkce ekosystému

Ekosystémové funkce se týkají interakcí organismů navzájem a interakcí mezi organismy a jejich prostředím (Jackson a kol., 1995; SER, 2002). To vyžaduje zkoumání procesů, jež se objevují v průběhu času. Může to být například perzistence druhů, produktivita, kapacita pro asimilaci znečišťujících látek či recyklace živin (Zedler, 1996b).

V antropocentrickém pojetí je za funkce ekosystému považováno udržování biologické produktivity a kvality životního prostředí, spojené s podporou zdraví lidí, rostlin a živočichů (Andrén a Balandreau, 1999). Produktem ekosystémových funkcí je například palivové dřevo, potraviny, čistý vzduch, pitná voda nebo půdní úrodnost (Schwartz, 1999); pokud tyto produkty přímo ovlivňují lidské zdraví nebo ekonomický blahobyt, jsou nazývány službami ekosystému (Lyons a kol., 2005). Ekosystémové funkce a služby lze rozdělit do čtyř základních kategorií: 1) regulační funkce, 2) funkce biotopu, 3) produkční funkce a 4) informační funkce (de Groot a kol., 2002).

Vytváření těchto služeb samozřejmě zahrnuje procesy jako je přenos tepla, primární produkci a cyklus základních živin (Andrén a Balandreau, 1999). V této souvislosti jsou ekosystémové funkce obecně popisovány jako tok energie a materiálů soustavou biotických a abiotických prvků ekosystému (Chapin a kol., 2000). Whisenant (1999) používá podobné parametry pro hodnocení funkčnosti revitalizačních opatření. Ekosystém je podle něj funkční, když je obnovena jeho původní schopnost vázat energii, minimalizuje se odnos látek a jsou obnoveny hydrologické procesy.

Funkčnost ekosystému

Termín funkčnost ekosystému se ovšem většinou používá spíše ve smyslu jeho integrity a stupně vývoje, která s výše uvedenými funkcemi úzce souvisí. S vyšší diverzitou trofických vztahů se zvyšuje počet alternativních cest pro tok energie mezi trofickými úrovněmi, který se tak stává stabilnější (Hooper a kol., 2005), komplexnější ekosystém se lépe vyrovnává s fluktuacemi prostředí, je více resilientní (Tilman, 2001). Ekosystémy se sice nereprodukují jako živé organismy a jejich hranice nejsou jasné, ale tak jako organismy vytvářejí zpětné vazby, které připomínají principy homeostáze a resilience, pozorované u živých organismů (Winterhalder a kol., 2004). Funkčnost ekosystému je pak chápána jako stupeň jejich vývoje, případně vývoje procesu „samoorganizace“, kdy na důležitosti nabývají vztahy mezi druhy (Ripl a Hildmann, 2000). To je zřejmě důvod, proč je pojem funkčnost ekosystému často chápán ve smyslu „zdraví“ ekosystému, v podání některých autorů se jeho význam dokonce částečně překrývá s pojmem ekologická stabilita, protože součástí funkcí ekosystému jsou autogenní procesy, které umožňují, aby se tento systém sám udržoval a obnovoval navzdory fluktuacím vnějšího prostředí (Palmer, 1997). Funkčnost ekosystému je v tomto pojetí vnímána jako schopnost ekosystémů podporovat cílové druhy (Kentula, 2000); za zdravý se považuje ekosystém s vyvinutou homeostází, vysokou diverzitou

a komplexností, stabilitou, resiliencí a rovnováhou mezi jednotlivými složkami (Costanza a Daly, 1992), se schopností samoudržitelnosti (Bertollo, 1998) a se zachovanou kapacitou pro samoobnovu a minimální potřebou vnějších zásahů v podobě managementu (Karr a kol., 1986).

3.5.2.2 Metody hodnocení ekosystémových funkcí

Hodnocení ekologické stability

Kvalitu (zdraví) ekosystému je možné hodnotit podle prezence a absence příznaků stresu, podle přímých měření resilience nebo naopak hodnocení rizik, plynoucích z lidské aktivity (Rapport, 1995). Využití resilience jako ukazatele kvality ekosystému se objevuje také v práci Groota, kde je jedním ze tří základních ekologických kritérií, spolu s integritou a rezistencí (de Groot a kol., 2002).

Konkrétní metody hodnocení ekologické stability spočívají v dlouhodobém monitoringu změn druhového složení společenstva (či jiných indikátorů), případně monitorování reakce na stresující faktor, pozorování rychlosti změn a návratu do původního stavu, respektive na původní vývojovou trajektorii (White a Walker, 1997; Kentula, 2000). Důležitou podmínkou je znalost přirozené dynamiky společenstev či populací (Mageau, 1998; Block a kol., 2001), nemělo by se hodnotit odchýlení od konstantního stavu, ale od dynamické rovnováhy krajiny, jenž je definovaná jako konstantní zastoupení jednotlivých sukcesních stádií, která se neustále posunují v čase, takže příliš nezáleží na jejich přesné lokaci - tzv. teorie „shifting mosaic“ (Walker a del Moral, 2003).

Ekologickou stabilitu lze stanovit také podle množství energie, potřebného k udržení současného stavu (Anderson, 1991), nebo na základě koncepce entropie, která říká, že systémy zůstávají živé, když dodávají energii na odstranění neuspořádanosti, kdy se mění malé molekuly na velké. Poměr malých a velkých molekul v systému by tedy měl být ukazatelem jeho udržitelnosti (Hobbs a Harris, 2001).

Takzvaná efektivita krajiny je definovaná jako poměr mezi celkovými cyklickými procesy (recyklací látek a vody v povodí) a celkovými procesy, způsobujícími ztráty (odtok látek a vody z povodí; Ripl a Hildmann, 2000). Během sukcesního vývoje se otevřené systémy uzavírají díky vyšší efektivitě využívání zdrojů (Ripl, 2003).

V ČR se pro hodnocení ekologické stability krajiny používal plošný poměr přírodních a přírodě blízkých a antropogenních typů krajinných pokryvů (Míchal, 1992), které měly přiřazené stupně přirozenosti podle Schlütera (1982).

Přímé hodnocení funkcí a procesů v povodí

Vedle ekologické stability je účelné hodnotit funkčnost primárních procesů na základě kvantifikovatelných procesů, jako jsou hydrologické procesy, zachycení energie a koloběh látek v povodí (Whisenant, 1999, Ehrenfeld, 2000). Povodí je území, ve kterém jsou toky látek relativně nejuzavřenější a tudíž nejsnáze hodnotitelé. Tradiční přístupy k hodnocení antropogenního vlivu na povodí podle funkčních charakteristik lze rozčlenit na následující okruhy (Gergel a kol., 2002): 1) chemie vody a biotické indikátory, 2) metody "instream flow", 3) měření fyzikálních podmínek prostředí a 4) krajinné indikátory.

ad 1. chemie vody a biotické indikátory

Hodnotí se atributy kvality vody jako je průhlednost, teplota a vodivost, a dále biotické atributy jako vodní bezobratlí, řasy, cévnaté rostliny, index biotické integrity (Karr, 1991). Tyto parametry slouží jako indikátory cyklu látek v povodí a zachycování sluneční energie. Obsah látek (živin a pevných částic) ve vodě doporučuje hodnotit Jones a kol. (2001), Buck a kol. (2004), Houlahan a Findlay, 2004; King a kol., (2005), někteří autoři doporučují soustředit se na obsah dusíku a fosforu (Zedler a Callaway, 1999; Mehaffey a kol., 2005), alkalitu a obsah zásaditých iontů hodnotí Cresser (2000) a Ripl a Hildmann (2000).

ad 2. metody "instream flow"

Hodnotí hydrologické a hydraulické změny v tocích. Některé metody spočívají v porovnání současných a historických toků (časové série dat o průtocích), jiné jsou zaměřeny na hydraulickou geometrii (hloubka, smočený profil, rychlost průtoku atd.) Práce Bucka, zmiňovaná v rámci předešlé skupiny Buck a kol. (2004), zasahuje i do této kategorie.

ad 3. měření fyzikálního habitatu

Zahrnuje měření sekvence a složení sedimentu, půdní eroze, morfologie koryta, nános a odnos sedimentu, kvalita povrchové vody, hydrologie nivy a mokřadů. Těmito parametry se zabývá velká část komplexních metod pro hodnocení vodních toků, případně mokřadů (viz kapitola o hodnocení říčních a mokřadních ekosystémů).

ad 4. krajinné indikátory

Umožňují zjišťovat množství a uspořádání krajinného pokryvu, struktury vegetace, počet a vzájemnou proporci jednotlivých typů krajinného pokryvu, tvar ploch, plošné uspořádání a konektivitu (Gergel a kol., 2002).

Tok energie

V poslední době se zájem ekologů rozšířil o hodnocení přeměn energie v ekosystémech, její poutání a efektivitu využití. Tok energie může být měřený pomocí rychlostí respirace, transpirace a dekompozice, trofických pyramid, struktury potravních pyramid a alternativních cest toků energie (Ehrenfeld, 2000). Energie může vstoupit do ekosystému ve formě solární, větrné, tepelné a energie vodního toku. (Ehrenfeld a Toth, 1997).

Hodnocení ekologických funkcí jednotlivých typů ekosystémů

a) Říční ekosystémy

Vodní tok shromažďuje vodu z celého povodí, proto se na kvalitě vodního toku odrazí mnoho charakteristik povodí (například retenční schopnost půdy a vegetace, erozní ohroženost, vyluhování a odnos látek z půdy a podobně). Jednotlivé okruhy pro hodnocení říčních ekosystémů zahrnují fyzikální charakteristiky (hydrologie, morfologie, substrát), biotické charakteristiky (pobřežní a mokřadní vegetace, řasy, dřevní opad, bezobratlí, ryby, ptáci) a chemické charakteristiky (teplota, alkalita, tvrdost, pH, vodivost, koncentrace živin) (Davis a Muhlberg, 2002). Podrobněji jsou okruhy hodnocení a jejich indikátory rozepsány v Metodice hodnocení revitalizačních akcí, kterou zpracovali Holl a Cairns (2002), kde jsou fyzikální charakteristiky dále rozděleny na morfologické (geometrie menadrů, míra břehové eroze, poměr peřejí a tišin, poměr hloubky a šířky) a hydrologické (usazování, velikost částic, tok podzemní vody a výměnné procesy, velikost odtoku - roční, sezónní a epizodní, doba retence, toky sedimentů, rychlost průtoku, hloubka vody). Dalším kritériem je kvalita vody, která přibližně odpovídá chemickým charakteristikám, měřeným v rámci hodnocení povodí.

b) Mokřady

Mokřady plní v povodí mnoho důležitých funkcí, jako je například retence vody, disipace energie (Ripl a Hildmann, 2000), ochrana proti povodním, čištění vody (White

a Fennessy, 2005), akumulace uhlíku (Choi a Wang, 2004) atd. Zásadním způsobem tak přispívají ke kvalitě celého povodí a současně jsou také ovlivňované toky v povodí (zejména mokřady, které jsou součástí říčního kontinua). Posuzují se proto v rámci většího měřítka, je třeba věnovat pozornost tokům v povodí, které ovlivňují hydrologii mokřadu či jeho chemické charakteristiky. Součástí hodnocení jsou hydrologické charakteristiky (stojící voda, hloubka nasycení vodou, periodicita zaplavování), chemické a biochemické charakteristiky (obsah kyslíku ve vodě a v půdě, toxické látky, pH, redox potenciál, cyklus dusíku, akumulace a textura organického materiálu, Holl a Cairns, 2002). Jedním z důležitých indikátorů při hodnocení mokřadů je celkový obsah dusíku v půdě (Zedler a Callaway, 1999).

Metody hodnocení jsou často založeny na GIS analýzách krajinného pokryvu a využití půdy. Jedna z metod, která bere v úvahu krajinný kontext a procesy většího měřítka, hodnotí revitalizační akce ještě ve fázi projektu a pomáhá vybrat v rámci povodí plochy vhodné pro umístění mokřadů. Hodnocení se skládá z posouzení morfologie, saturačního indexu a krajinného pokryvu, navazuje hodnocení kontextu plochy, její polohy v povodí a kvality vodních toků v povodí (White a Fennessy, 2005).

Provázanost s okolní krajinou je patrná také u metody klasifikace mokřadů podle disturbance, kterou navrhli Lopez a Fennessy (2002). Kromě antropogenního ovlivnění hydrologie a chemické analýzy vody a půdy je do hodnocení zahrnut krajinný pokryv v zóně 100 metrů kolem mokřadu, existence „buffer“ zóny mezi mokřadem a okolními plochami a vzdálenost k nejbližšímu mokřadu.

c) Suchozemské ekosystémy

Hodnocení funkcí suchozemských ekosystémů se většinou soustředí na cyklus látek a energetické toky. Důležitými indikátory cyklu látek je fixace uhlíku a dusíku, dekompoziční poměr, disturbanční intervaly, vsakování a tok vody, půdní textura, živiny a kvalita vody v odtoku. Na úrovni společenstva se sleduje množství biomasy, frekvence parasitismu a míra predace (Cairns a kol., 1993), tato kritéria byla později doplněna o rychlost mineralizace, kvalitu a dostupnost organických látek a živin, proces pohybu živin (výměna kationů, zachycování dusíku) a ztrát živin vyplavováním, výměnu plynů a erozi (Ehrenfeld, 2000).

Parametry, týkající se cyklu látek zahrnují také rychlost látkové výměny, relativní důležitost jednotlivých strukturálních složek jakožto zdrojů pro dlouhodobé zadržování

živin v systému a efektivitu, s jakou ekosystémové složky využívají své živiny. Množství živin může být ovlivněno retencí látek. Silná vrstva opadu brání erozi při dešti a umožňuje akumulaci organických látek, čímž zabraňuje ztrátám uhlíku a dusíku (Ehrenfeld a Toth, 1997).

Ekosystémové procesy se projevují mimo jiné pohybem uhlíku a jsou tedy zodpovědné za změny uspořádání bioty. Je proto možné měřit přímo ekosystémové procesy, jako například metabolismus společenstva pomocí sledování pohybu uhlíku (Bunn a Davies, 2000). Také další autoři doporučují hodnotit vázání uhlíku nebo energie do ekosystému, hodnocení produkce, cyklu látek, potravní sítě a vztahů ve společenstvu. Známkou degradace ekosystémů jsou následující funkční indikátory: 1) redukce počtu druhů, 2) redukce biomasy, 3) snížení primární produkce, 4) snížení toků energie do pastevní a dekompoziční části potravního řetězce, 5) vyčerpání zásob živin a 6) snížení půdní stability (Whisenant, 1999).

Jednou z důležitých funkcí ekosystému je schopnost disipace energie pomocí evapotranspirace porostů. Energetická bilance, projevující se rozdílem teplot různě vyvinutých ekosystémů, je tedy vhodný indikátor jejich funkčnosti (Ripl a Hildmann, 2000). Pro zjišťování teplotních rozdílů je možné využít dálkového průzkumu Země. Humes a kol. (1994) jej použili pro kvantifikaci energetické bilance oblasti sporadicky pokryté vegetací.

3.6 Vztah mezi uspořádáním biotopů a ekosystémovými funkcemi

3.6.1 Vztah biodiverzity a ekosystémových funkcí

Snahou mnoha vědců bylo objasnění vztahu mezi strukturou bioty a ekologickými funkcemi. Prvotním předpokladem byl pozitivní vztah mezi strukturou a funkcemi a to jak na úrovni ekosystému (mezi druhovou diverzitou a produktivitou rostlinného společenstva, případně jeho ekologickou stabilitou), tak na úrovni krajiny, jakožto vztah land-use (množství a umístění jednotlivých kategorií) a cyklů vody a látek v povodí. Pokud by se tento vztah prokázal a formalizoval, stačilo by hodnotit v ekosystému nebo v krajině pouze snadno kvantifikovatelný výskyt a uspořádání biotických prvků a z nich následně odvodit výši plnění ekologických funkcí.

Vztah druhové diverzity a produktivity

Mnoho teoretických prací se zabývá vztahem mezi druhovou diverzitou a funkcemi ekosystému, jako je produktivita, respektive cyklus látek v ekosystému. Většina z nich předpokládá, že s rostoucí druhovou diverzitou stoupá také plnění těchto funkcí (Chapin a kol., 1997; Schwartz, 1999; Hughes a Petchey, 2001; Loreau a kol., 2001; Hooper, 2005). Společenstva s vyšší druhovou diverzitou vykazují vlastnosti, které vysvětlují zvýšené plnění jmenovaných ekologických funkcí. Je to zejména vyšší komplementarita druhů ve využívání zdrojů prostředí (Chapin a kol., 1997; Loreau a kol., 2001; Tilman, 2001; Hector, 2001), přičemž experiment, který provedli Hooper a Vitousek (1998), potvrdil především význam sezónní komplementarity, která vede k maximalizaci využití zdrojů. Dalším principem je pozitivní interakce mezi druhy (facilitace), která vede k vyšší produktivitě (Tilman, 1996; Chapin a kol., 1997; Hector, 2001; Loreau a kol., 2001). Důležitý může být také pozitivní účinek na diverzitu a abundanci půdní mikrobioty, která má následně pozitivní efekt na příjem živin (Hooper a Vitousek 1998). Tento předpoklad podporují také výsledky pokusů s bylinnými druhy rostlin (Tilman, 1996, 2001; Gary, 2000; Hector, 2001; Kahmen a kol., 2005), které prokázaly vyšší přírůstek nadzemní biomasy při zvýšení druhové diverzity. Většina těchto pokusů odhaluje lineární závislost těchto veličin, která se s rostoucím měřítkem zkoumání postupně mění na unimodální. Schwartz ve svém pokusu pozoroval nejprve mírný pokles produktivity s úbytkem druhů, s dalším úbytkem však tento pokles produktivity rychle rostl (Schwartz, 1999). Ovšem byly publikovány i výsledky experimentů, které tuto závislost úplně zpochybňují (Stohlgren, 1999). Navíc se výsledky liší nejen v závislosti na použití rozdílného měřítka zkoumání, ale také pro různé ekosystémy, nebo dokonce části ekosystémů.

Proti názoru, že vysoká druhová diverzita je podmínkou funkčnosti ekosystému stojí předpoklad, že ekologické funkce jsou zajišťovány pouze malou skupinou tzv. „klíčových“ druhů, jež zastupují jednotlivé funkční skupiny a zbytek druhů je v ekosystému z hlediska plnění ekologických funkcí více méně nadbytečný (Stohlgren, 1999; Hector, 2001). Pro obnovu ekologických funkcí je důležitá identifikace klíčových druhů (mají klíčový vliv na funkce probíhající v ekosystému a často též přispívají k nejvyšší tvorbě biomasy) a snaha o obnovu celých funkčních skupin namísto obnovy jednotlivých druhů (Palmer a kol., 1997).

Jelikož příčinná vazba mezi ekologickými funkcemi a složením společenstva je vzájemná, mohou naopak ekologické funkce ovlivňovat druhovou diverzitu. Například vyšší produktivita rostlin vede k velkému nárůstu biomasy, která díky vyšší transpiraci snižuje gradienty teplot. Je obecně známé, že nízké gradienty prostředí podporují vysokou druhovou diverzitu (Ripl a Hildmann, 2000).

Vztah druhové diverzity a ekologické stability

Přestože názory na vztah druhové diverzity a produktivity jsou nejednotné, je zřejmé, že biodiverzita může hrát významnou roli z hlediska udržitelnosti a stability systému (Grime, 1998). Byly navrženy čtyři možné vztahy mezi druhovou diverzitou a ekologickou stabilitou ekosystému: a) hypotéza „diverzita-stabilita" předpokládá, že snížení počtu druhů způsobí větší zranitelnost systému k disturbancím; b) „rivet" hypotéza předpokládá, že mizení druhů nemá velký vliv na ekologickou stabilitu až do té doby, než je překročena hranice únosnosti, pak ovšem vede k jejímu prudkému snížení; c) hypotéza „redundance" tvrdí, že některé druhy mají určitou schopnost převzít funkce jiných druhů a tím kompenzovat jejich vymizení a d) „idiosynkratická" hypotéza neshledává žádný prokazatelný vztah mezi druhovou diverzitou a ekologickou stabilitou (Johnson a kol., 1996).

Velké procento ekologů souhlasí s první hypotézou, neboť druhová diverzita ovlivňuje stabilitu systému tím, že zvyšuje odolnost společenstva k invazním druhům a k disturbancím (Hughes a Petchey, 2001), nebo podporuje rychlejší regeneraci po disturbanci (Loreau, 2001; Hooper, 2005). Přestože jsou některé druhy podobné z hlediska ekologických funkcí a jejich současný výskyt ve společenstvu se může jevit nadbytečný, tyto druhy se mohou lišit reakcí na disturbance nebo fluktuace ekosystému (Tilman, 2001). Vyšší druhová diverzita představuje vyšší riziko vymizení pro jednotlivé druhy, ale z hlediska funkčnosti ekosystému je stabilizující (Palmer a kol., 1997). S diverzitou druhů se zvyšuje také diverzita trofických vztahů a ekosystém má více alternativních cest pro přenos energie, což ho činí stabilnějším. V neposlední řadě zvyšuje druhová diverzita průměrnou vzdálenost mezi jedinci stejného druhu, čímž omezuje šíření patogenů (Hooper, 2005).

Také matematické modely (Loreau, 2001), nebo experimentální studie (Ekschmitt a Griffiths, 1998) potvrzují tyto teoretické předpoklady. Ovšem některé pokusy odhalily i opačné výsledky; příkladem může být studium odolnosti proti invazím (Stohlgren,

1999). Z toho je patrné, že výsledky experimentů by neměly být obecně aplikovány na jakékoliv prostředí, protože je ovlivňuje příliš mnoho faktorů a nalezené korelace nemusí platit v jiném prostředí a v jiných měřítcích.

3.6.2 Vztah kategorií využití území a látkových toků

Také na krajinné úrovni byl zkoumán vztah mezi strukturou krajiny ve smyslu výskytu a uspořádání kategorií využití území a jejími ekologickými funkcemi. Krajinná struktura se odráží na fugování procesů jako je zadržování vody a látek v povodí, neboť ovlivňuje míru zabudování živin a uhlíku do organické hmoty. Uspořádání ploch s různým pokryvem souvisí rovněž s odnosem bazických kationtů nebo pevných látek z povodí a s procesem disipace sluneční energie, která se projevuje zejména schopností jednotlivých půdních pokryvů vyrovnávat teploty. Na změnách těchto funkcí se podílejí procesy jako je eroze, nebo vyluhování a odnos látek z povodí podpovrchovým odtokem. Změny se mohou násobit účinkem pozitivních zpětných vazeb a následně ovlivnit také biotické charakteristiky ekosystémů (Ripl a Hildmann, 2000).

Nejjednodušší způsob přímého měření změny ekologických funkcí je analýza kvality vody ve vodním toku, protože vypovídá o výši eroze a vyluhování a odnosu látek v jeho povodí. Příčinou zvýšeného obsahu látek v toku je zejména nevhodné využití krajiny, nebo managementová opatření, jako například nadbytečné hnojení (Berka a kol., 2001), vysoké počty dobytčích jednotek na ploše (McFarland a Hauck, 1999) nebo zvýšená urbanizace (Ouyang a kol., 2006).

Odborníci z řad ekologů se snažili tento vztah land-use a zmíněných ekologických funkcí, týkajících se cyklu látek a projevujících se kvalitou vody ve vodních tocích blíže definovat, aby bylo možné vybrané krajinné funkce (jejich současné plnění a případnou změnu) odhadovat pouze na základě podkladů využití území. Většina autorů sledovala, jak jsou chemické parametry vody ovlivněny charakteristikami využití území, zejména procentickým zastoupením jednotlivých kategorií a jejich plošným uspořádáním (Gergel, 1999; Desoyza, 2000); korelaci mezi obsahem látek v půdě a ve vodním toku zjistili např. Meador a Goldstein (2003) nebo Lopez a Fennessy (2002) (viz předchozí kapitola). Významné se zdá být také celkové množství ploch ovlivněných člověkem a jejich vzdálenost od toku (Mehaffey a kol., 2005). Tyto parametry byly doplněny

o další kritéria, jakými jsou například hustota silniční sítě (Jones a kol., 2001; Houlahan a Findlay, 2004) nebo depozice atmosférického dusíku (Jones a kol., 2001).

Jako ukazatel kvality vody ve vodním toku sloužil obsah dusíku (King a kol., 2005), případně v kombinaci s fosforem (Jones a kol., 2000, 2001) a s výskytem fekálních koliformních bakterií (Mehaffey a kol., 2005). Někteří autoři sledovali také turbiditu (Buck a kol., 2004), obsah rozpuštěného organického uhlíku (DOC) (Gergel, 1999; Desoyza, 2000; Jones a kol., 2000, 2001), nebo obsah sedimentů (Richards a kol., 1996; Jones a kol., 2001). Příhodným ukazatelem kvality vody může být také biologická integrita, jejíž index (IBI) použil Stauffer (2000) ve svém pozorování vlivu lužní zóny na kvalitu vodního toku. Podobné ukazatele jako pro vodní toky (zejména obsah dusíku a fosforu) lze použít i pro sledování kvality vody v mokřadech (Houlahan a Findlay, 2004).

Z výsledků pozorování vyplývá, že použití indikátoru kvality vody je do značné míry určující pro výslednou korelaci s parametry využití území. Například na variabilitu obsahu fosforu má největší vliv množství lužního lesa v povodí (způsobuje 45% variability obsahu celkového fosforu a až 73% variability obsahu rozpuštěného fosforu), zatímco na variabilitě obsahu dusíku se podílejí následující parametry: celkové množství lesa v povodí, umístění lesa podél toku (negativní korelace), celkové množství orné půdy a depozice atmosférického dusíku (pozitivní korelace). Suspendované látky v toku jsou závislé zejména na množství mokřadů a celkové pokryvnosti rostlin v povodí (Jones a kol., 2001). U mokřadů se zdá být pro kvalitu vody určující pokryvnost lesa do vzdálenosti přibližně 2 km od jeho okraje (Houlahan a Findlay, 2004), zalesněná lužní zóna je nejdůležitějším parametrem také pro nárůst indexu biotické integrity (IBI) a diverzity druhů ve vodním toku (Stauffer a kol., 2000). Procento antropicky ovlivněných ploch (orné půdy a urbanizované půdy) v povodí je nejdůležitějším faktorem korelujícím s kvalitou vody, jenž vysvětluje 25 – 75% variability (Mehaffey a kol., 2005). Důležité je také její umístění; King a kol. (2005) proto navrhují vážit procento výskytu orné půdy podle její vzdálenosti od vodního toku. Výskyt orné půdy společně s výskytem mokřadů v povodí jsou klíčovými parametry také podle Richardse (Richards, 1996).

Kvantifikaci vlivu jednotlivých typů krajinného pokryvu provedli Hernandez a kol. (2000) při modelování vlivu změn krajinného pokryvu na hloubku povrchového toku a maximální odtok v semiaridní oblasti. Analýza krajinného pokryvu může být použita

také pro hodnocení erozního ohrožení, které je také ve vztahu s cyklem látek a ovlivňuje kvalitu vody ve vodních tocích. Lze ho odhadovat na základě fotografií dálkového průzkumu, na kterých je pak hlavním parametrem procento plošek bez vegetace (Desoyza, 2000). Podle Ludwiga souvisí biologická diverzita úzce s funkční integritou; vhodným indikátorem pro hodnocení v různých měřítcích by mohly být množství a kvalita vegetačních plošek, určené na základě dálkového průzkumu (Ludwig, 2004).

Snahou odborníků bylo určit, jaká vzdálenost od toku je ještě významná z hlediska vztahu krajinného pokryvu a kvality vody v tocích. Je zřejmé, že zkoumaný vztah záleží také na měřítku pozorování. Někteří autoři se přiklánějí k názoru, že pro malé toky (2. řádu) je důležité hlavně pobřežní pásmo o šířce cca 120 m, kdežto u velkých toků se projevuje vliv celého povodí (Gergel a kol., 1999; Buck a kol., 2004). King a kol. (2005) vypozorovali, že procento orné půdy, vážené podle vzdálenosti od toku, ovlivnilo množství dusíku v tocích, ale jen v malých povodích. Pro velká a střední povodí tato závislost nebyla prokázána (King a kol., 2005).

Záleží také na tom, jaké kritérium kvality vody se zkoumá. Pásy podél toku (100 m) jsou důležitější než kategorie využití území pouze pro předpovídání charakteru biotopů ve vztahu k sedimentům (Richards a kol., 1996). U mokřadů byly úrovně dusíku a fosforu ve vodě v negativní korelaci s pokryvností lesa do vzdálenosti 2250 m od okraje mokřadu a úroveň fosforu v sedimentu byla v negativní korelaci s velikostí mokřadu a pokryvností lesa do 4000 m (Houlahan a Findlay, 2004).

Konkrétní podoba grafu závislosti mezi atributy vodního systému a krajinnými indikátory zatím není známá. Je ovšem vysoce pravděpodobné, že závislost je nelineární (Gergel a kol., 2002). Křivka závislosti mezi kvalitou biologických charakteristik (společenstva ryb, bezobratlých a řas) a uspořádáním kategorií využití území (zvyšování urbánních a zemědělských ploch) má charakter odpovědi na prahovou (limitní) hodnotu. Biota dlouho nevykazuje žádnou reakci na zhoršení parametrů land-use, až najednou prudce poklesne při překročení prahové hodnoty. Tento předpoklad by se měl aplikovat pro plánování revitalizací, protože efektivita revitalizačních opatření záleží na fázi na křivce, kde se sledovaná plocha nachází (Cuffney a kol., 2000).

3.6.3 Metody hodnocení, které zahrnují strukturní i funkční aspekty

Struktura a funkce jsou dvě základní vlastnosti ekosystémů. Obě tyto vlastnosti mohou být použity k dokumentování poškození ekosystému, protože jsou mezi nimi vzájemné komplexní vztahy (Cairns, 1995); například mezi půdní texturou, cyklem látek, biomasou vegetace, velikostí populace býložravého hmyzu a hmyzích predátorů (Perrow a Davy, 2002). Ovšem struktura se snáze měří a do nedávné doby se předpokládalo, že pokud je struktura v uspokojivém stavu, systém bude také dobře fungovat. Pro hodnocení struktur (např. floristický index FQAI, biodiverzita, diverzita biotopů, krajinný pokryv atd.) hovoří výsledky experimentů a měření, které prokázaly vztah mezi parametry, hodnotícími strukturu a parametry, hodnotícími stav ekologických funkcí (např. obsah látek ve vodních tocích, mokřadech, teplotní režim, průtoky atd.), jako např. Lopez a Fennessy (2002) - viz výše. Nedávno však bylo univerzální přijímání tohoto předpokladu zpochybněno, neboť vývoj funkcí trvá často mnohem déle než vývoj struktur (Bunn a Davies, 2000; Strange a kol., 2002) a vyvíjí se různou rychlostí: například hydrologické funkce mohou být dosaženy relativně brzy oproti akumulaci živin (Grayson, 1999).

Při hledání procesů, jež jsou příčinami změn struktury a uspořádání biotopů, je zapotřebí provést jejich přímé měření, zejména metabolismus společenstva a pohyb uhlíku v ekosystému. U revitalizačních projektů, které obnovují celý ekosystém, by měly být hodnoceny funkce i struktura, neboť komponenty ekosystému se mohou obnovovat s rozdílnou mírou a rychlostí (Holl a Cairns, 2002).

Metody, hodnotící oba aspekty

V některých případových studiích jsou již použity metody, které obsahují metody hodnocení ekologických funkcí i struktur (výskytu a uspořádání bioty), například metoda hodnocení vodních toků, která spočívá v měření metabolismu bentosu (monitoroval se rozpuštěný kyslík, jakožto indikátor hrubé primární produkce) a zjištění korelace s hodnocením zdraví ekosystému. To spočívalo v identifikaci bentických bezobratlých na úrovni rodů a hodnocení environmentálních kritérií, kterými byly parametry kvality vody. Výstup této části hodnocení byl porovnán s referenční plochou a výsledek byl zpracován do formy procentického podílu z hodnot naměřených a pozorovaných na referenční ploše (poměr O/E, tedy „observed/ expected“). Tento poměr byl porovnán s naměřenou hodnotou hrubé primární produkce (Bunn a Davies, 2000).

Podobnou metodiku, která hodnotila počet bezobratlých a porovnávala je s funkcemi ekosystémů, vyjádřenými respirací a produktivitou, použili Brooks a kol. (2002).

Kombinace hodnocení ekologických struktur a funkcí použili v metodice hodnocení revitalizačních akcí i další autoři. Aronson a Le Floc´h (1996) navrhli hodnocení šestnácti parametrů vitality, rozdělených do tří skupin: 1) složení společenstva a relativní abundance druhů, 2) funkční interakce mezi ekosystémem a krajinou a 3) stupeň, druh a příčiny fragmentace a degradace. Podobně Hobbs a Norton (1996) sepsali šest hodnotících parametrů revitalizace: 1) složení společenstva a relativní abundance druhů, 2) vertikální uspořádání vegetace a půdních složek, 3) horizontální uspořádání ekosystémových složek, 4) heterogenita složek, 5) ekosystémové funkce (přenos energie a cyklus látek) a 6) sukcesní dynamika a resilience.

Mezi typické příklady kombinování hodnocení struktur a funkcí patří metodiky pro hodnocení revitalizačních opatření mokřadních a říčních ekosystémů. Tyto ekosystémy disponují výraznou dynamikou a nižší perzistencí struktur, proto se hodnocení často skládá z atributů hodnotících kromě strukturálních charakteristik (pokryvnost, patrovitost vegetace, druhové složení, výskyt indikačních druhů, diverzita atd.) také funkční charakteristiky, které vypovídají o cyklu látek (chemická analýza vody a půdy, obsah uhlíku, dusíku, fosforu a bazických iontů), disipaci energie (evapotranspirace, teplotní amplituda), vodním režimu a s ním souvisejících charakteristikách. Metody hodnocení mohou být kvalitativní, jež udávají pouhý výčet hodnotících parametrů bez možnosti kvantifikace (Holl a Cairns, 2002), nebo kvantitativní, kdy jsou jednotlivé kvantifikované charakteristiky začleněny do celkového hodnocení pomocí multikriteriální analýzy (Adamus a kol., 1991). Holl a Cairns (2002) rozlišují ve své metodice hodnocení revitalizačních akcí terestrických ekosystémů několik úrovní, z nichž úroveň ekosystémová je zaměřena více na hodnocení ekosystémových funkcí, kdežto úroveň společenstva na hodnocení strukturních charakteristik. U říčních ekosystémů již většina parametrů odráží spíše funkční charakteristiky (morfologie, hydrologie, kvalita vody), skupina biotických parametrů zahrnuje také některé strukturní charakteristiky.

Jako příklad kvalitativní analýzy, kombinující strukturální a funkční parametry, slouží metoda navržená pro hodnocení revitalizace vodního toku (Davis a Muhlberg, 2002), která kombinuje parametry fyzikálních charakteristik (hydrologie, morfologie,

substrátu) s parametry biotickými (výskyt pobřežní vegetace, řas, ryb) a chemickými (cykly a omezení živin, redox potenciál).

Příkladem multikriteriální analýzy, která hodnotí převážně funkční charakteristiky, ale částečně se zabývá také strukturálními parametry (divoce žijícími živočichy a regionální diverzitou) je metoda WET (Wetland Evaluation Technique), kterou vyvinul Adamus a kol. (1991). Používá sedmistupňovou škálu hodnocení, přičemž pro jednotlivé skupiny parametrů určuje odlišné váhy.

4. Metody

4.1 Východiska pro vývoj metodiky

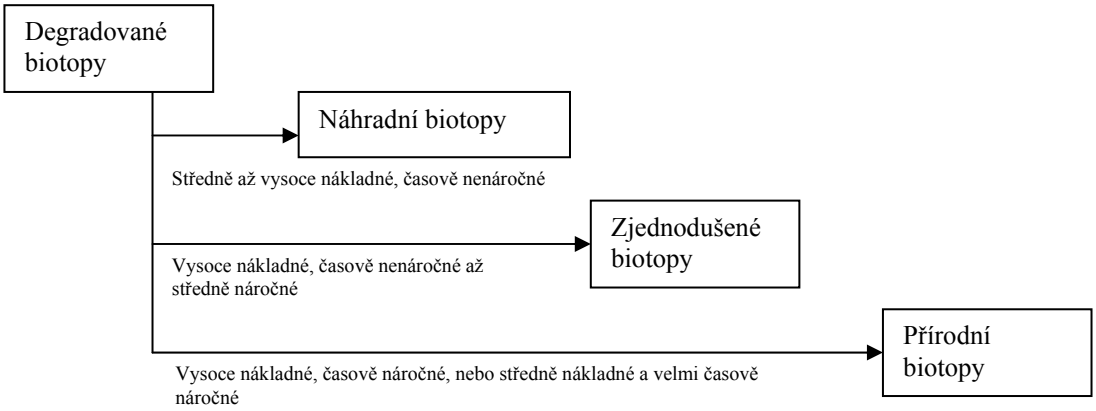
Metodika hodnocení revitalizačních akcí se bude odvíjet od následujících principů: i) hodnocení bude zaměřeno na porovnání rozdílných variant návrhu revitalizačního řešení ve škále od nejméně náročných (např. řízená sukcese) po nejvíce náročné (např. rekultivace zahrnující změnu fyzikálního prostředí plochy), ii) hodnocení se zaměří na změnu biotopů, zapříčiněnou revitalizací; biotop se stane základní hodnotící plošnou jednotkou, k níž se budou vztahovat veškerá hodnotící kritéria, iii) pro hodnocení bude využito několik kritérií, zahrnujících hodnocení bioty i ekosystémových funkcí a následně služeb, iv) hodnocení bude provedeno pro časový segment, bude graficky vyjádřeno a porovnáno s tzv. nulovou variantou, za kterou bude považována varianta ponechání plochy spontánní sukcesi.

Ad i) Výběr možných variant řešení

Za předpokladu, že neporovnáváme již danou množinu revitalizačních akcí, ale zvolili jsme pouze plochu, která je podle určitých ekologických kritérií vhodná k revitalizaci, případně máme k dispozici jeden návrh opatření a hledáme další alternativy pro srovnání, je nutné najít reálnou škálu revitalizačních možností. Ta vychází z výběru možných cílových stavů biotopu a z typů revitalizačních opatření, členěných podle jejich intenzity zásahu.

Cílové biotopy můžeme podle možností dosažení jejich kvality rozčlenit na a) přirozené biotopy (odpovídající potenciální či původní vegetaci), b) biotopy přírodě blízké, jež jsou určitým kompromisem a nesou náhradní, ale relativně cenná společenstva (například přírodě blízké vodní nádrže, extenzivně udržované louky), c) zjednodušené biotopy, jež se blíží biotopům přírodě blízkým a přírodním, ale mají ochuzenou druhovou skladbu a d) náhradní biotopy, jejichž biodiverzita a kvalita biotopů není velká, ale přináší alespoň částečné zvýšení ekosystémových funkcí a snížení rizik spojených s nízkou ekologickou stabilitou.

S volbou cílového biotopu souvisí časová i finanční náročnost revitalizačního zásahu (obr. 1). Podrobné rozdělení jednotlivých biotopů ČR do těchto kategorií je v příloze 1.



Obr. 1. Typy cílových biotopů revitalizačních akcí a jejich časová a finanční náročnost.

Podle stupně poškození plochy a zvoleného cílového stavu přicházejí v úvahu tyto základní typy revitalizačních opatření:

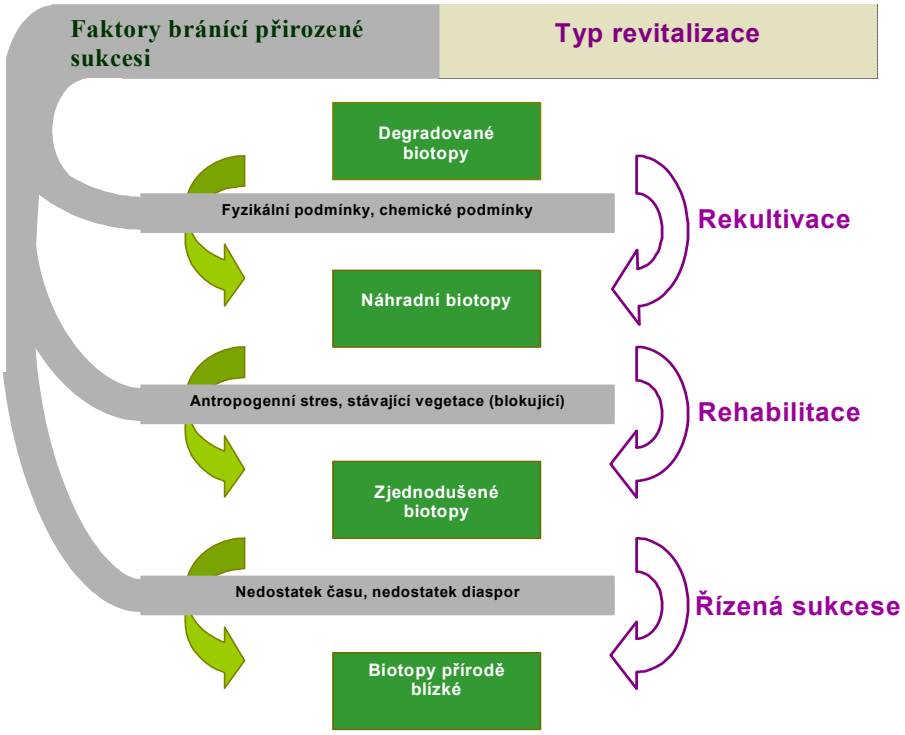
a) revitalizace nejvyšší intenzity, tedy razantní změna nevyhovujícího fyzikálního prostředí, jehož stav znemožňuje či výrazně (neúnosně) zpomaluje samovolný proces zvyšování ekologické stability. Tato nákladná revitalizace se týká především ploch značně antropogenně přetvořených (například napřímená a betonem zpevněná koryta řek, nepropustné plochy, některá brownfields), dále ploch chemicky kontaminovaných (skládky, znečištěné stojaté i tekoucí vody, kontaminované půdy, havárie atd.) a pozůstatků těžby (povrchové doly, výsypky).

Do této kategorie spadají například rekultivace, ale také nákladné revitalizace vodních toků, spočívající ve vytváření (obnově) koryta, budování vodních nádrží apod. Společným znakem tohoto typu revitalizace je práce s fyzikálními podmínkami stanoviště – tedy změny reliéfu, přemisťování půdy, zásahy do vodního režimu (obnova vodního režimu), dekontaminace půdy, odstranění zpevněných ploch, zbytků staveb apod.

b) revitalizace střední intenzity, jež spočívá zejména ve výsadbě cílových druhů a to buď sadovnickou nebo lesnickou metodou. Abiotické prostředí není již radikálně měněno, může být jen mírně upraveno (např. snížení kyselosti půdy, povrchové urovnání půdy, hnojení a mulčování výsadeb atd.) Cílovým stavem může být přirozený biotop, odpovídající potenciální vegetaci (samozřejmě za předpokladu delšího vývoje v čase a vhodných abiotických podmínek), ale také náhradní společenstva, jež zajišťují relativní zvýšení ekologické stability a ekosystémových funkcí na místě silně

degradovaných biotopů. Příkladem revitalizací střední intenzity jsou například výsadby biokoridorů a biocenter, výsadby soliterních a liniových dřevinných prvků, zatravňování či zalesňování orné půdy, zalesňování holin, rozsáhlejší odstraňování nepůvodní a invazní vegetace a náhrada cílovými druhy, introdukce cílových druhů živočichů apod. Jedná se tedy převážně o manipulaci s biotickou složkou ekosystémů.

c) revitalizace nejnižší intenzity, vycházející z principu spontánní sukcese. Ponechání plochy spontánní sukcesi je úspěšné pouze v určitých případech. Není vhodné tam, kde hrozí riziko šíření invazních druhů, jako je tomu na plochách, jež jsou bohaté na živiny, jsou dynamické povahy, případně jsou napojené na migrační koridor (např. břehové a nivní biotopy apod.), nedoporučuje se ani u silně degradovaných ploch a na území, jež je obklopené velkými plochami antropogenně ovlivněných biotopů. Častěji se využívá tzv. řízená sukcese. Tento typ revitalizace spočívá v drobných intervencích do spontánní sukcese s cílem nasměrování a urychlení vývoje žádoucím směrem. Příkladem mohou být introdukce některých druhů rostlin či živočichů, jež podpoří další šíření a uchycení žádoucích druhů, mulčování senem, vytváření úkrytů pro ptactvo, výsev dřevin a bylin atd. Hlavní podstatou je ovšem změna (odstranění) managementu a umožnění samovolného vývoje s pouze drobnými zásahy urychlujícími vývoj ke klimaxovému stavu.



Obr. 2. Přehled faktorů bránících spontánní sukcesi, vedoucí ke změně kvality biotopů a typy revitalizačních opatření, vedoucí k překonání překážek.

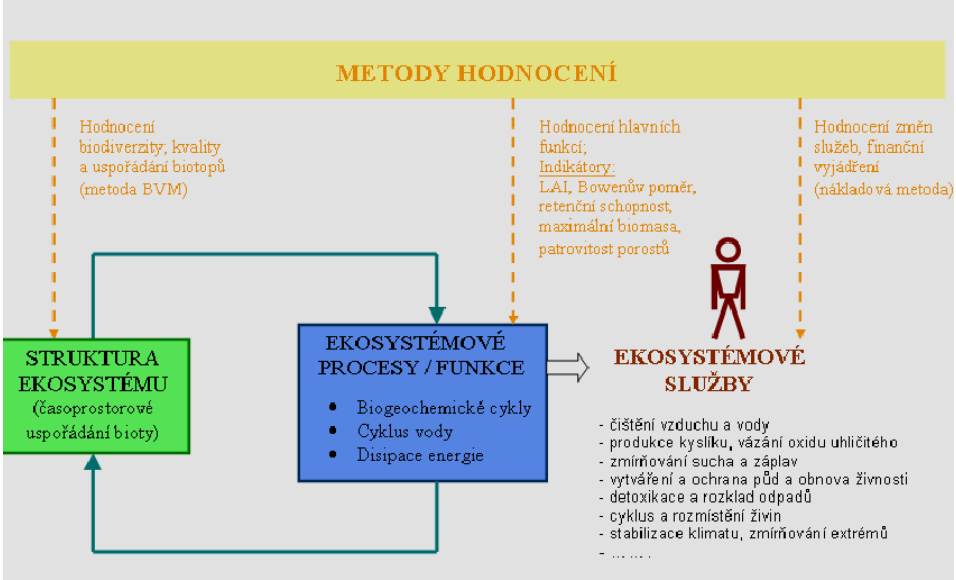
Ad ii) Hodnocení změny biotopů

Velká část metod, využívaných pro hodnocení revitalizačních akcí (viz kap. 3.5.1.1 a 3.5.2.2), je navržená „na míru“ pro konkrétní revitalizační opatření. To se týká například hodnocení kvality vody ve vodním toku, odtoku vody z povodí či jiných kvalitativních měření, prováděných in situ, jež dobře slouží pro zhodnocení jedné konkrétní lokality, avšak neumožňují vzájemné srovnání více variant.

Jedním z nejuniverzálnějších principů metod pro hodnocení ekologické kvality území je jeho rozdělení na plošné jednotky, ke kterým přiřadíme určité kvantifikovatelné charakteristiky. Pro účely hodnocení revitalizačních akcí je vhodnou jednotkou typ biotopu, jak jej definuje Natura 2000 (Chytrý a kol., 2001) a metoda BVM (Seják a kol., 2003). Veškeré hodnotící charakteristiky (hodnocení metodou BVM, zaměřené na druhovou a krajinnou diverzitu a hodnocení ekosystémových funkcí a služeb podle vybraných kritérií, viz dále kap. 4.2.2) se pak vztahují k těmto jednotkám. Výchozí i cílový stav se hodnotí na plošně stejném území, jež se vždy rozdělí na příslušné segmenty podle typů biotopů, které se následně ohodnotí vybranými metodami a indikátory.

Ad iii) Hodnocení zaměřené na biodiverzitu i ekosystémové funkce

Přestože se většina odborníků z řad ekologů shodne na tom, že ekologické funkce jsou nějakým způsobem závislé na druhové diverzitě díky vyšší komplementaritě využívání zdrojů a složitějším trofickým řetězcům (viz Hughes a Petchey, 2001; Hooper, 2005; Loreau a kol., 2001 a další), objevují se stále častěji tendence zaměřit cíle revitalizací na přímé vytváření ekologických funkcí. Jako příčina se uvádí jednak názor, že ekologické funkce jsou zajišťovány pouze malou skupinou tzv. „klíčových“ druhů, jež zastupují jednotlivé funkční skupiny a zbytek druhů je v ekosystému z hlediska funkčnosti nadbytečný (Stohlgren, 1999; Hector, 2001), nebo fakt, že některé ekosystémy jsou natolik dynamické a proměnlivé, že momentální skladba druhů a druhová diverzita nemá pro určení jejich kvality zdaleka takový význam, jako jejich funkčnost (White a Walker, 1997; Walker a Moral, 2003). Revitalizace má v jejich pojetí za cíl „vytvořit ekosystém s maximálním počtem funkčních prvků, vysokou produktivitou a silnými biotickými interakcemi“.



Obr. 3. Schéma znázorňuje vztah struktury, funkcí a služeb ekosystému a z nich vyplývající vztah různě zaměřených metod hodnocení. Struktura a funkce ekosystému spolu vzájemně souvisí; biota v interakci s prostředím vytváří ekosystémové funkce a ty následně zase ovlivňují časoprostorové uspořádání bioty. Je zde proto předpoklad, že indikátory hodnocení biodiverzity (metodou BVM) a uspořádání bioty budou mít podobný průběh v čase jako indikátory ekosystémových funkcí.

Metoda pro hodnocení a porovnání jednotlivých variant revitalizačních opatření, bude proto zahrnovat 1) hodnocení bioty pomocí metody BVM (metodika vypracovaná v roce 2003 v ČEÚ, viz literární přehled, metodika, kap. 4.2.2.1) a 2) hodnocení ekosystémových funkcí pomocí vybraných indikátorů (viz metodika, kap. 4.2.2.2), jež odrážejí míru plnění ekosystémových funkcí a z nich vyplývajících služeb, spadajících do kategorie služeb zásobovacích, podpůrných (životodárných) a regulačních.

Ad iv) Hodnocení pro časový segment a jeho srovnání s tzv. nulovou variantou

Hodnocení ekologického přínosu revitalizačního opatření je velice složité zejména díky časovému faktoru. Hodnotíme-li totiž revitalizaci těsně po jejím založení, můžeme tím zjistit pouze kvalitu provedení návrhu ve srovnání s projektem, nikoliv však ekologický přínos, který bude patrný až za několik let (či dokonce několik desítek let). Navíc každá revitalizace má jiný průběh a nelze tedy stanovit určitou pevně danou dobu od založení, kdy by se mělo hodnocení provádět. Navíc pokud bychom prováděli hodnocení po delší době, těžko odlišíme účinek samotné revitalizace od spontánní sukcese, která povede taktéž ke zlepšení stavu jen díky tomu, že se na daném území např. přestalo hospodařit apod.

Proto je zde navržen systém hodnocení v časovém segmentu, kdy se hodnotí hypotetický průběh revitalizace po dobu 100 let; hodnocení se provádí pro stav před revitalizací (0. rok) a následně v 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. roce od založení. Postup je popsán

dále v metodice, tento odhad vývoje je aplikován jak na hodnocení biodiverzity podle metody BVM, tak na hodnocení ekosystémových funkcí.
Obě tato hodnocení se porovnávají s tzv. nulovou variantou, což je vývoj plochy za ponechání spontánní sukcesi. Výsledný přínos revitalizační akce se vyjádří jako rozdíl mezi oběma křivkami (revitalizace a spontánní sukcese).

4.2 Postup řešení při vytváření metodiky

4.2.1 Výběr možných variant revitalizačních opatření

Pro přehled možností revitalizačních opatření a jako případnou pomůcku pro výběr dalších alternativ k hodnocenému projektu byla vytvořena tabulka „revitalizačních řad“ (viz příloha 1). Model revitalizačních řad je odvozen od degradačních řad (Seják a kol., 2003) a doplněn o poznatky z teorie sukcese a její biotické a abiotické kontroly (Walker a Moral, 2003).
Tabulka obsahuje jednotlivé typy biotopů ČR, jež jsou rozdělené do sloupců podle stupně jejich přirozenosti – „odpřírodnění”. Výchozí biotopy (biotopy určené k revitalizaci) jsou vždy zcela vlevo (podtrženým písmem). Podle stupně odpřírodnění výchozího biotopu je tabulka horizontálně rozdělena do tří částí (biotopy přírodě cizí, přírodě vzdálené a přírodní a přírodě blízké). Vpravo od výchozího biotopu, ve stejném řádku, jsou možné varianty cílových stavů revitalizace, zařazené do sloupců podle stupně jejich přiblížení přírodnímu stavu. U každé varianty jsou číselnými kódy označeny hlavní příčiny bránící spontánní sukcesi a vývoji výchozího biotopu v biotop dané varianty a z toho vyplývající možné revitalizační postupy.

4.2.2 Výběr hodnotících metod

Na základě literární rešerše byly vybírány metody a indikátory, jež by splňovaly požadavky celkové koncepce metodiky. V souladu s předešlou kapitolou byly vybírány metody s co nejuniverzálnější možností použití, aby bylo možné srovnávat přínos rozdílných typů opatření. Z toho důvodu byly z výběru vyřazeny metody, které jsou koncipované pro konkrétní typy ekosystémů, jako je například hodnocení vodních toků a povodí (měření průtoků, měření obsahu látek ve vodních tocích apod.), nebo hodnocení travních společenstev podle výskytu hmyzu. Jako nepoužitelné pro tento účel

byly vyhodnoceny také metody, které nebylo možné aplikovat na plošnou jednotku biotopu.

Jako ideální se pro tento účel zdála být metoda hodnocení biodiverzity BVM, jež pracuje s typy biotopů. Protože se ale zaměřuje spíše na diverzitu na různých úrovních (druhovou diverzitu rostlin, diverzitu biotopů a částečně bere v úvahu krajinný kontext) a nezabývá se ekosystémovými funkcemi, byly hledány indikátory pro doplnění metody o hodnocení ekosystémových funkcí a z nich vyplývajících služeb ekosystémů.

4.2.2.1 Metoda BVM a možnosti využití dat z mapování Natura 2000

Metoda BVM (Biotope Valuation Method) je metoda hodnocení a oceňování biotopů, jakožto typizovaných jednotek na ploše České republiky, která vychází z tzv. hesenské metody, jež je v Německu využívaná pro hodnocení ekologické újmy (Seják a kol., 2003).

Na rozdíl od původní hesenské metody využívá metoda BVM jako rozlišující jednotku biotop a jeho mladé i starší vývojové fáze považuje za stejný typ, pouze s odlišným individuálním hodnocením. Biotopy jsou zde rozděleny na přírodní a přírodě blízké, které jsou převzaté ze systému Natura 2000 (Chytrý a kol., 2001) a na přírodě vzdálené a přírodě cizí, které jsou pro účely metody BVM nově nadefinované (53 přírodě vzdálených a cizích biotopů namísto 14ti antropogenních biotopů, jež rozlišuje Natura 2000). Celkem je tedy rozlišeno 192 typů biotopů, které se vyskytují na území České republiky. Pro každý typ byla určena jeho relativní ekologická hodnota na základě osmi základních kritérií, rozdělených do dvou skupin (ekologická kritéria a kritéria vzácnosti a ohroženosti) a hodnocených bodovou škálou od 1 do 6 (tabulka 3).

Tabulka 3: Kritéria pro určení relativní ekologické hodnoty typů biotopů

Ekologická kritéria		**Kritéria vzácnosti a ohroženosti**	
1. diverzita druhů	1 – 6 bodů	5. vzácnost typu biotopu	1 – 6 bodů
2. diverzita struktur	1 – 6 bodů	6. vzácnost druhů v tomto typu biotopu	1 – 6 bodů
3. zralost	1 – 6 bodů	7. zranitelnost	1 – 6 bodů
4. přirozenost	1 – 6 bodů	8. ohrožení množství a kvality typu biotopu	1 – 6 bodů

Hodnota typu biotopu se počítá jako součet bodů prvních čtyř kritérií (ekologických) vynásobený součtem bodů druhých čtyř kritérií (vzácnosti a ohroženosti). Výsledek se porovná s maximálně dosažitelným počtem bodů (576), který vyjde pokud je každé kritérium ohodnoceno šesti body. Je vyjádřen v procentech z této maximální hodnoty.

[(1.+ 2.+ 3.+ 4.) * (5.+ 6.+ 7.+ 8.) / 576] * 100 = bodová hodnota (3-100)

Výsledkem tohoto kroku je tabulka typů biotopů, kde má každý typ přiřazenu svou relativní bodovou hodnotu. Jelikož tímto výpočtem nelze dosáhnout hodnoty nižší než 3, byla následně naprosto antropogenním biotopům bez vegetace přiřazena nulová hodnota (Seják a kol., 2003).

Individuální hodnocení

Při podrobnějším hodnocení již realizované revitalizace se mohou typy biotopů následně ohodnotit v terénu pomocí tzv. individuálního hodnocení biotopů na konkrétním místě a v konkrétním čase, jež se provádí na základě terénního průzkumu (Seják a kol., 2003). Umožňuje snižovat (výjimečně také zvyšovat) hodnotu biotopu, jenž plně neodpovídá popisu typu, který je charakterizován v katalogu biotopů (Chytrý a kol., 2001). Tato korekce bodové hodnoty se provádí pomocí koeficientů, získaných na základě šesti kritérií individuálního hodnocení (tabulka 4).

Tabulka 4: Kritéria individuálního hodnocení metody BVM

Kritérium	**Princip hodnocení**	**Škála koeficientu**
Ontogenetická zralost	% plnění ekologických funkcí	0,6 – 1
Přirozenost	Prezence invazních a expanzivních druhů	0,6 – 1
Nasycení druhů	% nasycení diagnostických druhů	0,6 – 1,2
Nasycení vzácných druhů	% nasycení vzácných druhů	0,6 – 1,3
Nasycení struktur	% potenciálně přítomných vegetačních vrstev	0,6 - 1
Integrita	a) podle velikosti biotopu (schopnost udržet se v krajině) b) schopnost pozitivně ovlivnit ekologickou stabilitu krajiny c) bioregionální hledisko (vhodnost typu biotopu)	0,6 – 1 1 – 1,3 1 – 1,2

Tabulka obsahující jednotlivé typy biotopů a jejich bodovou hodnotu je v příloze 11.

.

Návaznost kategorií metody BVM na kategorie metody Natura 2000 umožňuje využití rozsáhlých dat z mapování, které je k dispozici pro většinu území České republiky. Přírodní a přírodě blízké typy biotopů se s kategoriemi mapování Natura 2000 zcela shodují, přírodě vzdálené a cizí je možné převést z kategorií mapování Natura 2000 na typy biotopů metody BVM na základě doplňujících mapových údajů (letecké snímky, mapování Corine Land Cover atd.) Byla vypracována rovněž metoda pro zjednodušené individuální hodnocení podle metody BVM, prováděné pouze na základě údajů z mapování Natura 2000 (Cudlín a kol. 2005).

4.2.2.2 Výběr vhodných indikátorů ekosystémových funkcí

Přestože ekosystémové procesy a funkce probíhaly na Zemi i před počátkem ovlivňování lidskou činností, tato práce se zabývá pouze funkcemi ekosystému, jež vedou k poskytování ekosystémových služeb. Ekosystémové služby jsou tedy výsledkem ekosystémových funkcí, jež přinášejí člověku užitek, respektive mu umožňují život na Zemi. Pro potřeby práce byly vybírány parametry ovlivňující funkce či procesy, z nichž vyplývají služby, spadající do kategorie zásobovacích, životodárných (podpůrných) a regulačních Millenium Ecosystem Assessment (2005).

Indikátory byly vybírány na základě následující tabulky shrnutí ekosystémových funkcí a služeb, vycházející z výsledků literární rešerše (tabulka 5). Je v ní proveden souhrn služeb ekosystému, jejich vztah ke konkrétnímu ekosystémovému procesu, úloha rostlinných společenstev v tomto procesu a měřitelné parametry, vztahující se k rostlinnému společenstvu, jež tyto procesy ovlivňují. Toto zaměření na rostlinná společenstva vyplývá z celkové koncepce metody, která pracuje s typy biotopů jakožto plošně určenými jednotkami. Z celkového výčtu parametrů byly proto hledány takové indikátory, jež jsou vlastnostmi rostlinných společenstev, v souladu s Katalogem biotopů ČR (Chytrý a kol., 2001), a jsou aplikovatelné na typy nebo skupiny typů biotopů.

Tabulka 5. Souhrn služeb ekosystémů, jejich vztah ke konkrétnímu ekosystémovému procesu, úloha rostlinných společenstev v tomto procesu (často spočívající v plnění ekosystémových funkcí) a měřitelné parametry (indikátory), vztahující se k rostlinnému společenstvu, jež tyto procesy ovlivňují.

Typ služby ekosystémů	**Služba ekosystémů**	**Ekosystémový proces**	**Úloha rostlinných společenstev**	**Parametry ovlivňující proces**
Zásobovací	Zásobování vodou	Infiltrace	Vedení vody kořenovým systémem, zdrsnění povrchu země (zpomalení povrchového odtoku, podpora vsakování), vytváření vrstvy organického opadu, humusu	Hustota kořenového systému, pokryvnost
		Krátký cyklus vody, místní srážky	Zadržení odpařené vody korunou a její navracení do koloběhu	Pokryvnost, patrovitost, LAI, plocha a objem korun stromů
		Retence vody	Vytváření živých i mrtvých pletiv a materiálů, schopných nasávat a zadržovat vodu a dotovat toky v době sucha, vytváření vrstvy organického opadu, humusu	Množství opadu, množství humusu, pokryvnost, patrovitost, přítomnost určitých typů mokřadních biotopů
		Intercepce	Zachycení vody povrchem listů	LAI, patrovitost, tvar a drsnost listů, plocha a objem korun stromů
	Zásobování potravinami, materiály a energií	Fotosyntéza, primární a sekundární produkce	Fotosyntéza, zachycení sluneční energie povrchem listů a přeměna anorganických látek na organické	LAI, biomasa, produkce, exergy
	Zásobování biochemickým a genetickým materiálem	Diferenciace druhů, zachování diverzity	Vznik a zachování rostlinných druhů	Biodiverzita na úrovni společenstev, populací a genů
Podpůrné	Cyklus uhlíku	Fotosyntéza	Fotosyntéza, zachycení sluneční	LAI, biomasa, produkce,

(životodárné)		a tvorba organických látek	energie povrchem listů a přeměna anorganických látek na organické	exergy
		Humifikace	Tvorba opadu, jež se hromadí na povrchu půd a humifikuje	Obsah humusu, typ humusu a frakce
		Dekompozice	Tvorba opadu, jež je zdrojem živin pro dekompozitory	Obsah humusu, typ humusu a frakce, rychlost rozkladu (opadové sáčky), C/N poměr
		Vyrovnávání přesycenosti kyseliny uhličité v mokřadech	Povrch mokřadních rostlin je dostatečně členitý a umožňuje zvýšenou komunikaci mezi ovzduším a vodou	Množství mokřadních makrofyt (emerzních, natantních…….)
	Cyklus dusíku	Fixace plynného dusíku	Leguminózy (bakterie, žijící v kořenových hlízkách rostlin)	Výskyt a množství (poměr) N-fixujících rostlin (*Fabaceae*)
		Ochrana před vyplavováním rozpustného NO_3^- při nitrifikaci	Nasávání NO_3- kořenovým systémem rostlin a jeho fixace ve formě organických látek (aminokyselin), omezení rychlosti nitrifikace díky zadržování vody (anaerobní prostředí) a tím také vyrovnávání teplot	Pokryvnost, biomasa, produkce a vitalita vegetačního krytu, množství organického materiálu a obsah vody v půdě (plus vyrovnanost)
		Odvádění přebytečného dusíku v mokřadech (denitrifikace a anamox - vznik plynného N a jeho únik do atmosféry, odběr dusíku vodními a mokřadními rostlinami)	Výskyt a množství vodních a mokřadních rostlin	Obsah N ve vodě
	Cyklus fosforu	Ochrana před vyplavováním a ztrátou fosforu	Nasávání rozpustných forem fosforových sloučenin kořenovým systémem rostlin	Pokryvnost, biomasa, produkce a vitalita vegetačního krytu
	Cyklus bazických iontů	Srážení bazických látek v mokřadech	Mokřadní rostliny během produkce odebírají kyselinu uhličitou, čímž podporují srážení bazických kationtů	Biomasa vodních a mokřadních rostlin
		Fixace bází v půdních organických látkách	Vyrovnávání obsahu vody v půdě (zabránění zvýšené mineralizaci a následnému výplachu živin při dešti; k mineralizaci dochází při aktivitě rostlin - nasávání vody - následuje dílčí okysličení a mineralizace a okamžité využití (fixace) bází rostlinami)	Vyrovnaný průtok, pokryvnost a patrovitost porostu, obsah vody v půdě a její kolísání v závislosti na srážkách, obsah opadu, humusu a půdních organických látek
		Regulace vyplavování živin	Nasávání rozložených živin kořenovým systémem, jejich fixace a navracení do koloběhu po odumření (ochrana před vyplachováním)	Obsah živin ve vodních tocích a nádržích
	Cyklus vody	Evapotranspirace	Nasávání vody kořenovým systémem a její výdej do atmosféry přes průduchy	Teplota porostu, teplotní průběhy, Bowenův poměr, měření evapotranspirace, plocha a objem korun stromů
		Kondenzace	Podpora kondenzace vodní páry na listech	Pokryvnost, patrovitost, hustota porostu, LAI, drsnost listů, plocha a objem korun stromů
		Krátký cyklus vody	Zadržení odpařené vody korunou a její navracení do koloběhu	Pokryvnost, patrovitost, hustota porostu, LAI, drsnost listů, plocha a objem korun stromů
		Intercepce	Zachycení vody povrchem listů	Pokryvnost, patrovitost, hustota porostu, LAI, plocha a objem korun stromů
		Retence vody	Vytváření živých i mrtvých pletiv a materiálů, schopných nasávat a zadržovat vodu a dotovat toky v době sucha, tvorba půdních koloidů, jež vážou vodu, ochrana půdy před vysycháním a erozí	Množství opadu, množství humusu, pokryvnost, patrovitost, přítomnost určitých typů mokřadních biotopů

	Tvorba půdy	Pedogeneze	Tvorba humusu, dodání dusíku (leguminózy), tvorba půdní struktury, opad - živiny pro dekompozitory, zadržování vody	Obsah humusu, obsah dusíku a jiných živin, poměr C/N, opad - množství a rychlost rozkladu
	Tvorba kyslíku	Fotosyntéza	Štěpení vody na H+ a O2	Biomasa, produkce
Regulační	Regulace klimatu	Evapotranspirace (regulace teplot a následně energetických toků)	Nasávání vody kořenovým systémem a její výdej do atmosféry přes průduchy	Teplota porostu, teplotní průběhy, Bowenův poměr, měření evapotranspirace, plocha a objem korun stromů, šířka tracheií dominantních druhů
		Vázání CO2 (zmírňování sklen. efektu)	Fotosyntéza, zachycení sluneční energie povrchem listů a přeměna anorganických látek na organické, vázání uhlíku v rostlinách a v půdě	Biomasa, produkce, obsah uhlíku v biomase a v půdě
		Odraz slunečního záření zpět do atmosféry	Albedo povrchu porostů	Měření albeda
		Zadržování vody (regulace teplot)	Vytváření živých i mrtvých pletiv a materiálů, schopných nasávat a zadržovat vodu a dotovat toky v době sucha, tvorba půdních koloidů, jež vážou vodu, ochrana půdy před vysycháním a erozí	Množství opadu, množství humusu, pokryvnost, patrovitost, přítomnost určitých typů mokřadních biotopů
		Podpora krátkého cyklu vody (zvýšení četnosti srážek)	Zadržení odpařené vody korunou a její navracení do koloběhu	Pokryvnost, patrovitost, hustota porostu, LAI, drsnost listů, plocha a objem korun stromů
		Toky minerálních aerosolů	Výměna částic mezi listy a atmosférou	Rychlost toku aerosolů do listu
		Ovlivnění proudění vzduchu	Turbulence	Drsnost povrchu porostů, drsnost listů
	Regulace záplav	Retence vody v půdě	Vytváření dostatečného množství organických látek pro tvorbu humusu a opadu, které jsou schopny nasávat vodu a zadržovat ji, tvorba koloidních částic v půdě	Množství opadu, množství humusu, pokryvnost, patrovitost, přítomnost určitých typů mokřadních biotopů
		Retence vody v porostech a transpirace	Zadržení vody povrchem rostlin, nasávání vody kořenovým systémem a její transpirace	Pokryvnost, patrovitost, LAI, plocha a objem korun stromů, množství průduchů, šířka tracheií, existence určitých typů mokřadních a nivních biotopů, existence přírodě blízkých říčních koryt
		Vsakování	Kořenový systém umožňující rychlejší vsakování vody, struktura půdy, umožňující rychlejší vsakování	Kořenový systém, množství organických látek v půdě
	Regulace čistoty ovzduší	Fotosyntéza (štěpení vody a výroba molekulárně čistého kyslíku), zachycení prachových částic a jiných polutantů	Proces fotosyntézy, zachycení částic povrchem rostlin, vytváření turbulence	Listová plocha – LAI, hustota porostu, objem korun stromů, drsnost povrchu rostlin, drsnost listu
	Regulace čistoty vody	Zachycování živin, vstřebávání látek kořenovým systémem, zadržení odtoku vody	Akumulace živin, nárůst biomasy, fotosyntéza, protierozní funkce (zadržení plošného splachu)	Produkce biomasy, CN křivky
	Regulace nemocí	Biologická ochrana	Biotop pro různé organismy, ekosystémové vazby, negativní zpětné vazby	Biodiverzita, zralost ekosystému
	Regulace eroze	Zadržení, zpomalení plošného toku při srážkách, zamezení tvorby erozních rýh a odnosu půdy	Zpomalení toku vody díky hustotě porostu, podpoře vsakování, intercepci vody rostlinami	CN křivky, pokryvnost rostlin v průběhu roku

Zásobovací služby

Zásobovacími službami se rozumí ty, jež zajišťují člověku potravu, vodu, energii či materiál různého druhu (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Jako stěžejní se jeví zásobování vodou, na němž je závislý samotný život člověka a jež bývá podmiňující pro zásobování dalšími zdroji. Proto na něj byl v hodnocení kladen největší důraz. Je zřejmé, že kromě klimatických faktorů souvisí zásobování vodou úzce s procesy její infiltrace, retence a intercepce. Tyto procesy jsou ovlivňovány mnoha faktory, z nichž například faktory propustnosti geologického podloží, půdní charakteristiky (půdní druh a typ, prokořenění, hloubka a hustota kořenů, množství organických látek v půdě, typ humusu, půdní edafon atd.), případně faktory reliéfu lze jen stěží aplikovat na typ nebo skupinu typů biotopů. Proto byly hledány indikátory související s vegetací a zastoupením biotopů. Z analýzy vztahů v tabulce 5 bylo odvozeno, že procesy infiltrace, retence a intercepce jsou ovlivňovány mimo jiné parametry jako je Leaf Area Index (LAI), plocha porostu dřevin, objem korun stromů, patrovitost porostu a zásoba biomasy.

Vhodným indikátorem zásobování potravinami, materiálem a energií se zdá být (kromě různých tržních produktů) produkce biomasy. Zásobování genetickým materiálem je částečně zachyceno metodou BVM, jež hodnotí biologickou diverzitu na několika úrovních.

Životodárné (podpůrné) služby

Životodárné služby umožňují veškerý život na Zemi, jsou zajišťovány permanentním koloběhem látek za využití a přeměny sluneční energie. Jedním z nejdůležitějších procesů je cyklus vody. Malý cyklus vody je ovlivněn schopností povrchu vodu zachytit a udržet (tedy s procesy intercepce a retence), ovšem významným faktorem je také evapotranspirace porostů a jejich hustota a patrovitost, jež přispívá k teplotní inverzi v rámci porostu, opětovné kondenzaci a návratu vody do místního koloběhu. Porosty zadržují srážkovou vodu, napomáhají jejímu vsakování a zadržení v půdě, následně ji transpirují do ovzduší a zároveň podporují zpětné srážení vody na svém povrchu, čímž cyklus vody zkracují.

Pokud opět hledáme indikátory související s vegetací, jež se dají aplikovat na typ nebo skupinu typu biotopů, pak se asi nejlépe uplatní parametry, související s množstvím a strukturou vegetace (např. plocha lesního porostu), s hustotou a vertikálním rozložením vegetace, jako je patrovitost porostu a LAI a s parametry souvisejícími

s výdejem vody do ovzduší, jehož intenzitu odráží například Bowenův poměr či intenzita evapotranspirace (viz tabulka 5).

Cyklus látek lze obecně pro typy a skupiny typů biotopů hodnotit jen částečně; vhodným indikátorem pro cyklus uhlíku je zásoba biomasy a její roční produkce. Tyto dva parametry jsou částečně relevantní také pro hodnocení cyklu dusíku a fosforu a samozřejmě pro službu zásobování kyslíkem; také cyklus bazických kationtů je ovlivněn množstvím vegetace s využitím výše zmíněných indikátorů.

Regulační služby

Regulační služby se podílejí na vytváření stability prostředí, vhodného pro život. Pomáhají tedy eliminovat, popřípadě zmírňovat přirozené i antropicky způsobené negativní jevy či výkyvy přirozených podmínek. Patří sem například regulace čistoty ovzduší, vody, regulace klimatu, protipovodňová ochrana apod. V práci byla největší pozornost věnována regulaci klimatu, a to jednak z hlediska ochrany před globálním oteplováním planety, která je zprostředkována zejména porosty s velkou zásobou a každoroční akumulací oxidu uhličitého (vhodným indikátorem je zásoba biomasy a produkce), ale také ochrana před přehříváním zemského povrchu v lokálním měřítku, jež je zajištěna porosty s velkou schopností evapotranspirace a přeměny sluneční energie na skupenské teplo výparné. Vyšší schopnost porostů zadržovat a transpirovat vodu přispívá k přeměně větší části energie slunečního záření na energii skupenského tepla výparného, která již nepřispívá k oteplování zemského povrchu.

Přímými indikátory pro zjištění míry chladícího efektu vegetace je Bowenův poměr či intenzita evapotranspirace, dalšími parametry, jež mají rovněž výrazný vliv na plnění klimatizační funkce porostů jsou ty, jež souvisí s množstvím transpirujícího povrchu rostlin, například plocha dřevinného porostu, objem korun stromů, biomasa, patrovitost porostu a LAI.

Regulace eroze a regulace povodní jsou další služby ekosystémů, která jsou dané zejména retenční schopností porostů, procesem intercepce a dalšími vlastnostmi porostu, jako je hustota kořenového systému, velikost povrchu rostlin atd. Jedním z možných parametrů využitelných pro hodnocení těchto funkcí jsou CN křivky. Ty vyjadřují poměrové rozdíly mezi jednotlivými porosty ve schopnosti zadržet srážkovou vodu a jsou součástí vzorce pro výpočet erozního ohrožení ploch.

Z výše zmiňovaných parametrů byly vybrány ty, jež se zdály být nejvhodnější pro aplikaci na typy biotopu v rámci hodnocení ekosystémových funkcí a služeb. K dalšímu

přezkoumání vhodnosti použití byly vybrány: LAI, biomasa, evapotranspirace (podle Seják a kol., 2010), patrovitost porostu byla nahrazena parametrem „malý vodní cyklus“ (podle Seják a kol., 2010), objem korun stromů a průměrné hodnoty CN křivek.

Popis vybraných parametrů:

LAI [m^2/m^2]

Index listové plochy, vyjadřuje velikost listové plochy porostu vztaženou k jednotce povrchu půdy [m^2]. Je jedním z indikátorů hustoty porostu a velikosti asimilační a transpirační plochy.

Biomasa [t sušiny/ha], [t C/ha], u produkce [t sušiny/ha/rok]

Biomasa je hmotnostní indikátor množství vegetace, vztažený na plošnou jednotku. Hodnotit se může průměrná roční biomasa porostu, maximální roční biomasa a roční produkce biomasy, vztažená na plošnou a časovou jednotku.

Evapotranspirace [l /m^2/rok]

Jedná se o klasifikaci porostů podle ročního výparu vody rostlinami a z půdy. Evapotranspirace je procesem přeměny sluneční energie na skupenské teplo vody, díky němuž se chladí povrch Země a energie se převádí ve formě latentního tepla na místa, kde voda kondenzuje. Parametr byl převzat z projektu Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky (Seják a kol., 2010). Vysoká roční suma výparu se projevuje nižší průměrnou teplotou porostu.

CN křivky

CN křivky (curve number) se využívají k hodnocení retenční schopnosti povodí (Janeček a kol., 2008). Nabývají hodnot od přibližně 30 (velké ztráty vody z povodí) do 100 (beze ztrát). Toto číslo se určuje z tabulek na základě a) hydrologické skupiny půd – reprezentuje infiltrační a retenční vlastnosti půdy (kategorie A až D), b) využití území v povodí (land use); zohledňuje se též vegetační pokryv, způsob obdělání pozemků a předchozí vláhové podmínky (dáno úhrnem srážek v předchozích dnech).

Malý vodní cyklus [l /m^2/rok]

Tento parametr byl rovněž převzat z projektu Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky (Seják a kol., 2010). Vyjadřuje množství vody, které se vrací zpět do krajiny formou rosy, mlhy a malých vodních srážek. Schopnost porostů navracet odpařenou vodu zpět do ekosystému (tzv. mikrocyklus) je ovlivněn zejména patrovitostí (vertikální členitostí) porostu a jeho hustotou, u lesních porostů se vytváří teplotní inverze, jež omezuje únik vodní páry z ekosystému. Schopnost navracet vodu do

okolních blízkých ekosystémů je ovlivněna též horizontální členitostí porostů. Obecně jsou vyšší hodnoty těchto faktorů u druhově bohatších a sukcesně vyvinutějších porostů, maximálních hodnot dosahuje zpravidla klimaxová vegetace.

Objem korun stromů [m^3]

Tento parametr určuje vzdušný objem korun, vychází z tvaru koruny jednotlivých taxonů a uplat˘uje se pro hodnocení soliterních stromů, rozvolněných skupin stromů a alejí. Dobře vystihuje změny rozměrů a tvarů stromů v závislosti na jejich růstu.

4.2.3. Stanovení hodnoty kritérií (indikátorů) ekosystémových funkcí pro jednotlivé funkční skupiny typů biotopů

Jelikož je metoda určena pro hodnocení návrhů a tudíž nepřipadá v úvahu měření hodnot indikátorů ekosystémových funkcí na konkrétním místě revitalizace, byly hodnoty jednotlivých parametrů určeny na základě dostupných údajů odborné literatury tak, aby je bylo možné přiřadit konkrétnímu typu biotopu. Jelikož nebylo možné dohledat hodnoty pro všech 192 typů biotopů, byly biotopy rozděleny do tzv. funkčních skupin. Podle Hooper (2005) jsou to uskupení druhů, sdružených na základě morfologie, fyziologie, životní historie či jiných vlastností, ovlivňujících ekosystémové procesy. V tomto případě sdružují jednotlivé funkční skupiny biotopy s podobnou mírou plnění konkrétní ekosystémové funkce. Také z tohoto důvodu nejsou funkční skupiny definované jednotně pro všechny funkce, ale zvlášť podle konkrétní funkce a jejích specifik ohledně vztahu k rostlinným formacím a typům biotopů. Přímo pro účel hodnocení ekosystémových funkcí evapotranspirace a malý vodní cyklus bylo nadefinovaných 22 funkčních skupin (viz Seják a kol. 2010).

Hodnoty CN křivek

Byly využity údaje z odborné literatury, týkající se hodnot CN křivek pro jednotlivé kategorie využití půdy: úhor, okopaniny na menších polích, okopaniny na velkých polích, obiloviny se střídáním plodin, obiloviny ve velkých polích, víceleté kultury, pastviny, degradované pastviny, louky, křoviny, zatravněné sady, lesy, degradované lesy, povrchy kamenné, dlážděné, štěrkové, hliněné, nepropustné plochy (Janeček a kol., 2008). Doplněny byly o další funkční skupiny (vodní plochy a mokřady), jejichž hodnoty parametrů byly konzultovány s prof. Janečkem. Hodnoty parametrů se liší v závislosti na hydrologické skupině půdy (viz tabulka 6).

Tabulka 6. Hodnoty CN křivek pro jednotlivé funkční skupiny a hydrologické skupiny půd (podle Janeček a kol., 2008). Kurzívou jsou označeny přepočty na procenta z maximální hodnoty.

Využití půd	Upřesnění	Hydrologická skupina půd							
		A		B		C		D	
Úhor		75	***35,7***	85	***21,4***	89	***15,7***	92	***11,4***
Okopaniny	Střídání plodin	63	***52,9***	72	***40,0***	79	***30,0***	81	***27,1***
	Velká pole	66	***48,6***	77	***32,9***	84	***22,9***	88	***17,1***
Obiloviny	střídání plodin	60	***57,1***	70	***42,9***	78	***31,4***	81	***27,1***
	velká pole	63	***52,9***	74	***37,1***	83	***24,3***	86	***20,0***
Víceleté kultury (pícniny)		60	***57,1***	72	***40,0***	80	***28,6***	84	***22,9***
Pastviny	pokryv nad 75%	39	***87,1***	61	***55,7***	74	***37,1***	80	***28,6***
Pastviny degradované	pokryv do 75%	58	***60,0***	74	***37,1***	82	***25,7***	86	***20,0***
Louky		30	***100,0***	58	***60,0***	71	***41,4***	78	***31,4***
Křoviny	pokryv do 50%	48	***74,3***	67	***47,1***	77	***32,9***	83	***24,3***
	pokryv 50 - 75%	35	***92,9***	56	***62,9***	70	***42,9***	77	***32,9***
	pokryv nad 75%	30	***100,0***	48	***74,3***	65	***50,0***	73	***38,6***
Zatravněné sady		44	***80,0***	65	***50,0***	77	***32,9***	82	***25,7***
Lesy		33	***95,7***	57	***61,4***	72	***40,0***	78	***31,4***
Lesy degradované		45	***78,6***	66	***48,6***	77	***32,9***	83	***24,3***
Povrchy kamenné, dlážděné, štěrkové, pískové hliněné		77	***23,0***	85	***21,4***	89	***15,7***	91	***12,9***
Nepropustné plochy		98	***2,0***	98	***2,9***	98	***2,9***	98	***2,9***
Vodní plochy						98	***2,9***		
Mokřady						90	***14,3***		

Hydrologické skupiny půd lze zjistit podle mapy BPEJ (bonitovaných půdně – ekologických jednotek). Veškeré hodnoty jsou určené pro průměrně nasycenou půdu vodou (IPS, index předchozích srážek II). Pro suchou nebo přesycenou půdu (IPS I a III) by bylo nutné hodnoty dopočítat (vzorec pro výpočet viz Janeček a kol. 2008, str. 58).

Konzultována byla také obecná vhodnost použití CN křivek pro hodnocení retenční schopnosti území. CN křivky se nezdají být nejvhodnějším indikátorem vzhledem k tomu, že hodnoty jsou relevantní pouze pro protierozní funkci. Pro retenci vody mají jen částečnou vypovídající hodnotu, neboť se přidružuje vliv dalších faktorů, zejména tvaru reliéfu, velikosti povrchu rostlin a jejich schopnosti povrchové akumulace, intercepce a evapotranspirace; při jejichž zanedbání je hodnocení zavádějící. Například extenzivní louka (sečená jen dvakrát ročně) má z hlediska protierozní funkce horší vlastnosti než intenzivní, krátce sečená louka, neboť dlouhá stébla se při prudkém dešti položí a voda po nich rychleji proudí. Ovšem z hlediska intercepce vody je vyšší porost několikanásobně účinnější, což ovšem v hodnotách CN křivek není zohledněno (Janeček, ústní sdělení).

Hodnoty LAI

Údaje LAI, neboli indexu listové plochy, vztažené na $1m^2$, byly převzaty z odborné literatury. Souhrnné údaje pro jednotlivé typy porostů jsou převzaty z rozsáhlé internetové databáze měření LAI (Scurlock et al. 2001). Údaje z databáze byly shromážděny pro jednotlivé kategorie land cover na celosvětové úrovni. Pro tuto metodiku byly vybrány ty kategorie, které odpovídaly žádaným funkčním skupinám a jejichž hodnoty pocházely ze srovnatelných podmínek jako je ČR. Zvoleny byly tyto kategorie: zemědělské plodiny, traviny, plantáže dřevin, křoviny, opadavý les listnatý, jehličnatý les mírného pásma, mokřady a vodní plochy. Souhrnná hodnota pro mokřady v databázi nebyla obsažena, byla proto použita průměrná hodnota LAI vlhkých ostřicových porostů (viz tabulka 7).

Tabulka 7. Souhrnné kategorie LAI podle celosvětové databáze (Scurlock et al. 2001) a určení procentické hodnoty z hodnoty ppv (potenciální přirozené vegetace).

Kategorie půdního pokryvu	Průměrný LAI	% z ppv (listnatý les)	% z ppv (lužní les)
Zemědělské plodiny	3,62	71,54	52,46
Traviny	1,71	33,79	24,78
Plantáže dřevin	8,72	172,33	126,38
Křoviny	2,08	41,11	30,14
Opadavý les listnatý	5,06	100,00	73,33
Jehličnatý les mírného pásma	5,47	108,10	79,28
Mokřady	1,90	37,55	27,54
Vodní plochy	0,30	5,93	4,35
Lužní les - olšina	4,80	94,86	69,57
Lužní les s podrostem 100 let	6,90	136,36	100,00

Jelikož hodnoty LAI jsou závislé na konkrétním typu biotopu, jeho druhovém složení a věkovém stádiu a výše zmíněné hodnoty nejsou dostatečně podrobné, byly v odborné literatuře dohledány ještě podrobnější údaje pro jednotlivé druhy lesních dřevin a jejich věková stádia. Podrobné údaje LAI pro konkrétní typy porostů byly vypočteny jako průměrné hodnoty všech dohledaných údajů v rámci jednotlivých porostů v jednotlivých věkových stádiích – viz příloha 2.

Hodnoty biomasy

Jako relevantní indikátor pro tento účel byla vybrána průměrná hodnota maximální biomasy pro danou kategorii. Byly využity výsledky z projektu Czech Carbo (Stará a kol., 2009), funkčními skupinami jsou kategorie land-use: brambory, pšenice, ječmen, oves, žito,

kukuřice, řepka, jetele, suché louky, mezofilní louky, aleje a solitery v loukách, vlhké a podmáčené louky, rákosiny a ostřice, rákosiny s vrbinami/olšinami, vrbiny/olšiny, nálety dřevin, bylinná lada, sady, aleje a liniové dřeviny, lužní les, listnaté lesní porosty, jehličnaté lesní porosty, smíšené lesní porosty, paseky a mýtiny, vodní plochy, souvislá zástavba, roztroušená zástavba, lom či pískovna bez vegetace a komunikace (viz příloha 3).
Pro výpočet ekosystémových služeb (konkrétně pro zásobovací službu – zásobování kyslíkem) byl využit rovněž údaj o průměrné roční produkci jednotlivých funkčních skupin, údaje byly převzaty z odborné literatury (Seják a kol., 2010). Hodnoty viz tabulka 8.

Hodnoty evapotranspirace a malého vodního cyklu

Hodnoty evapotranspirace a návratu vody v malém vodním cyklu byly převzaty z odborné literatury. Jedná se o expertní odhad hodnot za ideálních podmínek nasycení půdy vodou a slunného počasí (na základě vlastností porostů, jejich struktury, patrovitosti atd.), jenž je částečně podložen naměřenými údaji, pořízenými termokamerou, případně termálním kanálem družicového snímání (Seják a kol. 2010). Určeny byly pro následující funkční skupiny: vodní plocha, mokřady a TTP na vlhkých stanovištích, TTP na mezofilních stanovištích extenzivní, TTP na mezofilních stanovištích intenzivní, TTP na sušších stanovištích s malou pokryvností, TTP na sušších stanovištích s vyšší pokryvností, keřový porost na sušších stanovištích, mezofilní keřový porost, keřový porost na vlhkých stanovištích, suché bory, lesní porost jehličnatý zdravý, lesní porost jehličnatý poškozený, lesní porost listnatý degradovaný, lesní porost listnatý, lesní porost lužní, soliterní stromy, aleje, pícniny, orná půda a plocha bez vegetace. Hodnoty viz tabulka 8.

Tabulka 8. Přehled hodnot parametrů plnění ekosystémových funkcí evapotranspirace, malý vodní cyklus a produkce biomasy pro 22 funkčních skupin typů biotopů (podle Seják a kol. 2010) a jejich převod na procenta z hodnoty potenciální přirozené vegetace (ppv) funkčí skupiny listnatý les a lužní les.

	Evapotrans-pirace [l.m^{-3}.rok^{-1}]	Evapotrans-pirace [%z ppv listnatý les]	Evapotrans-pirace [%z ppv lužní les]	Malý vodní cyklus [l.m^{-3}. rok^{-1}]	Malý vodní cyklus [%z ppv listnatý les]	Malý vodní cyklus [%z ppv lužní les]	Produkce biomasy [kg. m^{-2}.rok^{-1}]	Produkce biomasy [%z ppv listnatý les]	Produkce biomasy [%z ppv lužní les]
Vodní plocha	600	85,71	75,00	500	83,33	71,43	1,67	93,30	82,27
Mokřady + TTP na vlhkých a zamokřených stanovištích	750	107,14	93,75	650	108,33	92,86	2,03	113,41	100,00
TTP na mezofilních stanovištích – extenzivně využívané	550	78,57	68,75	300	50,00	42,86	1,05	58,66	51,72
TTP na mezofilních stanovištích – intenzivně využívané	500	71,43	62,50	300	50,00	42,86	1,39	77,65	68,47
TTP na mezofilních stanovištích - degradované	400	57,14	50,00	175	29,17	25,00	0,8	44,69	39,41
TTP na sušších stanovištích, vyšší pokryvnost	300	42,86	37,50	100	16,67	14,29	0,7	39,11	34,48
TTP na sušších stanovištích, extrémní podmínky, malá pokryvnost	300	42,86	37,50	75	12,50	10,71	0,4	22,35	19,70
Keřový porost na sušších stanovištích	300	42,86	37,50	150	25,00	21,43	0,8	44,69	39,41
Mezofilní keřový porost	400	57,14	50,00	300	50,00	42,86	1,06	59,22	52,22
Keřový porost na vlhkých stanovištích	600	85,71	75,00	475	79,17	67,86	1,16	64,80	57,14
Suché bory	300	42,86	37,50	225	37,50	32,14	0,9	50,28	44,33
Lesní porost jehličnatý, zdravý	500	71,43	62,50	400	66,67	57,14	1,56	87,15	76,85
Lesní porost jehličnatý, poškozený	400	57,14	50,00	300	50,00	42,86	1,25	69,83	61,58
Lesní porost listnatý	700	100,00	87,50	600	100,00	85,71	1,79	100,00	88,18
Lesní porost listnatý, degradovaný	500	71,43	62,50	350	58,33	50,00	1,28	71,51	63,05
Lesní porost lužní	800	114,29	100,00	700	116,67	100,00	2,03	113,41	100,00
Soliterní stromy, aleje	500	71,43	62,50	300	50,00	42,86	1,43	79,89	70,44
Orná půda	300	42,86	37,50	75	12,50	10,71	0,9	50,28	44,33
Orná půda - pícniny	350	50,00	43,75	125	20,83	17,86	1,98	110,61	97,54
Plocha bez vegetace	100	14,29	12,50	25	4,17	3,57	0	0,00	0,00
Skalní stanoviště	200	28,57	25,00	100	16,67	14,29	0,2	11,17	9,85
Rašeliniště	750	107,14	93,75	650	108,33	92,86	0,2	11,17	9,85

Objemy korun stromů

Výpočet byl proveden podle údajů z odborné literatury o rozměrech stromů (Hieke, 1978; Kavka, 1995). Z těchto zdrojů byly převzaty informace o průměrných výškách a šířkách korun konkrétních taxonů v jednotlivých věkových stádiích a o maximální dosažitelné výšce v dospělosti. Objem korun soliterních stromů v jednotlivých věkových stádiích byl počítán jako objem válce (V), přičemž délkou válce je výška

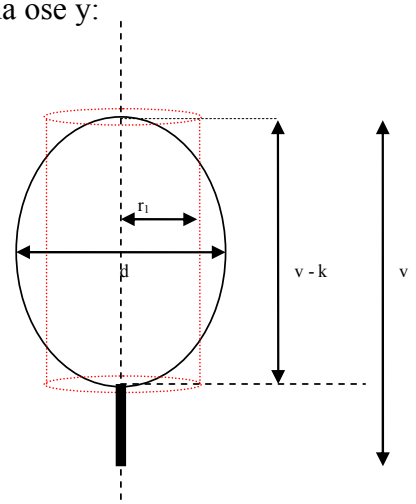
stromu od které je odečtena průměrná výška kmene po nasazení koruny (v – k); počítá se s tzv. „středním poloměrem koruny“ (r_1) podle schematického tvaru koruny. Ten je integrálem křivky, ohraničující podélný průmět koruny, rozdělený osou stromu (viz obr. 4).

Integrál byl počítaný podle obecné lichoběžníkové formule při rozdělení křivky na stejné úseky, přičemž „h“ označuje délku úseku na ose x (tou je osa rozdělující korunu stromu) a „y“ výšku stran lichoběžníku, tj. hodnota na ose y:

Vzorec:

$r_1 = h (y_0/2 + y_1 + y_2 + \ldots . y_{n-1} + y_n/2)$

$V = \pi r_1^2 . (v - k)$



Obr.4: Schema proměnných pro vzorec výpočtu objemu korun stromu

Jakmile stromy dorostou do zápoje, počítá se objem korun jako násobek plochy a maximální průměrné výšky stromů (podle potenciální přirozené vegetace).

Tento jediný parametr se nevztahuje na plošné jednotky typů biotopů, ale na konkrétní exempláře vysázených stromů. Nepracovalo se zde proto s funkčními skupinami, objem byl počítán pro věková stádia těchto taxonů: *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides, Betula pendula, Carpinus betulus, Fraxinus excelsior, Aesculus hippocastanum, Corylus avelana, Alnus glutinosa, Quercus robur/petraea, Pyrus communis, Malus silvestris/domestica, Sorbus aucuparia/aria, Sorbus torminalis/intermedia/hybrida, Ulmus laevis, Ulmus glabra, Tilia cordata, Juglans regia, Platanus occidentalis, Prunus sp.* (stromové), *Populus nigra, Populus tremula, Salix fragilis/alba* (ostatní stromové), *Salix caprea/eleagnos/cinerea* (keřové). Hodnoty rozměrů a objemů korun jednotlivých druhů viz příloha 4.

4.2.4. Metody pro odhad vývoje revitalizačních akcí v čase

Aby bylo možné nějak postihnout výsledný efekt revitalizace, jenž má postupný vývoj a projeví se až za několik let od realizace, byl navržen postup, provádějící odhad vývoje

revitalizované plochy do určité, námi zvolené doby, maximálně však do 100 let. Ve fixně stanovených obdobích (stav před revitalizací (0. rok) a následně v 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. rok od realizace) byl proveden odhad složení typů biotopů a jejich rozloh. Jako základ pro tento odhad byly využity vývojové křivky pro jednotlivé typy biotopů (Dejmal, 2007 sec. Seják a kol., 2007). Na ty části plochy, které byly ponechány bez managementu, byl navržen odhad vývoje podle expertního systému Success (Prach a kol., 1999) viz dále, který na základě podrobných údajů o ploše určuje její další vývoj ve smyslu předpokládané doby nástupu jednotlivých formací a dominantních druhů. Pro travní společenstva byly využity údaje podle Jongepierové (Jongepierová a Poková, 2006), jež bylo možno aplikovat podobným způsobem, neboť udávají sled travních společenstev a dobu vývoje směrem k přírodě blízkým společenstvům po zavedení extenzivního managementu u lučních porostů.

Expertní systém Success

Success byl vyvinut na základě kvantitativních dat i zkušeností z terénního pozorování jakožto expertní databázový systém a jeho využití spočívá v odhadu směru sukcesního vývoje na rozličných typech antropogenně ovlivněných ploch. Jako vstupní data pro vytvoření systému byly využity dva druhy informace: kvantitativní data z dlouholetého studia konkrétních sukcesních stádií na trvalých plochách rozdílně starých srovnatelných stádií a expertní informace získané z dlouholetých zkušeností z terénních průzkumů.

Uživatel zadává do systému základní informace o konkrétní lokalitě, jako je geografická lokalizace, typ substrátu, reliéf, vlhkost, množství živin, charakter okolní vegetace a plocha disturbované plochy. Na základě těchto informací je z databáze vybrána pravděpodobná sekvence sukcesních stádií, od počátečního stádia (půdy bez vegetace) až po stáří 50 let. Na závěr se objeví sumarizační strana a v případě nutnosti dotazy na doplňující informace (např. typ výsypek, reliéf, expozice, plocha disturbované lokality, blízkost lesa apod.).

Výstupem systému je návrh za daných podmínek nejpravděpodobnější trajektorie sukcesního vývoje. Je popsán textem a následně shrnut do tabulky, kde jsou zaznamenány informace o konkrétních druzích, jež jsou dominantní v jednotlivých serálních (sukcesních) stádiích. Systém bere v úvahu rozličné typy sukcesních sérií: a) vodní jakožto počátek sukcese vodní plochy, b) plochu bez vegetace při primární sukcesi v terestrickém prostředí, c) iniciální (dominují jednoleté druhy), d) širokolisté

byliny (dominují vytrvalé druhy), e) travinné, f) keřové (keře pokrývají alespoň 30% plochy), g) stromové (stromy pokrývají alespoň 30% plochy). Každé sukcesní stádium má přiřazen počátek a konec pro specifikaci pravděpodobné doby výskytu (v letech) a obsahuje doplňující informace o variabilitě fyziognomie, základním druhovém složení, trvání a výskytu konkrétního stádia, možnosti zablokování sukcese atd. (Prach a kol., 1999).

Modely vývoje typů biotopů v čase

Jedná se o expertní odhad vývoje typů biotopů v čase, podle nějž lze určit průběh jejich vývoje a dobu dosažení "zralosti" - plnění ekosystémových funkcí. Pro každý přírodní a přírodě blízký biotop je zkonstruována vývojová křivka od jeho založení po dosažení 100% zralosti. Zároveň je zde udán typ antropicky ovlivněného biotopu (X-písmeno), který předchází ve vývoji biotopu přírodnímu či přírodě blízkému a doba, od které již lze biotop za přírodní či přírodě blízký považovat (i když stále se sníženou hodnotou individuálního hodnocení BVM). Doplněním ke grafu jsou tabulky s korigovanou hodnotou BVM, měnící se v průběhu vývoje biotopu (Dejmal 2007, sec. Seják a kol., 2007).

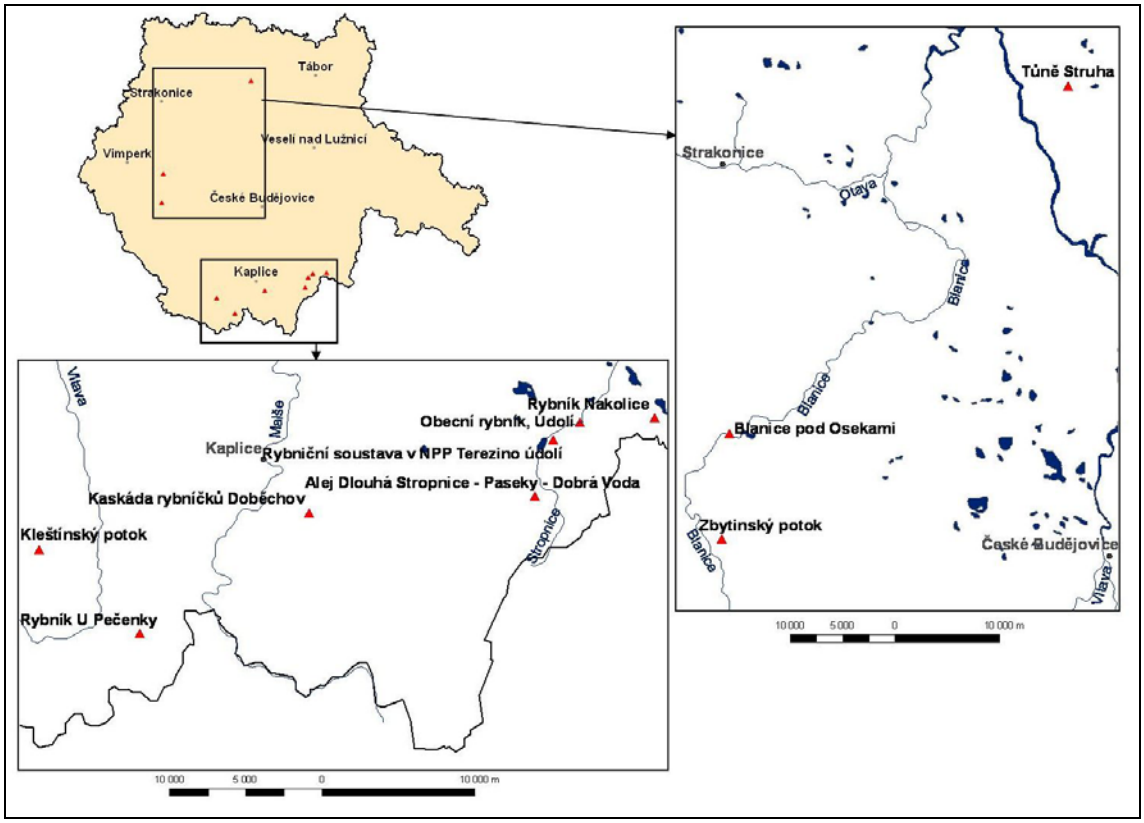
4.3 Verifikace navržené metodiky na konkrétních revitalizačních opatřeních

Hodnoty kritérií ekosystémových funkcí byly aplikovány na konkrétní revitalizační akce; cílem bylo zhodnocení možnosti využití jednotlivých indikátorů, zjištění případných problémů při aplikaci a porovnání křivek vývoje hodnot jednotlivých parametrů v čase, pro zjištění případného překryvu kritérií.

4.3.1 Výběr vhodných revitalizačních opatření

Byly vybrány akce financované z krajinotvorných programů PRŘS (Programu revitalizace říčních systémů) a PPK, (Programu péče o krajinu), jež byly realizované v letech 1995 – 2005 v Jihočeském kraji. Podle údajů z celkového seznamu akcí, provedených v daných letech, který je součástí dokumentace AOPK, byla vybrána ta revitalizační opatření, jejichž cílem byla změna biotopů, tak, aby bylo zahrnuto co možná nejpestřejší zastoupení revitalizací z hlediska cílových biotopů; dále byla

upřednostňována plošně rozsáhlejší opatření. U širšího výběru akcí byla na AOPK ČB dohledána a prostudována projektová dokumentace a byly vyřazeny projekty, jež měly nedostatečně popsaný původní stav vegetace před revitalizací (botanický průzkum nebo alespoň popis typů porostů a dominantních druhů, fotografie) tak, aby z něj bylo možné odvodit původní typy biotopů, dále projekty s nedokonalou dokumentací plánované revitalizace (chyběly grafické přílohy či údaje týkající se ploch zakládaných porostů, počtu sazenic, druhové skladby, typu zakládání atd.). Následně bylo vybráno deset vhodných revitalizačních opatření; zahrnují akce realizované pod programem PPK i PRŘS, je v nich obsažena pestrá škála typů revitalizací a jsou rozptýleny v různých regionech Jihočeského kraje (obr. 5).



Obr. 5 : Lokalizace vybraných revitalizačních opatření z regionu Jihočeského kraje

Vybráno bylo těchto deset revitalizačních opatření: Revitalizace Blanice pod Osekami (obnova říčního koryta, zaneseného štěrkem po povodni), Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův (obnova drobné rybniční soustavy v údolí), Obnova rybníka U Pečenky (obnova rybníka, výstavba hráze), Revitalizace Kleštínského potoka (obnova přírodě blízkého koryta dříve zatrubněného toku a výsadby doprovodné zeleně), Revitalizace Zbytinského potoka (obnova přírodě blízkého koryta dříve regulovaného

a opevněného toku), Tůně v lokalitě Struha (vytvoření drobných tůní v místě bývalé pískovny a na přiléhajícím zemědělském pozemku), Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí (obnova zazemněných rybníků, odbahnění), Obnova rybníka Nakolice (výstavba drobné vodní nádrže v místě zaniklého rybníka), Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů (obnova částečně zazemněného rybníka, odbahnění), Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda (založení oboustranné aleje podél polní cesty). Podrobnější popis akcí – viz příloha 5.

4.3.2 Charakteristika území, informace z projektové dokumentace AOPK a z dat DPZ

Pro každé vybrané revitalizační opatření byly z projektové dokumentace vytaženy následující informace: a) celková plocha revitalizace (podle informace v dokumentaci, případně grafické části projektu – půdorysných plánů); b) informace o původním stavu vegetace, tj. jakákoliv z těchto informací: botanický průzkum (někdy součástí PD), popis typu krajinného pokryvu, výčet dominantních druhů (případně vzácných či naopak invazních druhů), odhad typu biotopu, slovní popis vegetace, fotodokumentace, výměry jednotlivých typů vegetace (lze odhadnout také např. podle ploch dřevin, určených ke kácení apod.); c) informace o prováděných opatřeních, tj. změna abiotického prostředí (změna terénu, reliéfu, zrušení drenáží, obnovení vodního režimu), cílové vegetační formace, typy vegetace nebo typy biotopů, jejich výměry (formulář RA 80, grafická část projektu – půdorysné plány), druhové složení, velikost a kvalita výpěstků při zakládání dřevinných prvků, typ zakládání (lesnický, sadovnický); d) informace o finančních nákladech na realizaci; e) rok dokončení akce.

Pro jednotlivé akce byla následně vyhledána ortofota z dat družicového snímání a to pro stav před revitalizací a stav po realizaci revitalizačních opatření (viz příloha 5).

4.3.3 Terénní průzkum

Terénní průzkum sloužil zejména k ověření splnění závazků z projektové dokumentace, určení typů založených biotopů a určení či upřesnění jejich ploch. Pro spolehlivější určení typů biotopů (ověření počtu diagnostických druhů) a možnost dalšího odhadu vývoje plochy bylo provedeno zjednodušené fytocenologické snímkování (Zlatník, 1976), které spočívalo v záznamu jednoho snímku pro každý typ biotopu na rozloze 4 x 4 m až 10 x 10 m, u více antropogenně ovlivněných biotopů, které nebyly převzaty

z metody Natura 2000, ale z metody BVM, byl zaznamenán pouze výčet dominantních druhů.

Byly zapsány veškeré parametry a údaje, jež mohou posloužit jako vodítko pro odhad dalšího vývoje plochy. V tomto kontextu byla provedena kontrola zachování technických parametrů projektu (zejména sklon břehů u vodních nádrží, vyústění drenáží, použitý materiál apod.), dále byl zaznamenán případný výskyt invazních druhů rostlin a výskyt vzácných a ohrožených druhů rostlin. Zhodnocen byl také kontext okolní krajiny: blízkost zdrojů znečištění či eutrofizace (pole nad realizovanou plochou, blízkost frekventované komunikace), blízkost zdrojů diaspor (lesní, keřová společenstva v okolní krajině, přírodě blízké biotopy v okolí), hrozba šíření invazních a nepůvodních druhů (nález těchto druhů v bezprostředním okolí nebo v širším okolí proti směru vodního toku). Tam, kde se zachovala část původního biotopu (např. při zakládání tůní na louce) byl typ a stav původního biotopu rovněž zhodnocen a zpřesněny údaje z projektové dokumentace.

4.3.4 Určení typů biotopů a jejich rozlohy

Postup vychází z metody klasifikace biotopů Natura 2000 (Guth, 2002) a z metody hodnocení typů biotopů a individuálního hodnocení biotopů (metoda BVM, Seják a kol., 2003, viz kap. 4.2.2.1). Do grafických podkladů, získaných z projektové dokumentace, byly při terénním průzkumu zaznamenány typy biotopů, určené dle výše zmíněné metodiky a byla zpřesněna jejich rozloha a lokalizace. Do ortofoto snímků byly v prostředí GIS (ArcView 9.3) zaneseny hranice jednotlivých typů biotopů.

Údaje o původním stavu vegetace před revitalizací posloužily rovněž pro určení typů biotopů. V tomto případě byly alespoň odhadem stanoveny plochy jednotlivých biotopů (podle fotodokumentace, popisu a dalších údajů PD a byly opět zpřesněny při digitalizaci v GIS podle ortofoto snímků, pořízených před realizací akce. Výsledkem tohoto kroku byly dvě zdigitalizované mapy revitalizované plochy, zachycující rozložení biotopů před revitalizací a po realizaci revitalizačního opatření (příloha 5).

4.3.5 Hodnocení vývoje ekosystémových funkcí a biodiverzity v čase

4.3.5.1 Určení typů biotopů a jejich rozloh v jednotlivých letech po realizaci

Odhad vývoje typů biotopů v jednotlivých letech (stav před revitalizací 0. rok a následně v 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. roce od realizace) byl proveden podle vývojových křivek biotopů (Dejmal 2007, sec. Seják a kol., 2007), viz kap. 4.2.4. Jelikož tyto křivky předpokládají poměrně rychlý vývoj nově založených ploch směrem k přírodě blízkým typům biotopů (u mokřadních biotopů v průměru do 5ti let a u lučních do deseti let), jedná se o odhad vývoje trvalými antropickými vlivy nezatíženého prostředí. Při terénním průzkumu nebyl tento předpoklad vývoje mnohdy potvrzen, proto byly odhady částečně pozměněny; u některých ploch, lokalizovaných blízko zdroje znečištění byl konec jejich vývoje odhadnut ve fázi biotopu přírodě vzdáleného (X – písmeno), u méně antropicky ovlivněné krajiny byla pouze prodloužena doba vývoje biotopů, u mokřadů na 10 let a u lučních porostů na 20 – 30 let.

Na ty části plochy, jež byly ponechány bez managementu, byl aplikován odhad vývoje podle expertního systému Success (Prach a kol., 1999) viz kapitola 4.2.4. Na základě těchto údajů, spolu s daty a poznatky z terénního průzkumu, byl proveden odhad skladby druhů biotopů pro jednotlivá určená období.

Dále byl proveden rovněž odhad měnících se rozloh jednotlivých biotopů. U stromů byly využity údaje o rozměrech dřevin v jejich různém stáří (Hieke, 1978; Kavka, 1995), které byly zpracovány do tabulky s výpočtem průmětů korun stromů pro jednotlivá věková stádia, jež byly použity pro odhad plochy liniových prvků (alejí, remízů) a k odhadu doby dosažení uzavřeného korunového zápoje. U částí ponechaných přirozenému vývoji (např. mokřady, přirozené vodní nádrže, mělké břehy atd.) se opět vyšlo z modelu Success, který určuje nástup dominance jednotlivých formací (keře, stromy). Známe-li dobu, kdy začaly keře či stromy dominovat, je možné (podle údajů o růstu a rozměrech dřevin a podle rychlosti jejich šíření) odhadnout, kdy se poprvé objevily na ploše. Pro jednotlivá hodnocená období, ležící mezi obdobím prvního výskytu dřevin na ploše a mezi obdobím jejich dominance, se odhadne procentické zastoupení dřevin proximací hodnot tak, aby rychlost jejich rozvoje vycházela z tvaru vývojových křivek odpovídajících keřových či lesních biotopů (podle Dejmal 2007, sec. Seják a kol., 2007).

Při odhadu vývoje revitalizace byla posuzována varianta, jež nepočítá s žádnými výraznými zásahy do biotopů v budoucnu (například další obnova či odbahnění rybníka), bylo počítáno pouze s kontinuálním pravidelným každoročním managementem, jenž byl v době hodnocení aplikován (např. sečení luk, obdělávání polí).

Výsledkem tohoto kroku jsou tabulky pro každý hodnocený rok (stav před revitalizací jako 0 a následně 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. rok) které obsahují typy biotopů pro daný rok a jejich rozlohu (viz příloha 6).

4.3.5.2 Určení hodnot biodiverzity pomocí metody BVM a indikátorů ekosystémových funkcí pro biotopy v jednotlivých letech hodnocení

Ke každému biotopu v tabulce byla přiřazena hodnota biodiverzity podle metody BVM (včetně hodnoty individuálního hodnocení) podle metodiky (viz kap. 4.2.2.1) a dále hodnoty indikátorů ekosystémových funkcí (podle hodnot z tabulek v kap. 4.2.3, jež byly převedeny na procentickou hodnotu z maximální hodnoty pro konkrétní typ biotopu klimaxové vegetace). Procenta z maximální hodnoty byla počítána zvlášť pro každé revitalizační opatření, neboť za maximální hodnotu veškerých hodnocených indikátorů byla považována hodnota pro klimaxový porost (tedy biotop, odpovídající potenciální přirozené vegetaci podle Neuhäuslová a kol., 1998). Potenciální přirozená vegetace byla zjištěna z mapových podkladů informačního datového serveru Cenia.

Objem korun stromů byl rovněž převeden na procentickou hodnotu, vyjadřující „nasycení“ maximálního objemu korun. Zde se za 100% považovalo plné zapojení klimaxového porostu s maximální průměrnou výškou stromů (V = plocha * max. výška), z této hodnoty byla vypočítána procentická hodnota konkrétního součtu objemů korun stromů. Tento výpočet byl proveden zvlášť pro konkrétní revitalizační opatření se známou plochou.

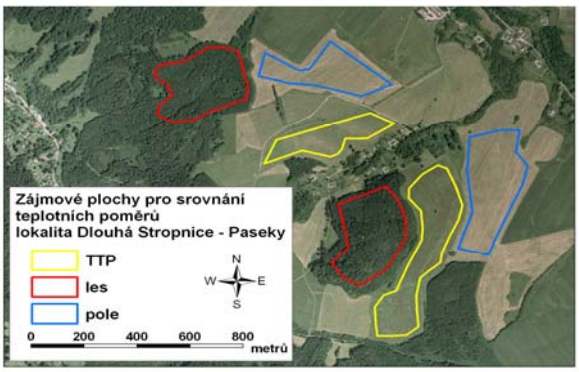
Pro deset revitalizačních opatření byly vypracovány hodnotící tabulky, které mají deset částí (odpovídající deseti hodnoceným rokům); v každé části je soupis typů biotopů a jejich rozloh a každému přítomnému typu biotopu v daném hodnoceném čase byla přiřazena: a) hodnota biodiverzity podle metody BVM (korigovaná koeficientem individuálního hodnocení) b) hodnoty indikátorů ekosystémových funkcí (evapotranspirace, malý vodní cyklus, LAI, objem korun stromů, maximální biomasa, roční produkce biomasy a retenční schopnost podle CN křivek), převedené na

procentickou hodnotu z maximální hodnoty pro konkrétní typ biotopu klimaxové vegetace.

Pro každý indikátor byla následně (v každém z deseti hodnocených let) vypočítána celková hodnota, jež představovala vážený průměr hodnot přiřazených jednotlivým typům biotopů (váhami byla rozloha biotopu). Po zpracování všech hodnocených časových období byl vytvořen graf časového vývoje celkových hodnot jednotlivých parametrů. Byly zhodnoceny křivky vývoje jednotlivých indikátorů s důrazem na to, zda se a) křivky různých indikátorů nepřekrývají, což by znamenalo, že jeden z překrývajících se indikátorů je pro tento účel nadbytečný, b) zda některý z indikátorů nevykazuje převážně záporný výsledek revitalizace, což by svědčilo o jeho malé vhodnosti použití pro hodnocení revitalizačních akcí.

4.3.5.3. Metoda využití dat z DPZ

Pro účely doplnění hodnocení zrealizovaných akcí, které již dosáhly alespoň částečné zralosti zakládaných biotopů, je možné využít data z dálkového průzkumu Země pro přímé měření rozdílů v teplotě povrchu jednotlivých biotopů a porovnat tak teploty biotopů původních a biotopů založených v rámci revitalizační akce. Tím lze zjistit konkrétní ochlazení povrchu, které revitalizace (v daný hodnocený čas) přinesla, čili konkrétní výši klimatizační služby. Ideálně by pro tento účel posloužily letecké snímky, pořízené termokamerou, jelikož však nebyly k dispozici, byl proveden pokus o využití dat z termokanálu družicového snímku. Rozlišení se bohužel ukázalo být příliš hrubé vzhledem k velikosti revitalizovaných ploch, byly proto vybrány náhradní plochy, ležící v nejbližším okolí revitalizované akce, jež měly srovnatelný typ biotopu (náležící do stejné funkční skupiny, či alespoň stejné rostlinné formace, příklad výběru ploch je na obrázku 6).



Obr. 6: Výběr náhradních ploch pro určení rozdílů teplot povrchu porostu. Na snímku je lokalita s výsadbou aleje a náhradní vybrané plochy (pole, TTP a les)

Pro výpočet teplot krajinného krytu byla použita scéna družice Landsat TM5 nasnímaná 10. 9. 2006. Tato data jsou volně stažitelná pro nekomerční účely na adrese: http://glovis.usgs.gov/. Výběr dat nasnímaných během září má dva důvody: 1) zemědělské plodiny na polích jsou většinou po sklizni a dají se tak očekávat v těchto lokalitách vyšší teploty během dne; 2) za chladnějších nocí se ochladí více povrchy krajinného krytu a při dostatečné sluneční radiaci během dne dojde k vyššímu rozrůznění teplot.

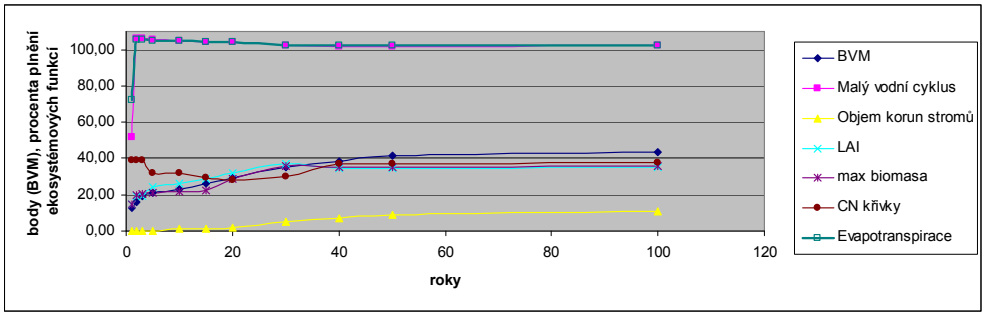
Družicová data byla nejprve geokódována do souřadnicového systému S-JTSK a následně byly vypočteny teploty krajinného krytu pomocí programu ATCOR2_T (Richter, 1990; Geomatica 10, 2005). Zájmové plochy byly vymezeny digitalizací leteckých snímků. Výpočet průměrných hodnot teplot pro jednotlivé lokality byl proveden v programu ArcGIS (ESRI 1994).

5.Výsledky

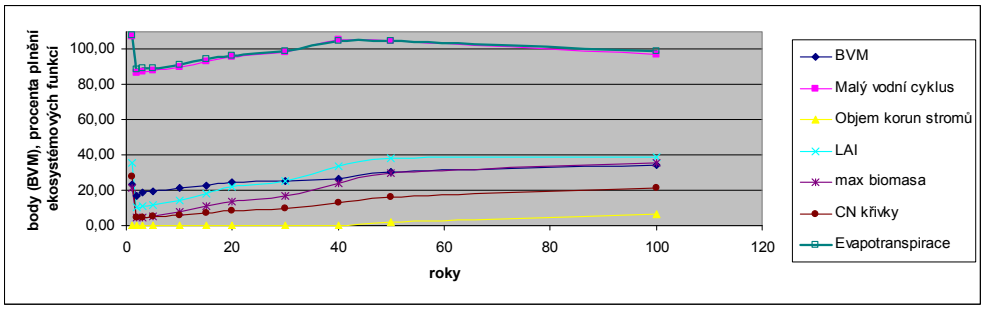
5.1 Výběr vhodných indikátorů ekosystémových funkcí

U každé z deseti revitalizací byly pro indikátory (evapotranspirace, malý vodní cyklus, LAI, objem korun stromů, maximální biomasa a CN křivky) vytvořeny křivky vývoje „nasycení“ potenciální hodnoty parametru na dané ploše, vyjádřeného procentickou hodnotou z hodnoty pro konkrétní typ biotopu klimaxového porostu v jednotlivých hodnocených letech (viz příloha 10).

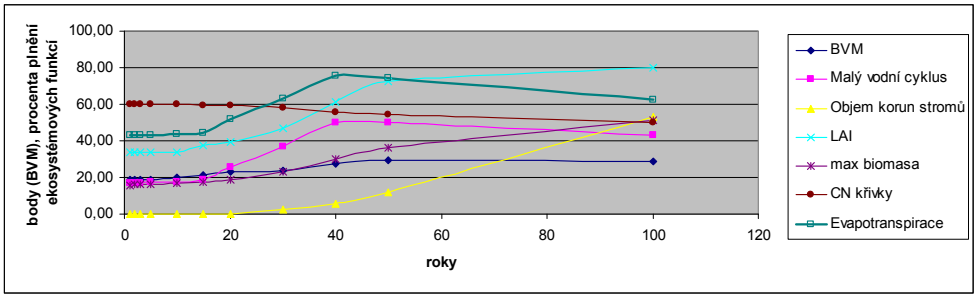
Následující tři vybrané grafy (obr. 7, 8 a 9) znázorňují vývoj hodnot biodiverzity, zjištěných metodou BVM a procentických hodnot indikátorů ekosystémových funkcí pro zástupce tří typických revitalizačních akcí: revitalizace vodního toku (obr. 7), obnova rybníka (obr. 8) a výsadby dřevin (obr. 9).



Obr. 7. Revitalizace Zbytinského potoka, průběh hodnot biodiverzity, zjištěných pomocí BVM a procentických hodnot jednotlivých indikátorů ekosystémových funkcí.



Obr. 8. Obnova rybníka U Pečenky, průběh hodnot biodiverzity, zjištěných pomocí BVM a procentických hodnot jednotlivých indikátorů ekosystémových funkcí



Obr. 9. Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda, průběh hodnot biodiverzity, zjištěných pomocí BVM a procentických hodnot jednotlivých indikátorů ekosystémových funkcí. U této jediné akce se výrazně liší hodnoty malého vodního cyklu a evapotranspirace (průběh křivek je ale podobný).

5.1.1 Zjednodušení metody, vyřazení nadbytečných indikátorů

Na základě analýzy křivek byly vybrány nejvhodnější indikátory s cílem celé hodnocení zjednodušit tak, aby jeho použití bylo co nejsnazší a zároveň splňovalo účel pro konkrétní potřeby hodnocení revitalizačních akcí ve fázi návrhu, projektu či po realizaci. Během zpracování výsledků byl vyřazen indikátor retenční schopnosti podle CN křivek. CN křivky se, částečně i podle očekávání (viz kap. 4.2.3), ukázaly jako nevhodný indikátor, jelikož jejich hodnoty vykazovaly převážně klesající tendenci během vývoje směrem k ekologicky stabilnějším typům biotopů. Dalším důvodem byla malá vhodnost hodnocení funkčních kategorií typů biotopů pomocí CN křivek, které nevyhovovaly převodu typů biotopů na kategorie funkčních skupin pro hodnocení revitalizačních akcí.

Byla sledována podobnost průběhů a hodnot křivek jednotlivých indikátorů s cílem vyřadit nadbytečné parametry, jež spolu vzájemně souvisejí a překrývají se. Na základě vizuálního posouzení křivek byla vybrána ke zhodnocení podobnost hodnot parametru „evapotranspirace“ a „malý vodní cyklus“ (obr. 7 a 8). Po porovnání rozdílů hodnot (převedených na procenta z maxima) bylo výpočtem zjištěno, že průměrný rozdíl procentického naplnění funkcí „evapotranspirace“ a „malý vodní cyklus“ u všech hodnocených revitalizací nepřesahuje 5%. Maximální rozdíl v konkrétním roce u konkrétní akce ovšem činil 30,36%, čímž se průměrný rozdíl pro tuto akci zvýšil na 25,3% (obr. 9). Podobně vysoký rozdíl (11%) se vyskytoval ještě u jedné revitalizační akce. Při vyloučení těchto akcí z hodnoceného celku pak celkový průměrný rozdíl indikátorů dosáhl pouhých 1,23%. To podporuje domněnku, že pouze pro velmi omezený počet funkčních skupin, vyskytujících se běžně v rámci hodnocení revitalizačních akcí, se procentické hodnoty těchto dvou parametry výrazněji liší; je to

zejména kategorie „soliterní stromy a aleje“, kde hodnota evapotranspirace dosahuje podstatně vyšších hodnot než malý vodní cyklus a částečně také kategorie „orná půda“, jež má rovněž vyšší hodnotu procentického nasycení maximální evapotranspirace oproti malému vodnímu cyklu.

Pro zjednodušení metody pro hodnocení revitalizačních akcí byly tyto dvě kategorie nahrazeny jednou kategorií „evapotranspirace“. Výjimku tvoří revitalizační akce počítající s plošně rozsáhlejší výsadbou alejí a soliterních stromů, kde se doporučuje využít oba indikátory a pro celkový výpočet použít jejich aritmetický průměr.

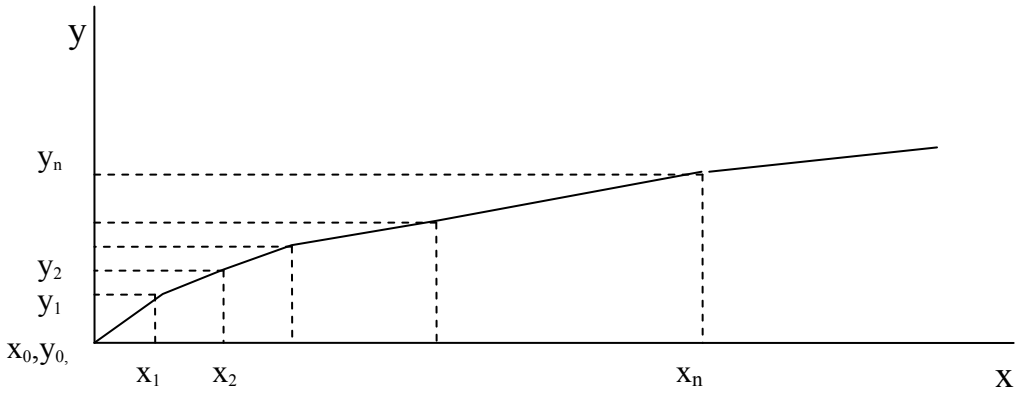
Dále byl sledován vztah mezi průběhem křivek parametru „biomasa“ a „LAI“, jež by teoreticky mohly vykazovat vzájemnou závislost; tento předpoklad se ovšem potvrdil pouze u malého procenta akcí. Často ovšem křivky vykazovaly podobný průběh, i když s posunutými hodnotami. To platilo částečně také pro křivku objemu korun stromů, i když většinou v případě těch revitalizací, jejichž hlavním cílem nebyla výsadba stromů. U výsadeb naopak křivka objemu korun stromů narůstá strměji, což je způsobeno zejména tím, že je v tomto kritériu lépe zohledněn průběžný růst stromů. To platí také pro parametr LAI, jenž má rovněž hodnoty (u dřevin) přizpůsobené věku porostu.

5.1.2 Výpočet celkové hodnoty za určené období, porovnání výsledků při volbě různě dlouhých časových úseků

Z jednotlivých souhrnných hodnot biodiverzity podle metody BVM a indikátorů ekosystémových funkcí revitalizované plochy pro dané roky byla pro každý parametr vypočtena celková hodnota za určený časový úsek. Tato hodnota zachycuje průběh vývoje parametrů, je v podstatě průměrnou hodnotou za sledované období. Základním časovým úsekem bylo zvoleno období 50ti let, což je doba, pro kterou je koncipován expertní systém Success a která sice není dostatečně dlouhá na to, aby postihla vývoj většiny ekosystémů do fáze klimaxu, ale je dostatečně dlouhá na to, aby zaznamenala nejvýraznější změny v dominanci druhů a tedy i ve složení biotopů. Delší období už by patrně představovalo spíše zvyšování zralosti, nárůst celkového počtu druhů, nárůst počtu vzácných druhů apod.

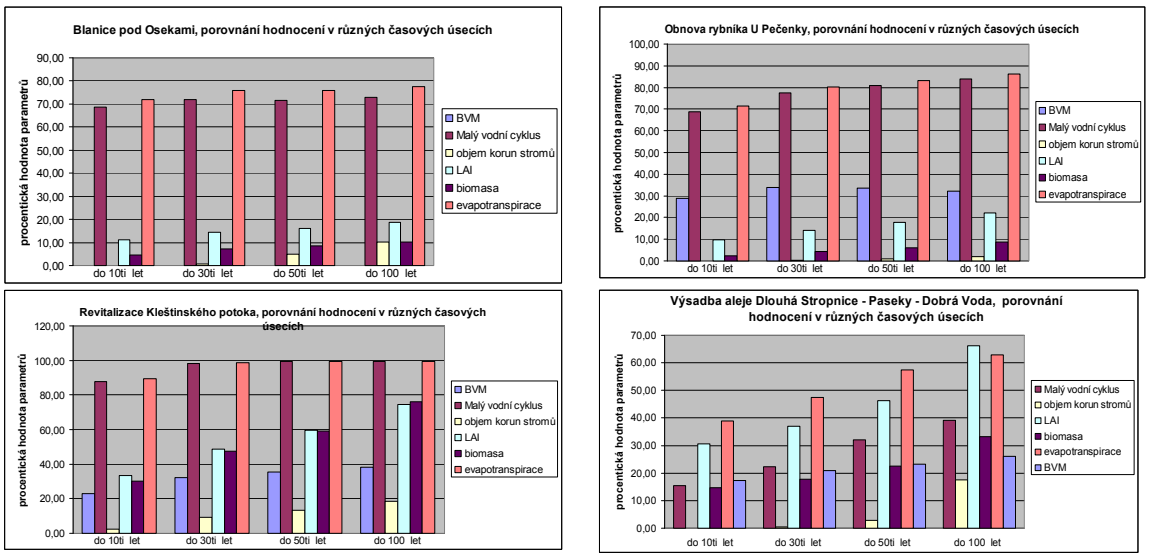
Celková hodnota pro časový úsek byla vypočítána jako podíl integrálu křivky vývoje (počítaného metodou obecné lichoběžníkové formule; Děmidovič a Maron, 1966; obr. 10) a počtu hodnocených let podle vzorce:

Celk. hodn. $= [(y_0 + y_1)/2 \,.\, (x_1 - x_2) + (y_1 + y_2)/2 \,.\, (x_2 - x_1) + \ldots\ldots + (y_{n-1} + y_n)/2 \,.\, (x_n - x_{n-1})] / x_n$



Obr. 10. Znázornění hodnot pro výpočet integrálu křivky podle výše uvedeného vzorce.

Pro porovnání výsledků byla celková hodnota všech parametrů vypočítána také pro časový úsek 10ti let, 30ti let a 100 let, aby mohly být srovnány hodnoty všech čtyř časových období (obr. 11 a příloha 9). To napomohlo k odhadu, do jaké míry ovlivní zvolený časový úsek celkový výsledek hodnocení. Přestože se jedná o stejný rozdíl let, mezi hodnocením zakončeným v deseti a ve třiceti letech je u většiny akcí výraznější rozdíl, než mezi hodnocením zakončeným ve třiceti a v padesáti letech. Z toho plyne, že v nutném případě by bylo možné použít hodnocení pouze do třiceti let, aniž by se tím celkový výsledek ovlivnil příliš výrazně. Výjimku opět tvoří revitalizace, založená na výsadbách stromů sadovnickou metodou, kde díky postupnému nárůstu (zvětšování plochy a objemu) dochází k plynulejšímu nárůstu hodnoty až do 100 let.



Obr 11. Porovnání celkových hodnot pro jednotlivé hodnocené parametry při hodnocení ukončeném v 10ti, 30ti, 50ti a 100 letech.

5.2 Návrh metody hodnocení revitalizačních opatření

5.2.1. Úprava hodnotících parametrů ekosystémových funkcí

Na základě výše uvedených poznatků bylo rozhodnuto, že celková metoda hodnocení ekosystémových funkcí bude koncipována jako dvoustupňové hodnocení. První stupeň bude představovat rychlé a snadné hodnocení jediného indikátoru – evapotranspirace. Toto hodnocení bude určeno pro rychlé srovnání více navrhovaných alternativ (tyto varianty ještě nemusí být dopracovány do podoby projektu, jenž je rozpracován do takových detailů, jako jsou např. počty vysázených stromů a keřů).

Druhý stupeň bude koncipován podobně jako metoda BVM ve smyslu využití individuálního hodnocení, jež zpřesní základní hodnocení prvního stupně a bude se moci využívat pro podrobnější hodnocení např. dvou konkurenčních návrhů, případně k hodnocení efektivity již zrealizované revitalizační akce.

Celková metoda hodnocení revitalizačních akcí by potom byla dvousložková, skládající se z hodnocení biodiverzity podle metody BVM (představující hodnocení bioty a diverzity na úrovni druhů a biotopů) a z hodnocení ekosystémových funkcí. Každá tato složka by byla hodnotitelná ve dvou stupních podrobnosti a) jednoduché hodnocení (základní hodnoty biodiverzity pomocí BVM pro typy biotopů, jediný indikátor ekosystémových funkcí) a b) podrobné hodnocení, v němž je základní hodnota upravena pomocí korekčního koeficientu, jenž nějakým způsobem zohledňuje individuální fázi vývoje v rámci jedné kategorie základního hodnocení.

Pro ekosystémové funkce by tímto korekčním koeficientem byly ty indikátory, které jsou schopny upravit základní hodnocení i v rámci jedné kategorie funkční skupiny, to znamená, že tyto indikátory reflektují průběžný vývoj, růst a zralost. Tyto podmínky splňují tři indikátory – každý však pro jiný typ porostů.

Pro bylinné, mokřadní a vodní ekosystémy (případně plochy bez vegetace) lze vyjádřit nárůst biomasy v průběhu let. To je umožněno zejména tím, že kategorie funkčních skupin pro hodnocení biomasy jsou jemnější než kategorie pro hodnocení evapotranspirace. Využijí se údaje o procentech z maximální hodnoty (podle potenciální přirozené vegetace), pouze se převedou na škálu 0,6 – 1,2; tento rozsah škály je převzat z metody BVM (Seják a kol., 2003).

U lesních a jiných zapojených porostů dřevin a u výsadeb zakládaných lesnickou metodou je vhodné využít údaje o LAI, které jsou převzaté z odborné literatury a jsou shromážděné pro jednotlivá věková stádia základních druhů dřevin (zde byl použit

smrk, buk a dub), jež se dají využít jako modelové pro ostatní druhy a jsou pro ně zjištěny údaje o naměřených hodnotách LAI ve velkém rozptylu věku porostů. Z údajů převzatých z literatury byly vypočteny průměrné hodnoty pro věková rozpětí, jež byla dohledatelná. Byly vytvořeny odhady vývojových křivek, ze kterých byly odečteny modelové hodnoty pro věkové kategorie 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 a 40-50 let. Tyto hodnoty byly převedeny do škály korekčního koeficientu 0,6 – 1,2, jejíž krajní hodnoty odpovídají nejnižší a nejvyšší modelové hodnotě (tab. 9).

Tabulka 9. Modelové hodnoty LAI pro jednotlivá věková stádia a jejich převod na škálu korekčního koeficientu 0,6 – 1,2.

	LAI – Index listové plochy					
Věk	**Porost BUK a jiné listnaté dřeviny (kromě dubu)**	**% z maximální hodnoty**	**Převod na škálu individuálního hodnocení**	**Porost DUB**	**% z maximální hodnoty**	**Převod na škálu individuálního hodnocení**
1 - 9	4,7	78,33	0,60	2,7	50,00	0,60
10 - 19	5	83,33	0,74	3,2	59,26	0,74
20 - 29	5,3	88,33	0,88	4,2	77,78	0,88
30 - 39	5,7	95,00	1,06	4,6	85,19	1,06
40 - 49	5,9	98,33	1,15	4,8	88,89	1,15
50 - 59	6	100,00	1,20	5	92,59	1,20
60 - 69	5,9	98,33	1,15	5,2	96,30	1,15
70 - 79	5,7	95,00	1,06	5,3	98,15	1,06
80 - 89	5,1	85,00	0,78	5,4	100,00	0,78
90 - 100	4,7	78,33	0,60	5,3	98,15	0,60

Posledním parametrem, tvořícím korekční koeficient, je objem korun stromů, jenž je rovněž schopen zpřesnit základní hodnotu, jelikož poměrně detailně sleduje vývoj nárůstu objemu dřevin v rámci jednoho typu biotopu. Tento parametr se zdál použitelný při hodnocení alejí, solitérních stromů, skupinových výsadeb sadovnickou metodou, případně nepříliš početných náletů dřevin. Po aplikaci tohoto parametru na revitalizační akci (Výsadba oboustranné aleje Dlouhá stropnice – Paseky – Dobrá Voda, viz níže, kap. 5.2) bylo však zjištěno, že parametr není vhodný pro použití jako korekční koeficient, neboť zkresluje výsledné hodnocení (převádí původně téměř lineární křivku na exponenciální). To je dáno tím, že objem lze zjednodušeně vyjádřit jako násobek plochy a výšky stromu. Plocha stromu (průmět) se již uplatňuje v základním hodnocení (plocha je vahou parametru). Při využití parametru objemu korun jakožto koeficientu, který násobí výsledek, se v celkovém hodnocení objeví dvojnásobné násobení plochou, jež způsobuje výše zmíněné zkreslení. Proto byl pro potřebu korekčního koeficientu tento parametr nahrazen průměrnou výškou vysazené dřeviny v jednotlivých letech

(podle údajů v příloze 4), jež byla přepočítána na procenta z maxima dosažitelné výšky a převedena na korekční koeficient ve škále hodnot od 0,6 do 1,2.

5.2.2 Výsledná podoba metodiky hodnocení revitalizačních akcí

Výsledná metodika bude mít následující postup:

1) Zjištění stavu vegetace před revitalizací (určení typů biotopů dle metody BVM a jejich rozloh).

2) Výběr vhodných cílových stavů a revitalizačních postupů podle tabulky „revitalizačních řad“ (není-li soubor hodnocených alternativ předem dán); pokud je cílový stav v kategorii přírodních biotopů, měl by odpovídat potenciální přirozené vegetaci a společně s přírodě blízkými biotopy ekologickým podmínkám dle Katalogu biotopů ČR (Chytrý a kol., 2001). Následující hodnocení (bod 3 – 9) se provede zvlášť pro každou hodnocenou variantu.

3) Převedení návrhu revitalizace do podoby typů biotopů dle metody BVM a jejich rozloh, určení biotopů vzniklých bezprostředně po realizaci a cílových biotopů.

4) Využití hodnotící tabulky, viz příloha 6.

5) Navržené biotopy (dle bodu 3) se porovnají s vývojovými křivkami (Dejmal, 2007 *sec.* Seják a kol., 2007) a určí se doba dosažení cílového stavu (přechod od biotopu přírodě vzdáleného k biotopu přírodě blízkému či přirozenému), pro určení sledu biotopů dlouhodobějšího vývoje se využije expertní systém Success (Prach a kol., 1999), který poslouží k určení typů biotopů v jednotlivých hodnocených letech (podle dominantních druhů jednotlivých období z výstupu expertního systému). Do tabulky (z bodu 4) se vyplní pro každý rok typy biotopů a jejich rozlohy.

6) Ke každému typu biotopu se přiřadí hodnota biodiverzity podle metody BVM (dle přílohy 11) a hodnota ekosystémových funkcí (evapotranspirace, u akcí, jejichž významnou součástí je sadovnická výsadba soliterních stromů, alejí či skupin stromů i malý vodní cyklus), převedená na procenta z hodnoty potenciální přirozené vegetace na dané lokalitě (podle tabulky v kapitole 4.2.3).

7) Pro zpřesnění průběhů hodnot v jednotlivých letech se aplikuje individuální hodnocení metody BVM (podle vývojových křivek, Dejmal, 2007 sec. Seják a kol., 2007) a individuální hodnocení ekosystémových funkcí. Použijí se tři různé koeficienty podle typu biotopu, u každého biotopu však pouze jeden (kap. 5.2). Hodnoty koeficientu „maximální biomasa“ jsou vypočítány pro kategorii potenciální přirozené vegetace (ppv), spadajících do kategorií funkčních skupin listnatý les a lužní les, což

jsou nejčastější kategorie ppv pro většinu revitalizačních akcí (viz příloha 3). Pro jiné kategorie je lze snadno vypočítat převedením procentické škály na rozpětí hodnot 0,6 – 1,2. Koeficient „LAI“ se určí podle tabulky 9, kapitoly 5.2, koeficient „výška stromu“ se vypočítá z hodnoty průměrné výšky jednotlivých taxonů v konkrétním věkovém stádiu (viz příloha 4), přepočítá se na procentickou hodnotu z dosažitelného maxima pro příslušnou dřevinu a převede na škálu 0,6 – 1,2.

8) Výpočet celkových hodnot pro jednotlivá hodnocená období (vážený průměr dle rozlohy biotopů).

9) Určení celkových hodnot biodiverzity podle metody BVM a ekosystémových funkcí pomocí výpočtu integrálu křivek (vzorec viz kap. 5.1.2).

10) Porovnání jednotlivých variant, v případě hodnocení jediné varianty porovnání s „nulovou variantou“, za kterou se považuje ponechání plochy spontánní sukcesi.

5.2.3 Demonstrace použití metody na akci „Revitalizace Kleštínského potoka“

Metoda byla demonstrována na akci „Revitalizace Kleštínského potoka“, jež byla realizovaná v roce 2003 u obcí Ostrov a Větrná.

1) Původní stav vegetace byla opuštěná orná půda, tedy podle metody BVM biotop X4.2 Jednoleté úhory a zatrubněný vodní tok XX1.3, který ovšem nezaujímá žádnou rozlohu (je pod povrchem). Rozloha biotopu X4.2 odpovídá celkové ploše určené k revitalizaci (dle PD).

2) Cílový stav je již dán (akce byla již zrealizována v rámci programu PRŘS), cílem bylo vytvoření nového, přírodě blízkého koryta vodního toku (délka 285 m) a výsadba doprovodných dřevin (olše, vrby, 100 ks stromů, 50 ks keřů).

3a) Po realizaci vznikly následující typy biotopů: XV4 lokálně upravené vodní toky, XM1 zamokřená ruderální lada a XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin.

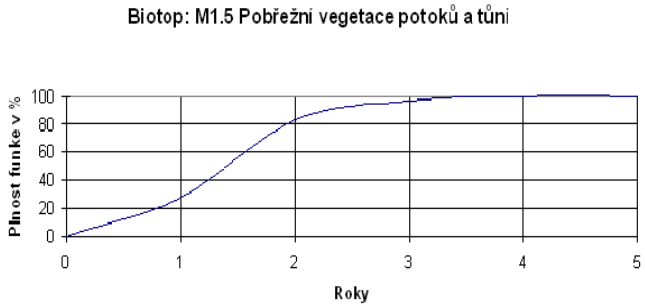
Na základě projektové dokumentace uložené na AOPK byly zjištěny rozlohy jednotlivých typů biotopů, které byly dále zpřesněny podle terénního průzkumu.

3b) Cílové biotopy jsou následující: XV4 lokálně upravené vodní toky, L2.2 Údolní jasanovo – olšové luhy a místy M1.5 Pobřežní vegetace potoků.

4) Využití tabulky hodnocení – následující tabulka se desetkrát zkopíruje a vyplní se typy biotopů pro stav před revitalizací (označení roku 0) a dále po 1, 2, 5ti, 10ti, 15ti, 20ti ,30ti, 40ti a 50ti letech. Postup viz bod 5.

Rok hodnocení														
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF

5) Využití křivek vývoje biotopů (Dejmal 2007 *sec.* Seják a kol., 2007).

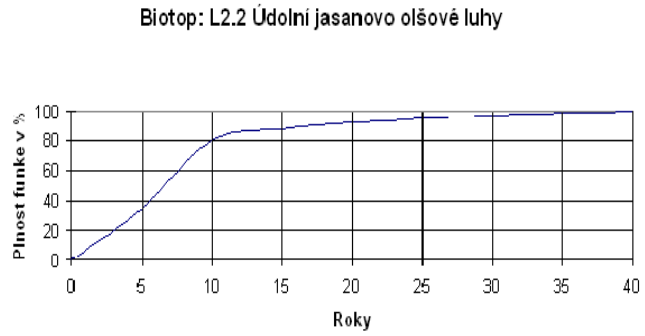


1. ROK = Biotop: XM1 Zamokřelá ruderální lada
Hodnota: 19 bodů na 1 m^2 plochy

5. ROK = Biotop: M1.5 Pobřežní vegetace potoků a tůní
Hodnota: 33 bodů na 1 m^2 plochy

30. ROK = Biotop: M1.5 Pobřežní vegetace potoků a tůní
Hodnota: 33 bodů na 1 m^2 plochy

Obr. 12. Křivka vývoje biotopu M1.5 Pobřežní vegetace potoků.



1. ROK = Biotop: XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin
Hodnota: 17 bodů na 1 m^2 plochy

10. ROK = Biotop: L2.2 Údolní jasanovo olšové luhy
Hodnota: 42 bodů na 1 m^2 plochy
Zralost biotopu: 80% = 33,60 bodu

30. ROK = Biotop: L2.2 Údolní jasanovo olšové luhy
Hodnota: 42 bodů na 1 m^2 plochy
Zralost biotopu: 97 % = 40,74 bodů

Obr. 13. Křivka vývoje biotopu L2.2 Údolní jasanovo olšové luhy.

Z křivek vývoje biotopů je zřejmé, že biotop XM1 (obr. 12) se přibližně od 3. roku mění na biotop M1.5, plné zralosti však dosahuje až v 5. roce. Do pátého roku se vyplní do tabulky typ biotopu XM1, poté typ biotopu M1.5.

Biotop XL5 Renaturalizační výsadby (obr. 13) se ve třech letech mění na biotop XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin, v deseti letech se formuje biotop L2.2 Údolní jasanovo olšové luhy, jenž dosahuje zralosti ve čtyřiceti letech.

U biotopu XV4 Lokálně upravené vodní toky se nepředpokládá změna biotopu.

Z terénního průzkumu byl zjištěn vývoj zamokřených lad směrem k biotopu T1.6. Ten se uplatní do té doby, než dosáhnou stromy plného zápoje (rozloha byla počítána podle růstových údajů dřevin).

Tabulka 10. Jedna z deseti hodnotících tabulek, výsledkem tohoto kroku je vyplnění červeně označených údajů v každé z deseti tabulek pro jednotlivé roky:

5															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,15	7538,25		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.6 -	4100,00	46,00	0,65	122590,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
XL1	1600,00	25,00	0,90	36000,00		85,71	2,50	8,33	0,65					0,65	55,71
	5985,00														
celkem				166128,25	27,76	100,39									73,25

6) Z tabulky hodnot biotopů (součástí metodiky BVM, viz příloha 11) vyhledáme bodové hodnoty a zaneseme je do hodnotící tabulky:.

Např. biotopy v pátém roce:

XV4 Lokálně upravené vodní toky 23 bodů;

T1.6 Tužebníková lada 46 bodů;

XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin 25 bodů.

Biotopy zařadíme do kategorií funkčních skupin pro hodnocení indikátoru evapotranspirace, odečteme hodnoty (podle tabulky v kapitole 4.2.3), převedeme je na procentickou hodnotu z maxima (potenciální přirozená vegetace dané plochy je biková a/nebo jedlová doubrava, tedy kategorie listnatý les) a zaneseme do tabulky:

XV4 Lokálně upravené vodní toky – vodní plocha 500 l/m^2/rok(83,33%);

T1.6 Tužebníková lada - mokřady a TTP na vlhkých a zamokřených stanovištích 605 l/m^2/rok (108,33%);

XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin – keřový porost na vlhkých stanovištích (keřové vrby, mladé olše) 475 l/m^2/rok (79,17%).

Tabulka 11. Jedna z deseti hodnotících tabulek, výsledkem tohoto kroku je vyplnění modře označených polí v deseti tabulkách pro jednotlivé roky:

5															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,15	7538,25		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.6 -	4100,00	46,00	0,65	122590,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
XL1	1600,00	25,00	0,90	36000,00		85,71	2,50	8,33	0,65					0,65	55,71
	5985,00														
celkem				166128,25	27,76	100,39									73,25

7) Pro zpřesnění průběhů hodnot v jednotlivých letech se aplikuje individuální hodnocení metody BVM (podle vývojových křivek), Dejmal (2007) sec. Seják a kol., 2007) a individuální hodnocení ekosystémových funkcí.

Individuální hodnocení metody BVM u zrealizovaných akcí se provádí v terénu (podle metody BVM, Seják a kol., 2003)), pro zpřesnění základní hodnoty v průběhu let lze využít křivky vývoje biotopů podle Dejmala (2007; viz bod 5). Z křivky pro biotop „L2.2 Údolní jasanovo olšové luhy“ je vidět přibližně lineární nárůst hodnoty mezi 10. rokem (kdy je biotop již považován za přírodní a přírodě blízký, ovšem s korekčním koeficientem základní hodnoty 0,8) a 40. rokem, kdy dosahuje plné zralosti a tudíž své standardní hodnoty s individuálním hodnocením 1. Koeficient pro roky vymezené těmito dvěma lety je aproximován tak, aby hodnota odpovídala křivce. V desátém roce přiřadíme biotopu L2.2 korekční koeficient 0,75, patnáctému roku 0,8, dvacátému 0,85, třicátému 0,95 a čtyřicátému (rok zralosti) 1. Obdobně postupujeme u ostatních biotopů.

Individuální hodnocení ekosystémových funkcí hodnotíme pro různé biotopy podle odlišných indikátorů. Například ve 20. roce hodnocení se na dané lokalitě budou vyskytovat biotopy L2.2, M1.5 a XV4; podle metodiky tedy počítáme koeficient u biotopu L2.2 (porost sadovnicky založený) podle výšky korun stromů, u biotopu M1.5 a XV4 podle biomasy .

Výšku stromů odvodíme z tabulky v příloze 4, udávající rozměry stromů v jednotlivých věkových stádiích a převedeme na procenta z maximální výšky, kterou rovněž nalezneme v této tabulce.

Tato procentická hodnota z maximální výšky (PV) ve škále 0 – 100% se následně převede na škálu 0,6 – 1,2. tímto výpočtem:

Korekční koeficient = 0,6 + PV * 0,006

Biomasu pro biotopy M1.5 a XV4 odečteme z tabulky a porovnáme s hodnotou pro potenciální přirozenou vegetaci (v tabulce již vypočteno pro kategorii listnatého lesa). Převod na škálu 0,6 – 1,2 je obdobný jako u objemu korun stromů.

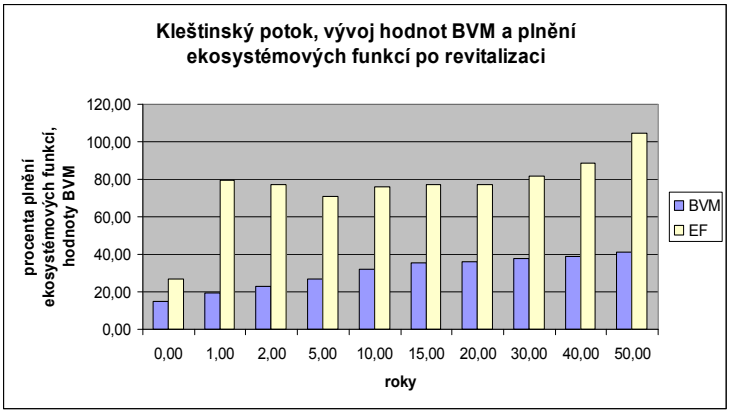
Tabulka 12. Jedna z deseti hodnotících tabulek, výsledkem tohoto kroku je vyplnění žlutě označených částí v tabulce pro každý hodnocený rok (samozřejmě podle konkrétně použitých indikátorů), oranžově je označen sloupec, jenž shrnuje koeficienty pro usnadnění výpočtu, červeně jsou označeny výsledné zkorigované hodnoty biodiverzity podle metody BVM a ekosystémových funkcí (evapotranspirace), jež se vypočítají vynásobením základních hodnot a korekčních koeficientů. Světle zelenou barvou jsou označeny výpočty celkové hodnotybiodiverzity podle metody BVM a plnění ekosystémových funkcí pro daný hodnocený rok, které se vypočítaly jako vážený průměr hodnot jednotlivých typů biotopů, váhami byly rozlohy biotopů (viz bod 8 předešlé kapitoly).

20															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	150,00	33,00	1,00	4950,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
T1.6	3050,00	46,00	0,80	112240,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	2500,00	42,00	0,85	89250,00		100,00	7,00	23,33	0,74					0,74	74,00
	5985,00														
celkem				214961,50	35,92	103,14									77,00

9) Výsledné hodnoty biodiverzity podle metody BVM a ekosystémových funkcí pro jednotlivé hodnocené roky se převedou do samostatné tabulky a vytvoří se graf vývoje plochy z hlediska hodnot biodiverzity podle metody BVM a plnění ekosystémových služeb.

Tabulka 13. Výsledné hodnoty biodiverzity podle metody BVM a ekosystémových funkcí, graf vývoje hodnot.

Hodnocený rok	BVM	Ekosystémové funkce
0	15,00	26,63
1	19,60	79,38
2	22,89	77,31
5	27,09	70,81
10	31,78	75,93
15	35,20	77,00
20	35,92	77,41
30	37,95	81,46
40	38,87	88,46
50	41,12	104,43



Následně se vypočítá celková hodnota za určitá časová období – do 10ti, 30ti a 50ti let. Výpočet se provede podle vzorce výpočtu integrálu křivky vývoje vydělené celkovým počtem let (vzorec viz kap. 5.1.2).

Tabulka 14. Výpočet integrálu křivek a průměrných hodnot do 10ti, 30ti, a 50ti let.

Kleštínský potok, revitalizace		
Hodnocený rok	**BVM**	**Ekosystémové funkce**
0	15,00	26,63
1	19,60	79,38
2	22,89	77,31
5	27,09	70,81
10	31,78	75,93
15	35,20	77,00
20	35,92	77,41
30	37,95	81,46
40	38,87	88,46
50	41,12	104,43
INTEGRÁL 50	1734,32381	4023,00941
PRŮMĚR 50	**35,39**	**82,10**
INTEGRÁL 30	950,2840434	2208,976131
PRŮMĚR 30	**32,77**	**76,17**
INTEGRÁL10	235,709482	646,3027656
PRŮMĚR 10	**26,19**	**71,81**

Stejný postup podle bodu 2) až 9) se použije i pro druhou, tzv. „nulovou“ variantu, jíž je ponechání plochy spontánní sukcesi. Rozdíl bude pouze v bodě 5), kde se využije pouze expertního systému Success (tabulka 15).

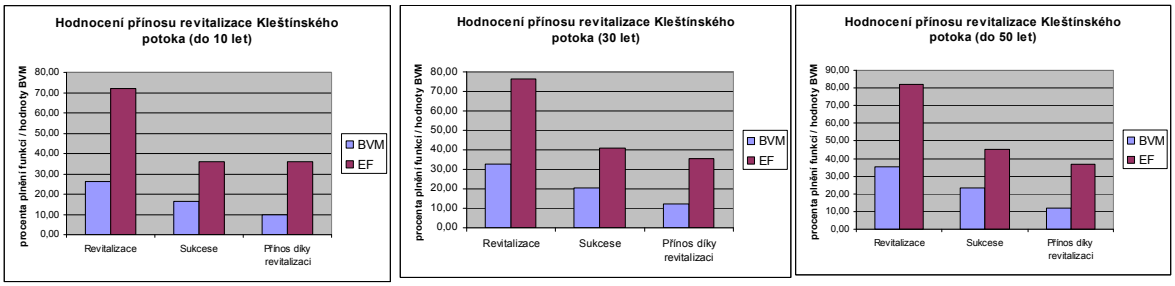
Tabulka 15. Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (výstup expertního systému SUCCESS, podle Prach, 1999).

Roky	**1-2**	**3 - 7**	**8 - 12**	**13 -**	**40 - -**
Dominanty	*Galium aparine, Capsella bursa pastoris, Stellaria media*	*Artemisia vulgaris, Cirsium arvense*	*Agropyron repens*	*Agropyron repens* + *Prunus spinosa, Rosa canina*	*Fraxinus excelsior* (výjimečně, často končí ve stadiu křovin)
Typ biotopu	X4.2 (15)	XT1(17)	XT1(17)	XK2(24)	XK2 (24)+ L2.2 (?) (42)

10) Porovnání výsledků obou variant se vyjádří číselně a graficky.

Tabulka 16. Porovnání výsledků obou variant hodnocení ve třech časových úsecích.

10 let hodnocení	**BVM**	**EF**	**30 let hodnocení**	**BVM**	**EF**	**50 let hodnocení**	**BVM**	**EF**
Revitalizace	26,19	71,81	Revitalizace	32,77	76,17	Revitalizace	35,39	82,10
Sukcese	16,25	35,99	Sukcese	20,41	40,71	Sukcese	23,31	45,34
Přínos díky revitalizaci	9,94	35,82	Přínos díky revitalizaci	12,36	35,46	Přínos díky revitalizaci	12,09	36,76



Obr. 14. Porovnání výsledků hodnocení varianty revitalizace a spontánní sukcese z hlediska hodnot biodiverzity podle metody BVM (modrá barva) a ekosystémových funkcí (fialová barva), znázornění čistého přínosu revitalizace (provedeno pro tři časové úseky).

Můžeme zvolit časový úsek, který chceme hodnotit, např. porovnání hodnot v průběhu 30ti let: u varianty revitalizace je průměrná hodnota biodiverzity podle metody BVM za hodnocené období 32,77 bodů, což představuje přínos 12,36 bodu oproti nulové variantě. Plnění ekosystémových funkcí se (oproti nulové variantě) zvýšilo o 35,46 %, průměrná hodnota za hodnocené období 30ti let je 76,17 % (obr. 14, prostřední graf).

5.2.4 Metoda pro výpočet hodnoty ekosystémových služeb

Aby bylo hodnocení a porovnání jednotlivých revitalizačních akcí úplné, je žádoucí porovnat výsledný efekt revitalizace s náklady na její realizaci. Výhodně se v tomto případě uplatní výpočet peněžních hodnot ekosystémových služeb, plynoucích z hodnocených ekosystémových funkcí, což umožní porovnávat náklady a přínosy akce ve stejných jednotkách.

Výpočet spočívá ve využití čtyř indikátorů ekosystémových funkcí, odvození konkrétních služeb, které tyto funkce přinášejí a vyjádření jejich peněžní hodnoty. Ta se počítala jako cena za kompenzaci služeb v případě, že by se tyto služby uměle nahrazovaly. Princip převodu indikátorů ekosystémových funkcí na peněžní vyjádření služeb, které plní, byl převzat z práce Seják a kol. (2010). Hodnota klimatizační služba vychází z množství odpařených litrů, skupenského tepla výparného (0,7 kWh chlazení a 0,7 kWh ohřívání) a ceny jedné vyrobené kWh (2 Kč). Hodnota služby malý vodní cyklus je odvozena od množství vody, navrácené do systému a ceny 1 l destilované vody (2,85 Kč). Produkce kyslíku je odvozena z hodnoty produkce biomasy pomocí rovnice fotosyntézy, výsledek je přepočten na litry a vynásoben 0,5 Kč, což jsou náklady na výrobu 1 l kyslíku. Podpora biodiverzity je počítána na základě bodové hodnoty metody BVM, vynásobené hodnotou jednoho bodu (12,36 Kč, viz Seják, 2003) s uplatněním 5% diskontu (Seják, 2010), viz tabulka 17.

Tabulka 17. Převod hodnot indikátorů ekosystémových funkcí na peněžní hodnotu ekosystémových služeb (Seják a kol., 2010).

Indikátor ekosystémové funkce	**Související služba ekosystému**	**Přepočet na peněžní vyjádření**
Evapotranspirace (l/m2/rok)	Klimatizační služba	Evapotranspirace x 1,4 x 2 (Kč)
Malý vodní cyklus (l/m2/rok)	Podpora malého vodního cyklu	Malý vodní cyklus x 2,85 (Kč)
Produkce biomasy (kg/m2/rok)	Produkce kyslíku	Prod. biomasy x 1,0666 x 700 x 0,5 (Kč)
Hodnota biodiverzity podle metody BVM (body/m2)	Podpora biodiverzity	bodová hodnota BVM x 0,618 (Kč)

5.3 Aplikace navržené metody na vybraná revitalizační opatření

Konečná verze metodiky byla aplikována na vybraná revitalizační opatření, zastupující tři základní typy nejčastěji realizovaných akcí v rámci krajinotvorných programů. Hodnocena byla Revitalizace Kleštínského potoka, Obnova rybníka Nakolice a Výsadba oboustranné aleje v lokalitě Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda.

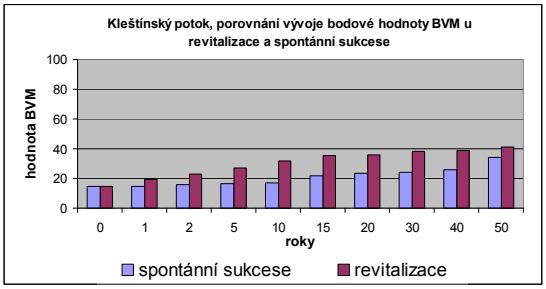
5.3.1 Časový vývoj hodnot biodiverzity a plnění funkcí ekosystémů při různých variantách revitalizačních opatření

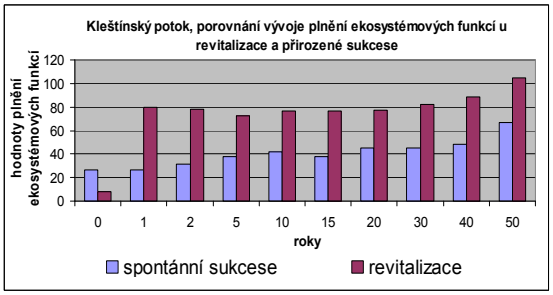
Pro každou hodnocenou akci byla vyplněna hodnotící tabulka do období 50ti let a to a) pro variantu revitalizace a b) pro nulovou variantu (ponechání spontánní sukcesi). Výsledné hodnoty pro jednotlivé hodnocené roky obou variant byly převedeny do samostatných tabulek a byl vytvořen graf vývoje hodnot biodiverzity biotopů a segmentů krajiny podle metody BVM a procentických hodnot plnění ekosystémových funkcí, jenž porovnává obě výše zmíněné varianty (obr.15, 17 a 19).

Následně byl proveden výpočet celkové hodnoty biodiverzity biotopů a segmentů krajiny podle metody BVM a procentického plnění ekosystémových funkcí pro hodnocené období deseti, třiceti a padesáti let, opět pro obě varianty a) a b). Výsledky byly porovnány a bylo určeno, v jakém časovém horizontu nastane hlavní přínos revitalizace a jaká bude jeho konkrétní výše (vyjádřená v bodech metody BVM a procentech plnění ekosystémových funkcí, tab. 18, 19, a 20 a obr.16, 18 a 20).

Revitalizace Kleštínského potoka

Popis akce viz příloha č. 5.

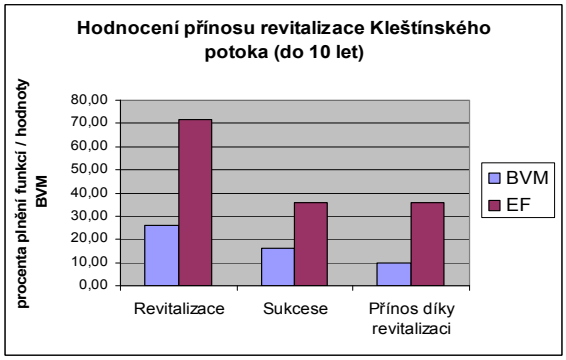


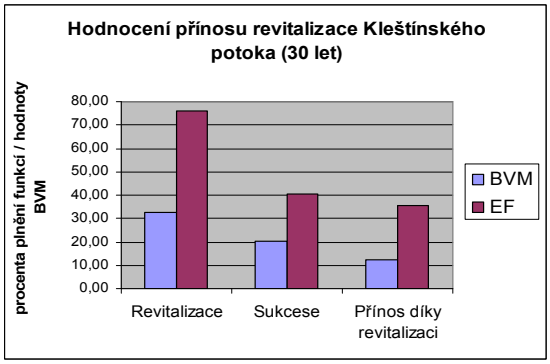


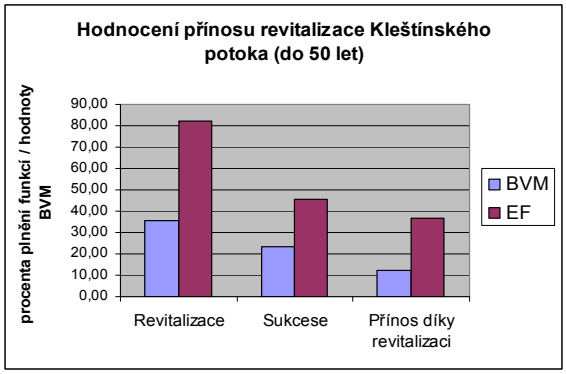
Obr. 15. Porovnání vývoje bodových hodnot biodiverzity podle metody BVM (levý graf) a ekosystémových funkcí (pravý graf) v jednotlivých hodnocených letech u varianty revitalizace (fialová barva) a spontánní sukcese (modrá barva).

Tabulka 18. Výsledné hodnocení přínosu revitalizace podle bodové hodnoty biodiverzity (BVM) a ekosystémových funkcí (EF) ve třech hodnocených obdobích.

10 let hodnocení	BVM	EF	30 let hodnocení	BVM	EF	50 let hodnocení	BVM	EF
Revitalizace	26,19	71,81	Revitalizace	32,77	76,17	Revitalizace	35,39	82,10
Sukcese	16,25	35,99	Sukcese	20,41	40,71	Sukcese	23,31	45,34
Přínos díky revitalizaci	9,94	35,82	Přínos díky revitalizaci	12,36	35,46	Přínos díky revitalizaci	12,09	36,76







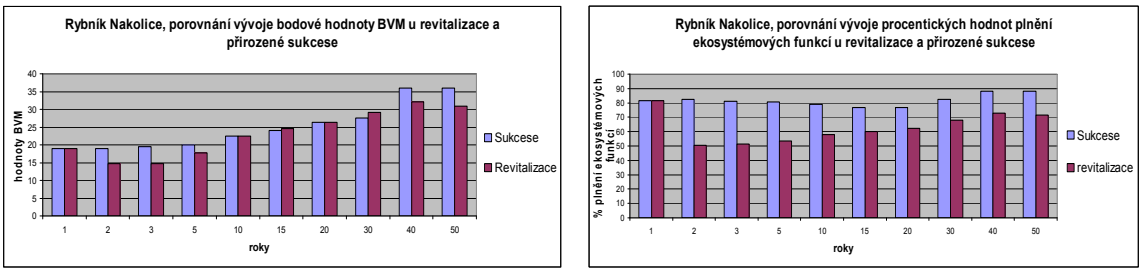
Obr. 16. Přínos revitalizace z hlediska bodové hodnoty biodiverzity (BVM) a procentické hodnoty ekosystémových funkcí (EF), porovnání výsledků při hodnocení zakončeném v období deseti, třiceti a padesáti let po realizaci.

Z výsledků je patrné, že tato revitalizace přinesla výrazný efekt ve smyslu zvýšení biodiverzity biotopů a segmentů krajiny podle metody BVM i plnění ekosystémových funkcí. Podíl výsledků těchto dvou hodnocených kritérií se měnil s nárůstem délky doby hodnocení jen mírně; v prvním období do deseti po realizaci nastal prudký nárůst procentické hodnoty plnění ekosystémových funkcí (rozdíl oproti nulové variantě činil 35,82%), zatímco nárůst hodnoty biodiverzity podle metody BVM byl mírnější (9,94 bodů/m^2 oproti nulové variantě), viz tab. 18 a obr. 16. To bylo způsobeno zejména změnou vodního režimu díky obnově vodního toku, jež přinesla rychlý rozvoj navazujících mokřadů, které mají velmi vysoké hodnoty ekosystémových funkcí oproti původní orné půdě či jednoletému úhoru.

Při prodloužení doby hodnocení na padesát let se již o něco výrazněji projevuje i nárůst bodové hodnoty biodiverzity podle metody BVM díky postupnému vývoji mokřadních a křovinných společenstev směrem ke kvalitnějším typům biotopů (obr. 16, poslední graf).

Obnova rybníka Nakolice

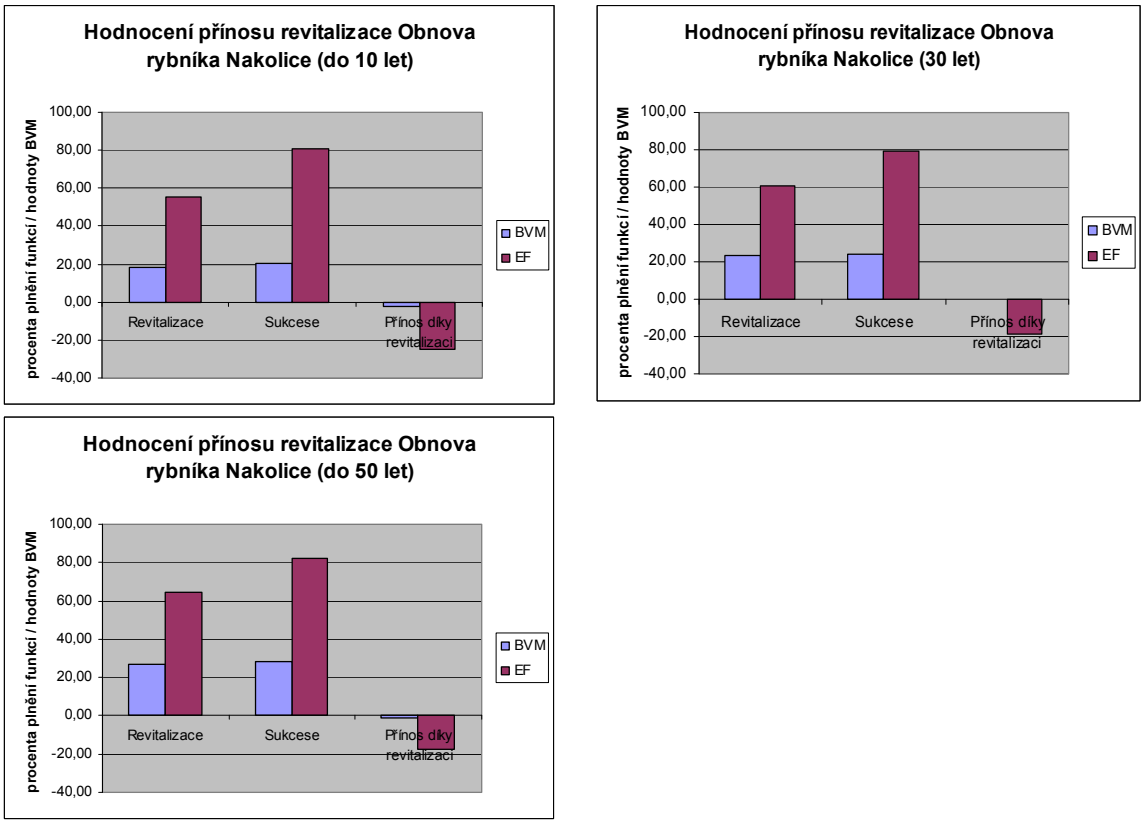
Popis akce viz příloha 5.



Obr. 17. Porovnání vývoje bodových hodnot biodiverzity podle metody BVM (levý graf) a ekosystémových funkcí (pravý graf) v jednotlivých hodnocených letech u varianty revitalizace (fialová barva) a spontánní sukcese (modrá barva).

Tabulka 19. Výsledné hodnocení přínosu revitalizace ve třech hodnocených obdobích.

10 let hodnocení	BVM	EF	30 let hodnocení	BVM	EF	50 let hodnocení	BVM	EF
revitalizace	18,27	55,58	revitalizace	23,70	60,39	revitalizace	26,69	64,82
sukcese	20,45	80,54	sukcese	24,01	79,08	sukcese	28,04	82,18
přínos díky revitalizaci	-2,18	-24,96	přínos díky revitalizaci	-0,31	-18,69	přínos díky revitalizaci	-1,35	-17,36

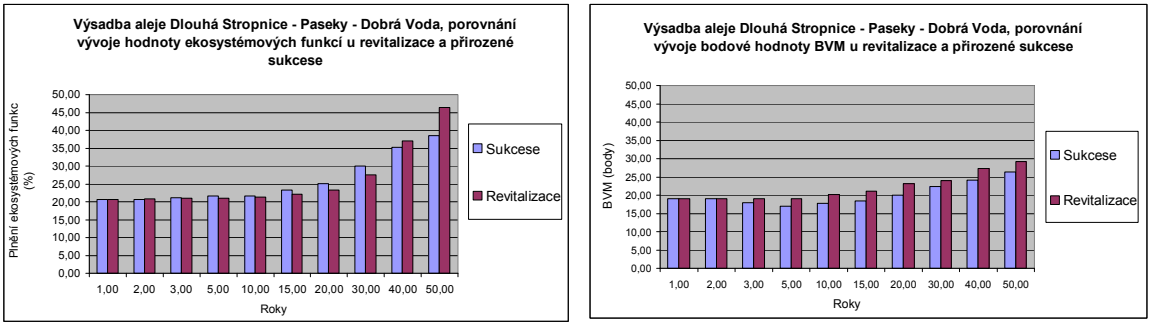


Obr. 18. Přínos revitalizace z hlediska bodové hodnoty biodiverzity (BVM) a procentické hodnoty ekosystémkových funkcí (EF), porovnání výsledků při hodnocení zakončeném v období deseti, třiceti a padesáti let po realizaci.

Podle výsledků celkového hodnocení měla revitalizace nižší efekt než ponechání plochy spontánní sukcesi a to ve všech hodnocených obdobích. Nulová varianta (ponechání plochy spontánní sukcesi) dosáhla lepších výsledků jak z hlediska biodiverzity biotopů a krajinného segmentu, (i když rozdíl hodnot biodiverzity podle metody BVM u revitalizace a samovolné sukcese se v hodnoceném období třiceti let blížil nule), tak z hlediska procentického plnění ekosystémových funkcí, kde dosáhla hodnoty vyšší o 17,36 % (při hodnocení do 50ti let od realizace). Při hodnocení do deseti let byl tento rozdíl ještě výraznější (24,96%), viz tab. 19 a obr. 18 . Příčinou tohoto výsledku revitalizace je mimo jiné fakt, že obnova rybníků nastala ve fázi, kdy byl rybník jen částečně zazemněn a nacházel se ve fázi vývoje odpovídající mokřadu. Ten dosahuje v rámci hodnocení funkčních skupin (skupin biotopů) téměř nejvyšších hodnot z hlediska evapotranspirace a malého vodního cyklu. Při jejich přeměně na vodní plochu hodnoty klesají. Z předběžného hodnocení jednotlivých indikátorů pro všech deset revitalizačních akcí a jejich porovnání se spontánní sukcesí je zřejmé, že podobný výsledek bychom zaznamenali u většiny revitalizací, jejichž hlavním cílem je obnova vodní nádrže. Lépe jsou na tom pouze ty akce, které představují obnovu vodní nádrže,

nacházející se v pokročilé fázi zazemnění (viz Terezino údolí, příloha 6, 9). Vzhledem k velké finanční náročnosti těchto akcí je proto na místě se zamyslet, zda je tento typ revitalizací vhodným a přínosným opatřením z hlediska zvyšování biodiverzity biotopů a segmentů krajiny a plnění ekosystémových funkcí.

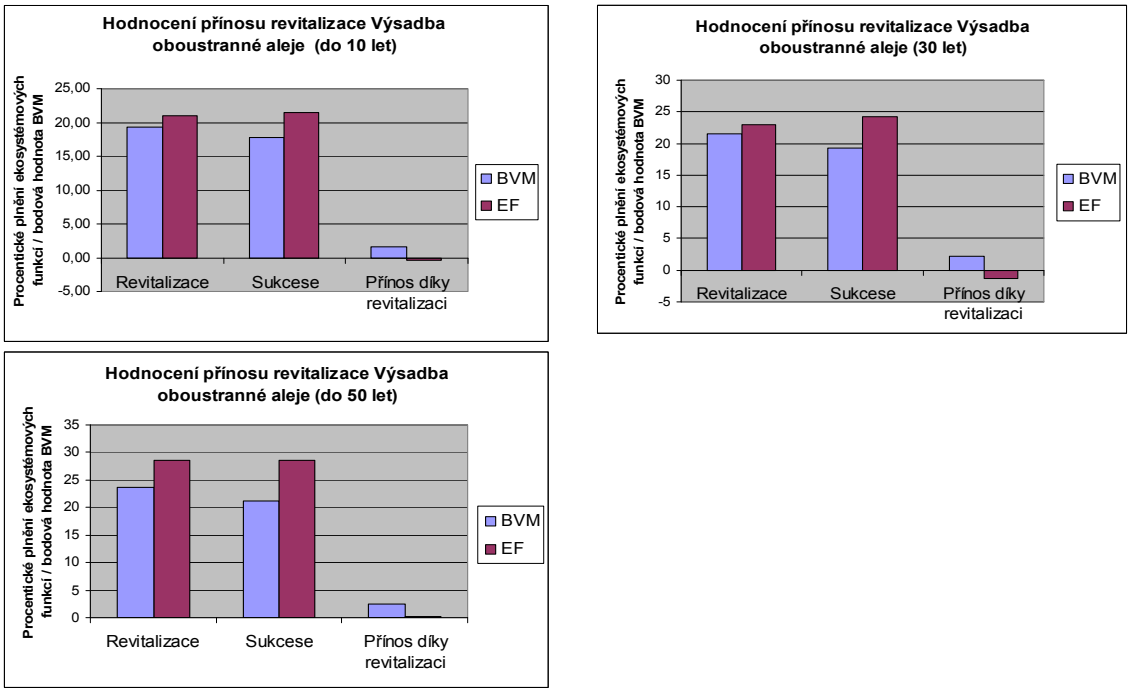
Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda
Popis akce viz příloha č. 5.



Obr. 19. Porovnání vývoje bodových hodnot biodiverzity podle metody BVM (levý graf) a ekosystémových funkcí (pravý graf) v jednotlivých hodnocených letech u varianty revitalizace (fialová barva) a spontánní sukcese (modrá barva).

Tabulka 20. Výsledné hodnocení přínosu revitalizace ve třech hodnocených obdobích.

10 let hodnocení	BVM	EF	30 let hodnocení	BVM	EF	50 let hodnocení	BVM	EF
revitalizace	19,35	21,03	revitalizace	21,52	22,92	revitalizace	23,74	28,66
sukcese	17,74	21,41	sukcese	19,26	24,20	sukcese	21,28	28,50
přínos díky revitalizaci	1,61	-0,38	přínos díky revitalizaci	2,26	-1,28	přínos díky revitalizaci	2,46	0,16



Obr. 20. Přínos revitalizace z hlediska bodové hodnoty biodiverzity (BVM) a procentické hodnoty ekosystémových funkcí (EF), porovnání výsledků při hodnocení zakončeném v období deseti, třiceti a padesáti let po realizaci.

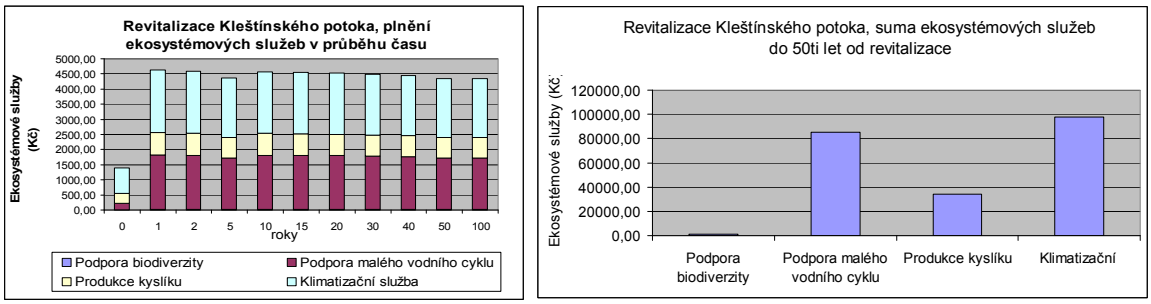
Hodnocení této revitalizace, zaměřené na výsadby stromů, ukazuje na téměř vyrovnaný výsledek při porovnání s ponecháním plochy spontánní sukcesi. Z hlediska hodnot biodiverzity biotopů a krajinného segmentu podle metody BVM vykazuje revitalizace vyšší hodnotu oproti variantě spontánní sukcese o 2,46 bodů/m^2 (při hodnocení vývoje do padesáti let). Procentické plnění ekosystémových funkcí narůstá průběžně u obou variant, pouze v závěru hodnoceného období se nárůst u varianty revitalizace zrychlí, do celkového hodnocení se to však již nestačí výrazněji promítnout. Plnění ekosystémových funkcí má při zvoleném období 30 let dokonce mírně vyšší hodnoty (o 1,28 %) u varianty spontánní sukcese (viz tabulka 20 a obrázek 20). To by ukazovalo na to, že vysazování stromů v krajině má podobný efekt jako ponechání plochy bez jakéhokoliv zásahu a tudíž je z finančních důvodů výhodnější druhá varianta. To je ovšem zavádějící, protože a) při použití delšího hodnotícího období (např. 80 let) by se hodnoty plnění ekosystémových funkcí u varianty revitalizace oproti variantě spontánní sukcese pravděpodobně zvýšily a b) ne vždy je vhodné porovnávat revitalizaci se spontánní sukcesí. V některých případech je ponechání plochy ladem nežádoucí z hlediska estetického, provozního, bezpečnostního apod. To je také případ úzkého pozemku, těsně přiléhajícího k cestě, kde je jistě vhodnější výsadba aleje, než samovolné vytvoření křovinného porostu.

Proto by bylo v tomto případě vhodnější, považovat za nulovou variantu ponechání plochy bez revitalizace, ale s pokračováním dosavadního managementu (pravidelné sekání). Přínos revitalizace by se určil odečtením hodnoty původního stavu od celkové hodnoty v průběhu zvoleného časového období. Podle tohoto srovnání vyjde celkový efekt revitalizace jednoznačně kladný (nárůst hodnoty biodiverzity podle metody BVM o 4,74 bodů/m^2 a hodnoty ekosystémových funkcí o 7,99% oproti ponechání plochy dosavadnímu managementu při hodnoceném období 50ti let).

5.3.2 Hodnocení vybraných revitalizačních opatření z hlediska poskytování ekosystémových služeb

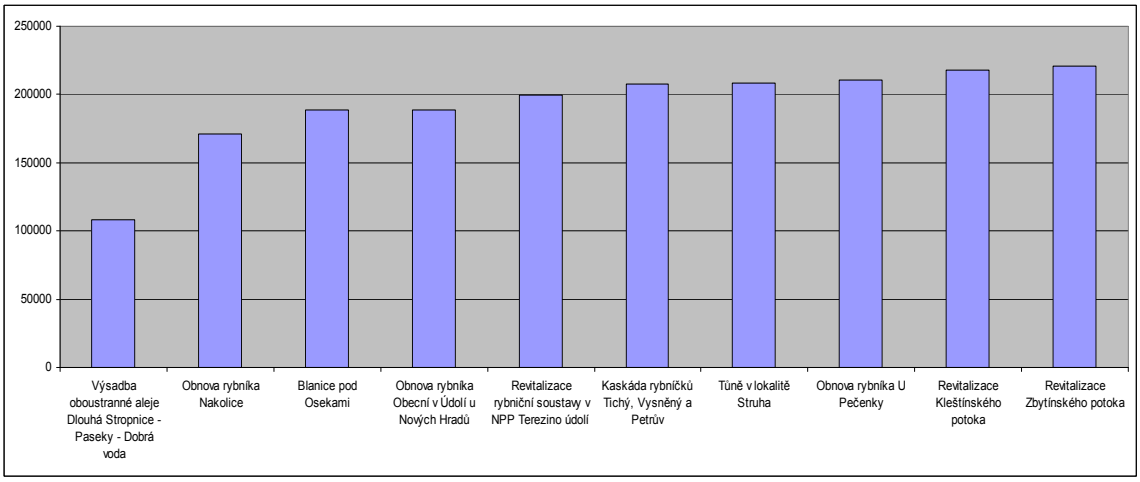
Podle metody v kapitole 5.2.4 byly vypočítány peněžní hodnoty služeb ekosystému pro deset vybraných revitalizačních opatření, (průběh hodnot v čase na příkladu Kleštínského potoka - viz obrázek 21, první graf) a to opět pro jejich dvě varianty: revitalizaci a ponechání plochy spontánní sukcesi. Hodnocením každé varianty se zjistila suma služeb, kterou plní 1m^2 hodnocené plochy za určitý časový úsek

(vyjádřená v korunách), viz příloha 8 a obrázek 21, druhý graf. Porovnáním sumy hodnot služeb stejného časového úseku těchto dvou rozdílných variant se vyjádřil přínos (Kč), který přinese 1m^2 revitalizace za dané časové období (v případě, že je rozdíl kladný). Porovnáním s náklady na realizaci se zjistila efektivita daného revitalizačního opatření.



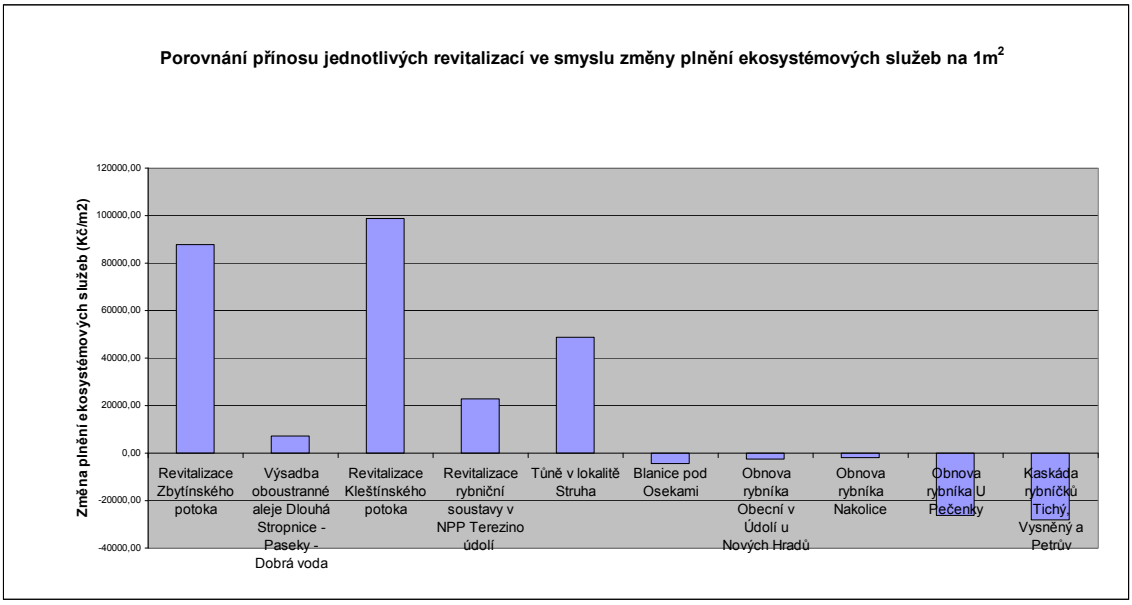
Obr. 21. Časový průběh hodnot poskytovaných jednotlivých ekosystémových služeb (první graf) a součtů hodnot všech služeb pro hodnocené období 50ti let. Grafy pro ostatní revitalizační akce – viz příloha 8.

Po srovnání celkové hodnoty poskytované ekosystémovými službami (Kč) za sledované období padesáti let pro revitalizační opatření a spontánní sukcesi u deseti vybraných revitalizačních akcí byly akce nejprve seřazeny podle velikosti sumy ekosystémových služeb, poskytovaných po dobu padesáti let při provedení revitalizace (obr. 22).



Obr. 22. Revitalizační akce, seřazené podle míry poskytování ekosystémových služeb za období 50ti let.

Poté byly odečteny hodnoty sumy služeb za 50 let u spontánní sukcese od revitalizační varianty a zjistil se konkrétní přínos revitalizací v porovnání s nulovou variantou (obr. 23).



Obr. 23. Porovnání změny poskytování ekosystémových služeb při provedené revitalizaci a nulové variantě (spontánní sukcesi).

Na výsledném grafu (obr. 23) je patrné, že výrazně vyšší efekt (kladný rozdíl mezi revitalizací a spontánní sukcesí, tzv. nulovou variantou) v porovnání s ostatními akcemi mají revitalizace vodních toků. Největšího efektu dosáhla akce Revitalizace Kleštínského potoka, jež byla obnovou přírodě blízkého koryta původně zatrubněného toku. Srovnatelný efekt měla revitalizace Zbytinského potoka, který byl před revitalizací opevněný betonovými deskami. Poměrně dobrého výsledku bylo dosaženo také vytvořením tůní v lokalitě Struha.

Naopak záporného efektu z hlediska zmiňovaných služeb ekosystémů se docílilo většinou revitalizacemi, spočívajícími v obnově vodních nádrží. Tento záporný efekt byl nejvýraznější u akcí, realizovaných na ploše s relativně vysokou hodnotou původních biotopů i okolní krajiny, kde se předpokládal poměrně rychlý sukcesní vývoj směrem k přírodě blízkýma přírodním biotopům. U rybníků, zakládaných v antropicky silně ovlivněném prostředí byl záporný efekt mírnější, blížící se nule. U rybniční soustavy v Terezině údolí vyšel rozdíl ekosystémových služeb dokonce kladně, což bylo způsobeno pravděpodobně tím, že plochy byly již v pokročilé fázi zazemnění a mokřadní fázi, jež je jednou z nejpřínosnějších z hlediska ekosystémových služeb, již měly za sebou.

Výsadba aleje vykázala mírně kladný výsledek oproti spontánní sukcesi. Ovšem jak již bylo řečeno výše, je ponechání této plochy podél cesty spontánní sukcesi nepříliš vhodným a žádoucím řešením z důvodů estetických, provozních a jiných. Při porovnání

se současným stavem, udržovaným pravidelným managementem, by byl výsledný efekt této akce výrazně vyšší.

Výsledný efekt revitalizace z hlediska ekosystémových služeb (Kč/m^2) byl porovnán s náklady na 1m^2 této akce (tab. 21).

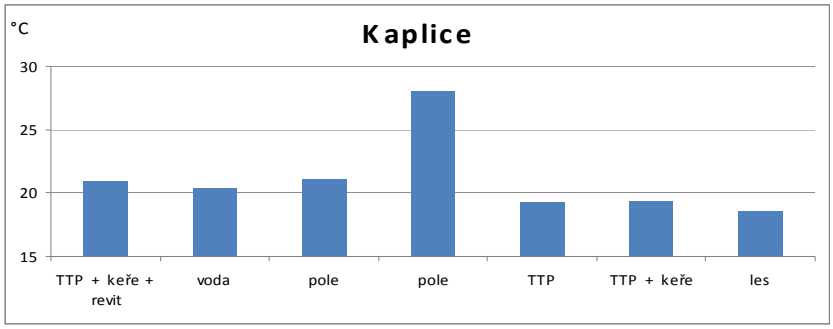
Tab. 21. Porovnání výsledků hodnocení revitalizačních akcí z hlediska poskytování ekosystémových služeb. Poslední sloupec vyjadřuje efekt, jejž přineslo vynaložení 1Kč na konkrétní revitalizační akci v průběhu padesáti let.

	Celková suma ekosystémových služeb za období 50ti let		**Rozdíl (čistý přínos revitalizační akce za 50 let)**	**Celkové náklady (Kč)**	**Náklady/ m^2 plochy (Kč/m^2)**	**Přínos / náklady (Kč/m^2)**
	revitalizace (Kč/m^2)	**sukcese (Kč/m^2)**				
Revitalizace Zbytínského potoka	220866,48	133015,19	87851,29	1720493,00	35,76	2456,58
Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda	107882,50	100575,03	7307,46	347508,00	6,94	1053,51
Revitalizace Kleštínského potoka	218125,89	119447,72	98678,17	1018000,00	170,09	580,15
Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí	199282,14	176375,18	22906,96	1699120,00	76,54	299,29
Tůně v lokalitě Struha	208431,59	159810,17	48621,42	102340,00	146,20	332,57
Blanice pod Osekami	18786,02	192356,28	-4495,26	1652000,00	821,48	-5,47
Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů	188808,09	191218,20	-2410,11	737000,00	321,83	-7,49
Obnova rybníka Nakolice	171218,65	173174,70	-1956,05	399875,00	184,27	-10,61
Obnova rybníka U Pečenky	210596,68	236961,74	-26365,06	1116000,00	658,41	-40,04
Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův	207288,93	241182,21	-33893,28	???		

Při porovnání efektu revitalizačních akcí s náklady na jejich realizaci vyšla nejefektivněji akce revitalizace Zbytínského potoka, poměrně vysokého přínosu vzhledem k vynaloženým prostředkům dosáhla také výsadba aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda a revitalizace Kleštínského potoka. Průměrný výsledek vykázaly revitalizace rybniční soustavy Terezino údolí a vytvoření tůní v lokalitě Struha. Do záporných hodnot se dostala obnova říčního koryta po povodni a ostatní obnovy rybníků. U akcí se záporným efektem je vhodnější vyjádřit celkovou ztrátu, kterou tyto akce přinesly, provedením součtu nákladů (pátý sloupec tabulky 21) a částky, která vyjadřuje ekologickou ztrátu způsobenou revitalizací (čtvrtý sloupec tabulky 21). Například obnova rybníka U Pečenky přinesla společnosti celkovou ztrátu 1142365 Kč.

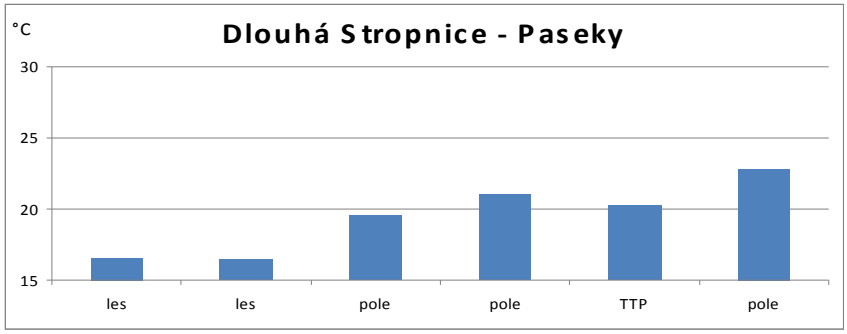
5.3.3 Výsledky využití dat DPZ

Po analýze ploch, jež sloužily jako modelové pro určení změny teplot po realizaci revitalizačního opatření se potvrdil předpoklad, že určité funkční skupiny biotopů přispívají výrazně k chlazení povrchu vegetačního krytu a že revitalizační opatření měla skutečný efekt na zvýšení klimatizační funkce. Analýza teplotních dat byla provedena pro čtyři základní typy revitalizačních opatření – obnova rybníka (Kaplice, kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův), založení tůní (Křenovice, tůně v lokalitě Struha), výsadbu aleje (Dlouhá Stropnice – Paseky, Výsadba oboustranné aleje) a revitalizaci vodního toku (Zbytínský potok).



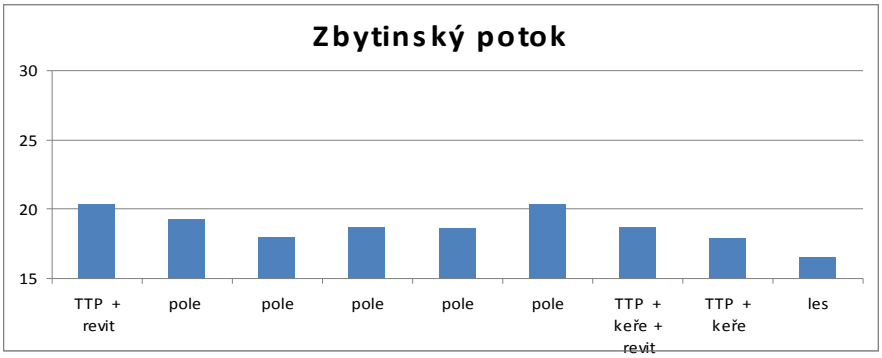
Obr. 24. Teploty porostů v okolí revitalizované plochy Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův.

V okolí revitalizované plochy Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův, lokalita Kaplice dosahuje nejvyšší teploty blízké pole (necelých 28°C), zatímco luční a lesní porost dosahují teploty pouze kolem 19°C. Vodní plocha, jež dosáhla teploty 20,4°C, byla vytvořena na místě původního podmáčeného trvalého travního porostu (lada), jehož teplota na podobné ploše byla 21°C, částečně však také na plochách vlhké louky a náletů dřevin s nižší teplotou (obr. 24). Výsledný efekt této revitalizace proto nebyl příliš vysoký.



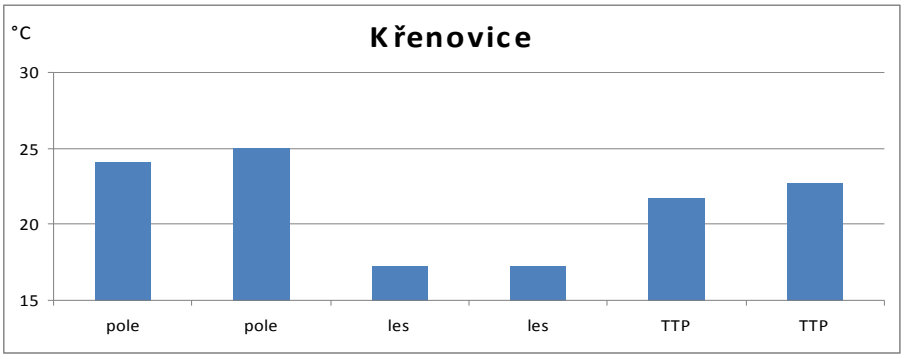
Obr. 25. Teploty porostů v okolí revitalizované plochy Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda.

V okolí lokality s výsadbou aleje dosáhlo nejvyšší teploty jedno z polí (téměř 23°C), následují další pole a TTP (19,6 až 21°C), zatímco lesní porosty dosahují teploty pouze kolem 16,5°C (obr. 25). Při hodnocení klimatizační funkce, odvozené z parametru evapotranspirace má vzrostlá alej srovnatelné hodnoty jako lesní porost, proto lze říci, že se díky výsadbě aleje sníží teplota povrchu o 3,1 až 6,5°C (za srovnatelných podmínek počasí, jako v době pořizování snímku).



Obr. 26. Teploty porostů v okolí revitalizované plochy Zbytinský potok.

V okolí Zbytinského potoka byly nejvyšší teploty zjištěny na jednom z polí (20,44°C), ostatní pole dosáhly teplot ve škále od 18 do 19,32°C, teploty trvalých travních porostů se pohybovaly mezi 17,85 a 20,43°C, zřejmě v závislosti na nasycení půdy vodou. Nejnižší teplotu měl lesní porost (16,59°C). Pokud by doprovodný porost revitalizovaného potoka dosáhl podobných parametrů jako les, snížila by se díky této revitalizaci (za srovnatelných podmínek počasí, jako v době pořizování snímku) teplota porostu až o 3,8°C (obr. 26).



Obr. 27. Teploty porostů v okolí revitalizované plochy Tůně v lokalitě Struha.

Na lokalitě Struha je vidět výrazný rozdíl mezi teplotami polí (24,14 až 25,06 °C), teplotami trvalých travních porostů (21,7 až 22,7°C) a výrazně nižšími teplotami lesních porostů (17,2 – 17,3°C). Jelikož zakládané drobné vodní plochy budou mít periodický charakter, uplatní se ve větší míře vzniklé přiléhající mokřadní biotopy a vlhké travní

porosty. Nahrazením orné půdy vlhkými trvalými travními porosty se teplota povrchu může výrazně snížit. Na vyhodnocovaném snímku se lišila teplota trvalého travního porostu s dostatkem vláhy od teploty pole až o více než 3°C (rozdíl mezi 25°C u plochy označené „pole 1“ a 21,8°C u chladnějšího z obou TTP), viz obrázek 27.

6. Diskuse

6.1 Použitelnost metody

Těžištěm využití této metody by mělo být porovnání různých návrhů revitalizačních akcí a výběr varianty, která je z mnoha pohledů v dané lokalitě nejefektivnější. Často se setkáváme s nejistotou, zda je v konkrétních případech revitalizační opatření opravdu potřebné a přinese očekávaný výsledek, a zda není ponechání plochy spontánní sukcesi nejlepším a současně nejlacinějším řešením (Butler, 2009, Řehounek a kol., 2010). Jiní odborníci ale varují před takovýmto přístupem, zejména v silně antropogenně ovlivněných oblastech, upozorňují na výrazná rizika, která tento přístup přináší a varují před nejistým výsledkem, kdy nelze očekávat přímou trajektorii vývoje směrem k hodnotnějším společenstvům (Zedler a Callaway, 1999).

Přínosem této metody by měla být zejména možnost odhadu efektivity revitalizace v delším časovém horizontu několika desítek let. Revitalizace by měla být vnímána jako začátek procesu obnovy a ne jako jeho dovršení (Whisenant, 1999). Současným problémem hodnocení ekosystémů je fakt, že jsou často prosazovány krátkodobé cíle, jako je rychlé naplnění chybějících funkcí devastované krajiny při rekultivacích, ovšem na úkor dlouhodobého cíle, kterým by mělo být dosažení přirozeného klimaxu a s tím související dlouhodobé zvýšení poskytování celé řady služeb ekosystémů (Seják a kol., 2010). Krátkodobé hodnocení revitalizací (maximálně do pěti let) pak zvýhodňuje nákladné rekultivace. Hodnocení by proto mělo být dlouhodobé, u travních porostů 10 - 20 let a u lesních ekosystémů až 50 let (Perrow a Davy, 2002). Časový horizont 50ti let je použit také pro expertní systém Success (Prach a kol. 1999). Dlouhodobější hodnocení navíc umožní porovnání s jinými typy revitalizace (různé intenzity) a také se samovolným vývojem plochy, ponechané spontánní sukcesi.

6.2 Výhody a nevýhody metody

Velkou výhodou metody, představené v této práci, je její obecnost a možnost použití téměř pro všechny typy revitalizačních opatření (alespoň na ty, jež způsobí změnu biotopů), což současně umožňuje srovnání různých postupů. Dalším nesporným kladem je fakt, že se hodnocení může provést již ve fázi projektu. Obě tyto výhody vychází z principu metody, která je založena na hodnocení plošně vymezitelných jednotek (zde typů biotopů), přičemž ostatní hodnotící parametry jsou těmto jednotkám již dopředu

přiřazeny. Tím odpadá náročné měření parametrů v terénu, které má sice přesnější výsledky, ale pro výše popsané účely a cíle ho nelze efektivně využít. Důvody jsou rozličné: přinese výsledky pouze v konkrétním čase, nelze ho využít preventivně, ještě před realizací a navíc se měření vztahuje vždy ke konkrétním podmínkám dané lokality v daném čase a jeho výsledky jsou tudíž těžko porovnatelné s výsledky z jiných akcí. Tato metodika proto nemá své těžiště ve stanovení skutečné hodnoty, ale ve srovnání odhadů více hodnot. Tomu je přizpůsobená její koncepce, proto musí být všeobecná, obecně použitelná, s parametry hodnotitelnými ve všech případech a s určitou dávkou zjednodušení.

Z výše zmíněných principů všeobecné použitelnosti vyplývají ovšem i nevýhody, které spočívají zejména v poměrné složitosti či zdlouhavosti postupu. Vzhledem k tomu, že metoda hodnotí odhad vývoje biotopů v čase, je zde také prostor pro subjektivní interpretaci a zkreslení výsledku. Riziko špatného odhadu vývoje v čase je ostatně nejslabší stránkou této metody a bude mu věnován prostor v samostatné kapitole. Palmer (1997) například zpochybňuje snahu předpovídat sukcesní trajektorie. Tvrdí, že vývoj je těžko předvídatelný díky disturbancím a náhodným jevům. Aby se riziko chyb minimalizovalo, měli by metodu využívat odborníci s alespoň základními znalostmi z okruhu teorie spontánní sukcese a vývoje fytocenóz.

S velkou obecností metodiky (a s jejím použitím v časovém průběhu) také souvisí další problém, kterým je riziko nepřesnosti vycházející ze zjednodušujících principů a schematizace. Samotná metoda BVM je do jisté míry zjednodušující, protože hodnotí typizované jednotky místo konkrétního území (to se bere v úvahu až při jejím druhém kroku – individuálním hodnocení). Také hodnocení plnění ekosystémových funkcí je založeno na podobně zjednodušujících principech; pro funkční skupiny typů biotopů se stanoví hodnoty, jež jsou založené na údajích z literatury, na měřeních z podobných lokalit, případně jsou odhadnuty.

U hodnocení, prováděného na již zrealizovaných akcích, by byla jistou cestou k objektivitě kombinace popsané metody s využitím dat z DPZ, konkrétně srovnání teplot jednotlivých typů hodnocených porostů, které souvisí s parametrem evapotranspirace. Vzhledem k tomu, že míra rozlišení družicových dat je pro měřítko revitalizačních akcí většinou příliš nízká (Prokopová a kol. 2007), lze toto hodnocení úspěšně aplikovat pouze na plošně rozsáhlejší akce. Satelitní snímky z družice Landstat využívá studie autorů Brom a kol.(2009), kteří hodnotí vliv jednotlivých typů vegetace na mikroklimatické podmínky a toky energií hodnotí ve dvou malých podovodích v

jihovýchodní části Šumavy. Jejich studie dokázala vliv typu vegetace na hodnoty povrchové teploty a rozdělení toků tepla a prokázala, že prostorové rozmístění typů vegetace a množství biomasy jsou důležitými faktory ovliňujícími fungování krajiny. Data z DPZ využívá Hesslerová a Pokorný (2010), kteří dělí krajinu do sedmi disipačních tříd na základě matice obrazů relativní radiační teploty a indexu wetness-biomass. Vymezené disipační krajinné typy charakterizují krajinu podle způsobu, jakým v ní dochází k přeměně energie (Seják a kol., 2010). Nejvhodnější data pro hodnocení plošně drobnějších akcí by přineslo snímání ploch termokamerou z letadla, ovšem z důvodů velké nákladnosti jej bohužel nebylo možné využít.

Jelikož jedním z úkolů aplikované ekologie je hledání praktického využití vědeckých poznatků širším okruhem pracovníků a jejich převádění do praxe, je zde vždy nezbytné zavést určité zjednodušující principy i za cenu jisté míry nepřesnosti dat a schematizace problematiky.

6.3 Využití dynamického pohledu na revitalizace

6.3.1 Proč hodnocení v čase

Tento přístup je v porovnání s existujícími metodami ojedinělý, z čehož je zřejmé, že s sebou přináší mnohá úskalí. Přestože se ekologové shodují, že křivky vývoje by přinesly lepší porozumění a ohodnocení vývoje revitalizačních projektů (Mitsch a Wilson, 1996; Simenstad a Thom, 1996; King, 1997; Fonseca a kol., 2000; SER, 2002) a revitalizátor by rád pracoval s „typizovanými systémy“, které mají předpověditelný průběh (Palmer a kol., 1997), většina odborníků soudí, že je využitelnost křivek omezená díky nedostatku dat. Pohled na předem daný směr vývoje ekosystému je zpochybňován také zastánci tzv. redukcionismu. Ekosystém dle jejich předpokladu může mít mnoho možných cílových stavů a sukcese je nepředvídatelný proces (Turner, 1998; Davis a Slobodkin, 2004).

Tato práce se ale drží zavedeného směru holismu, propagovaného u nás zejména Zlatníkem (1975), podle kterého existuje určitá pravidelnost ve vývoji ekosystému na disturbované ploše s typickým sledem jednotlivých sukcesních stádií. Toto schéma sukcesního vývoje je samozřejmě proměnlivé v závislosti na mnoha podmínkách stanoviště a jeho okolí (viz kap. 3.3.2). S pomocí expertního systému Success (Prach a kol., 1999), jenž je nástrojem pro odhad sukcesního vývoje různých typů opuštěných

antropicky ovlivněných ploch, přičemž bere v úvahu i faktory, které u stejného typu plochy mohou způsobit různý (různě rychlý) sukcesní vývoj, a s pomocí křivek vývoje typů biotopů (Dejmal, 2007 *sec*. Seják a kol., 2007) byl proveden odhad vývoje revitalizované plochy a odhad vývoje stejné plochy při absenci revitalizace a ponechání plochy samovolnému vývoji. Takto provedený odhad, i když se drží určité metodiky, má stále velké riziko nepřesnosti. To může být dáno například tím, že systém Success nepracuje s typy biotopů ale s dominantními druhy rostlin, tudíž při převodu mohou vznikat chyby. Křivky vývoje revitalizací, vytvářené v rámci této metodiky, jsou dosti schematické a neřeší drobné rozdíly mezi stanovišti, jež mohou změnit předpokládaný průběh vývoje. Je zde také riziko zablokování sukcesního vývoje z důvodu nějakého antropogenního stresu nebo vývoje po úplně odlišné trajektorii (rozšíření invazních rostlin apod.). Navíc má metoda i přes danou metodiku stále velký prostor pro individuální interpretaci a tudíž k subjektivitě výsledku.

Proč tedy nebylo od této možnosti hodnocení v časovém průběhu odstoupeno při tolika problémech s jejím použitím? Jeví se to jako jediná možnost, jak zachytit různorodost revitalizačních opatření a jak porovnat jejich opravdový přínos v delším časovém úseku a ne jen několik let po realizaci. Je to také jediný prostředek, jak alespoň přibližně srovnat různé odlišné typy revitalizací a hlavně prováděnou revitalizaci se spontánní sukcesí, jež je v podstatě nulovou variantou s nulovými náklady.
Navíc odhad vývoje určité plochy ponechané ladem, stejně jako odhad vývoje plochy po realizaci revitalizačních opatření, je jedním ze základních procesů vedoucích k vytvoření návrhu, s nímž každý projektant/revitalizátor, byť i jen v duchu, pracuje. Je to něco, čemu se při jakémkoliv plánování změn v krajině nelze vyhnout, a proto se přikláním k názoru, že jakýkoliv pokus o objektivizaci a zlepšení čitelnosti tohoto odhadu, i za cenu jeho nepřesnosti, je přínosem.

6.3.2 Využití teorie spontánní sukcese a potenciální přirozené vegetace

Pro hodnocení revitalizace v časovém úseku se v této práci využívá teorie spontánní sukcese, která předpokládá na disturbované ploše určitý, do jisté míry předpověditelný, sled sukcesních stádií, jehož závěrečnou fází je dosažení klimaxového porostu (Zlatník, 1973). Tato teorie se stala základem pro princip hodnocení, který spočívá v porovnání vývojové trajektorie revitalizace s variantou spontánní sukcese. Podobné porovnání se

objevuje v práci Hodačové a Pracha (2002), kteří hodnotili obnovu výsypek různého stáří (až 35 let) na Mostecku a porovnávali počet druhů u nerekultivované a rekultivované plochy.

Míra plnění ekosystémových funkcí, určovaná pomocí jednotlivých indikátorů, je vztažena k maximální dosažitelné hodnotě za původních daných abiotických podmínek plochy. Ta rovněž vychází ze sukcesní teorie: za maximální hodnotu zvoleného indikátoru je považována jeho hodnota pro funkční skupinu, do které náleží potenciální přirozená vegetace, tedy klimaxový porost. Ten by měl být energeticky nejefektivnějším porostem, který je na daném území za daných abiotických podmínek reálný a k němuž by měl směřovat spontánní sukcesní vývoj, během nějž se optimalizují procesy přeměny energie tak, aby se přizpůsobily daným podmínkám, co nejlépe využily energii slunečního záření a eliminovaly ztráty energie ve formě pocitového tepla (Ripl, 2003). Je zřejmé, že při takto zvolené maximální hodnotě mohou konkrétní procentické hodnoty dosáhnout i hodnoty vyšší, než je 100%. K tomu dochází tehdy, je-li součástí revitalizace změna abiotických podmínek, která v podstatě vede k lokální změně potenciální vegetace. Tato změna může přinést zvýšení potenciálu pro plnění ekosystémových služeb zejména tehdy, pokud se např. vytvořením terénní deprese zvýší nasycení půdy vodou.

Podobný princip dynamického hodnocení biotopů se objevuje i v dalších pracích, například v případě hodnocení přirozenosti biotopů, která se stanovuje jako míra změny, která by nastala, kdyby se odstranil vliv člověka. Stupeň přirozenosti se v tom případě dá vyjádřit jako odchýlení od přirozené vývojové trajektorie (Anderson, 1991). Tento přístup dále rozvíjejí Hong a kol. (2004), kteří navrhují využít jako rámec pro hodnocení a management ekosystémů na krajinné úrovni mapu ekotopů (která je vodítkem pro určení potenciální vegetace) a provést klasifikaci na základě kombinací geofyzikálních a biologických proměnných, čímž se zároveň zjistí geografické faktory, jež ovlivňují plošné uspořádání společenstva. Tento přístup je ve svém principu do jisté míry podobný teorii skupin typů geobiocénů, propagovanou u nás Zlatníkem (1975).

6.4 Využití hodnocení bioty i ekosystémových funkcí

6.4.1 Vztah hodnocení biodiverzity a hodnocení ekosystémových funkcí

V této práci se pro hodnocení revitalizací využívají dva základní přístupy: hodnocení zaměřené na strukturu ekosystémů s důrazem na biodiverzitu a hodnocení ekosystémových funkcí v souvislosti se službami ekosystémů. Strukturou je v tomto případě míněno časoprostorové uspořádání bioty, tedy výskyt druhů a biotopů v rámci daného měřítka krajiny a v určitém čase. Funkcemi jsou míněny veškeré procesy v ekosystému, které jej pomáhají trvale udržovat v celé jeho složitosti a zároveň vedou k poskytování ekosystémových služeb. Toto rozhodnutí propojit v metodice hodnocení zaměřené na biodiverzitu s hodnocením ekosystémových funkcí a služeb vyplývá z novějších trendů v metodách hodnocení ekosystémů, které se odklánějí od striktně strukturálních charakteristik.

Jak vyplývá z literární rešerše (kapitola 3.6), mnoho autorů se zabývalo vztahem struktury a funkcí ekosystémů a většinou předpokládají nějaký kladný vztah. Druhová diverzita rostlin je často pokládaná za nositele ekosystémových funkcí a mnoho výzkumů prokázalo její vztah např. k čisté primární produkci, případně k efektivitě hospodaření s vodou a živinami. Příčina je ve větší komplementaritě rostlinných druhů, umožňující maximální příjem a využití vody a látek, což je ještě podpořeno vyšší diverzitou mutualistických půdních organismů (mykorhizní houby, půdní bezobratlí) které také příznivě působí na zachycování vody a živin v ekosystému a jejich příjem rostlinami (Brussaard, 2006). Podle některých autorů (např. Parker, 1997) je struktura pouze výsledkem historie ekosystémových procesů, naopak Palmer a kol. (1997) poukazují na to, že se funkce vyvíjejí v čase, v závislosti na druhové skladbě a diverzitě. Přestože se mnoha odborníkům podařilo prokázat za určitých podmínek nějaký vztah mezi druhovou diverzitou a např. produktivitou či ekologickou stabilitou, existuje v tomto směru stále určitá nejistota a dosud se neprokázal univerzální vztah těchto hodnot. Např. u plošně menších ekosystémů a kratších časových horizontů není tento vztah vždy platný, proto se dnes doporučuje doplnit hodnocení zaměřené na strukturu ekosystému (časoprostorové uspořádání bioty) o funkční kvality ekosystému (Müller, 2000). Navíc je zřejmé, že například u dynamických a proměnlivých ekosystémů s velkou frekvencí přirozených disturbancí není nejdůležitějším faktorem druhová

diverzita, ale právě funkce, kdežto u rovnovážného typu ekosystému s dlouhým kontinuem vývoje je jeho největší předností druhová diverzita (Seják a kol., 2010).

V testovaných revitalizačních akcí nebyl potvrzen předpoklad korelace (srovnatelný časový průběh) hodnot biodiverzity biotopů (případně segmentů krajiny vymezených rozlohou revitalizační akce) a hodnot ekosystémových funkcí Hodnoty biodiverzity měly při porovnání vývojových křivek sice podobný vývojový trend jako indikátory ekosystémových funkcí, ale většinou měly jiný průběh a celkově dosahovaly nižších relativních hodnot. To souvisí s použitou metodou hodnocení, která funkčním skupinám biotopů přiřazuje předem určené průměrné hodnoty namísto podrobného měření hodnot v terénu. Těžko se tím postihne plynulý nárůst ekosystémové funkce během vývoje v rámci jedné kategorie funkčních skupin. Tento efekt by se měl částečně zmírnit použitím individuálního hodnocení.

6.4.2 Metoda pro hodnocení bioty

Pro hodnocení struktury (časoprostorového uspořádání bioty), byla vybrána jako nejvhodnější metoda BVM (Biotope Valuation Method), která patřila v dohledaném souboru metod mezi ty komplexnější s širším záběrem hodnocených parametrů i úrovní hodnocení.

Mnoho existujících metod pro hodnocení bioty (vegetace) se soustředí na výskyt jednotlivých druhů, ať už vzácných nebo indikačních (Klimeš, 2004) nebo výskyt tzv. taxonomické skupiny (Eiswerth a Haney, 2001) či indikační skupiny, založené na přirozených fytocenózách (Chytrý a kol., 2001). Tento princip v sobě nese i metoda BVM, neboť pracuje s typy biotopů, z nichž biotopy přírodní a přírodě blízké jsou určené právě na základě indikačních skupin rostlin podle metody Natura 2000 (Seják a kol. 2003).

Dalším možným přístupem, využitelným zejména při hodnocení přirozenosti stanovišť, je hodnocení procenta domácích druhů (Anderson, 1991), obdobou tohoto hodnocení může být biologická integrita, jež hodnotí také živočišnou složku společenstva a kromě druhového bohatství určuje také trofické úrovně a výskyt stres-tolerantních druhů (Karr, 1991). Lopez a Fennesy (2002) vypracovali index floristické kvality (FQAI, floristic quality assessment index), kterým se hodnotí společenstvo z hlediska původnosti druhů a jejich fidelity k pozdním sukcesním stádiím.

Namísto kladných rostlinných indikátorů lze využít i indikátorů záporných. Například Canterbury (2000) se v hodnocení bioty zaměřuje na výskyt skupin druhů (rostlinných i živočišných), jež jsou typickými kolonizátory narušených ploch (ruderální, invazní druhy), přičemž důležitější než abundance těchto druhů je jejich prezence nebo absence. Další autoři doporučují doplnit hodnocení druhové diverzity o přídavné charakteristiky, týkající se například pokryvnosti, struktury porostu apod. Andel (2003) navrhuje doplnit druhovou diverzitu společenstva o kvantitativní analýzu, která hodnotí trofickou strukturu, diverzitu druhů v rámci funkčních skupin, uspořádání společenstva, výskyt endemických druhů a výskyt alienů (cizích, nepůvodních druhů), Cairns a kol. (1993) navrhuje hodnotit výskyt indikačních, chráněných a vzácných druhů, procento vegetačního krytu, procento exotických druhů, diverzitu struktur a uspořádání biotopů.

Vybraná metoda BVM využívá mnoho z těchto principů a parametrů hodnocení, které vztahuje k jednotlivým typům biotopů. Kromě diverzity druhů určuje pro každý typ biotopu např. zralost, diverzitu struktur, parametrem objevujícím se ve výše zmiňovaných metodách je také přirozenost a výskyt vzácných druhů. Výběr hodnotících parametrů metody BVM je v souladu s názorem, že důležité jsou indikátory, které kombinují diverzitu a diverzitu v ohrožení. Metoda musí brát v úvahu výskyt vzácných a ohrožených druhů, případně vzácných společenstev či biotopů nejvíce ohrožených lidskou činností (Eiswerth a Haney, 2001). Tuto podmínku metoda BVM dokonale splňuje, protože hodnotí nejen vzácnost druhů, vyskytujících se v biotopu, ale obsahuje kritéria, hodnotící vzácnost biotopu samotného, jeho zranitelnost a ohrožení. Rozdělení hodnotících parametrů do podobných kategorií nalezneme v práci Efroymsona (2008), který rozlišuje hodnocení a) využití plochy pro skupiny organismů (druhové bohatství, komplexnost struktury biotopů, využití půdy, potenciál pro osídlení druhy), b) vzácnost plochy (výskyt vzácných druhů, vzácných společenstev) a c) kontext okolí (podobnost a komplementarita okolních biotopů).

Zřejmě nejčastěji používanou metodou hodnocení biodiverzity je porovnávání druhového bohatství, případně indexu druhové diverzity rostlin (Cairns a kol., 1993; Holl a Cairns, 2002; Andel, 2003). Naproti tomu Ludwig a kol. (2004) vnímají biodiverzitu jako indikátor funkční integrity na krajinné úrovni a charakterizují ji jako kvalitu a kvantitu plošek vegetačních porostů. Z tohoto principu vychází rovněž metoda BVM, protože se zabývá hodnocením plošek – typů biotopů. Hodnotí jejich kvalitu (prostřednictvím osmi hodnotících parametrů), ovšem umožňuje hodnotit i kvantitu,

tedy plošné zastoupení různě hodnotných biotopů v rámci většího sledovaného území. Celkovou hodnotu území je možné vypočítat na základě váženého průměru dílčích hodnot jednotlivých biotopů, vážených jejich rozlohou. Je tedy schopná hodnocení i na krajinné úrovni, což je ještě podpořenou jedním z kritérií individuálního hodnocení, které se zabývá vhodností biotopu a jeho významem v rámci krajinného celku.

Nespornou výhodou metody BVM je rovněž její systémovost a univerzálnost, neboť dokáže ohodnotit veškeré typy biotopů, vyskytující se v ČR. Typy biotopů jsou navíc odvozené ze systému mapování Natura 2000, takže lze využít rozsáhlé mapové podklady v digitální formě, pořízené v rámci tohoto hodnocení. Dalším kladem metody BVM je její jednoduchost, která vyplývá z faktu, že metoda pracuje s typizovanými jednotkami, které mají již předem určenou relativní hodnotu. Při hodnocení pak stačí pouze definovat typy biotopů a jejich rozlohu a přiřadit jim dané hodnoty. Přes tuto jednoduchost použití je to propracovaná metoda, zahrnující osm hodnotících kritérií z okruhů diverzity (druhové, prostorové) na biotopové a krajinné úrovni, vzácnosti a ohroženosti druhů a biotopů. Navíc vychází z tzv. hesenské metody, jež byla doporučena k využití Bílou knihou EU o odpovědnosti za životní prostředí (Comission of the European Communities, 2000) a v Hesensku je využívána pro odhady ekologické újmy způsobované zásahy do přírody a krajiny.

6.4.3 Biotop jako hodnotící jednotka

Základní principem navržené metodiky je definování plošných jednotek a přiřazení určité hodnoty (BVM, funkční skupiny typů biotopů) ke každé zvolené jednotce. Pro metodu BVM jsou hodnotící jednotkou typy biotopů, což je často používaná jednotka v dalších pracích, hodnotících revitalizační akce v širším krajinném kontextu. Např. Dymond (2008) hodnotí přispění obnoveného biotopu k původnímu rozsahu přírodních biotopů krajinného celku před zásahem člověka, Efroymson (2008) navrhuje hodnocení vlastností biotopů v rámci určení jejich vhodnosti pro remediaci kontaminovaných ploch.

Pro hodnocení ekosystémových funkcí se v navržené metodice typy biotopů sdružují do funkčních skupin, které mají opět předem definované hodnoty jednotlivých funkčních indikátorů.

Z toho plyne, že i pro hodnocení ekosystémových funkcí se primárně využívá hodnocení struktur (časoprostorového uspořádání bioty), protože před aplikací hodnocení funkcí je nutné provést (či převzít z projektové dokumentace, hodnocení

Natura 2000 atd.) určení typů biotopů na základě výskytu bioty. Tento princip je v jistém rozporu s názory některých odborníků, kteří navrhují hodnotit funkce přímým měřením a to zejména proto, že uspořádání bioty je proměnlivé a jeho hodnocení v daný čas nemá příliš velkou vypovídající hodnotu (Bunn a Davies, 2000). Tento rozpor je ovšem jen částečný, protože v metodice byla zachycena proměnlivost bioty s pomocí expertního systému Success (Prach 1999) a modelů vývojových křivek (Dejmal, 2007 sec. Seják a kol., 2007), s jejichž využitím bylo hodnoceno období několika desítek let.

Další námitkou k přiřazení předem určených hodnot funkcí k typům biotopů může být fakt, že funkce jsou sice v určitém vztahu s uspořádáním bioty, ale při hodnocení zde může hrát jistou roli časové zpoždění reakce bioty na změnu ekosystémových funkcí a naopak. Například Strange a kol. (2002) tvrdí, že přestože obnova strukturálních charakteristik společenstva může trvat relativně krátkou dobu, ekosystémové funkce (zejména cykly látek) potřebují mnohem více času k plnému rozvoji. Naopak Peterson a Lipcius (2003) předpokládají zpoždění spíše v nástupu jednotlivých druhů.

Otázkou časového zpoždění rozvoje biodiverzity oproti hodnotám ekosystémových funkcí (a naopak) se sice metoda nezabývá, ale z hlediska cílů práce a předpokládaného využití metodiky, jímž je porovnání odlišných variant návrhů revitalizačních akcí, je zřejmé, že není možné aplikovat přímé měření funkcí. Východiskem by proto mohlo být pokusné porovnání výsledků metodiky s přímým měřením na již zrealizované akci. Podobný pokus provedli například Zedler a Callaway (1999), když měřili během vývoje silně disturbované plochy obsah dusíku v půdě a výsledky porovnávali s nárůstem biodiverzity rostlin. V porovnání s nárůstem biodiverzity ovšem pokus neprokázal žádný vzrůstající trend v obsahu dusíku.

V této práci bylo využito porovnání předem definovaných relativních hodnot evapotranspirace s přímým měřením teplot povrchu vegetace. Z finančních důvodů nebylo využito snímání termokamerou, které by bylo v tomto měřítku vhodnější, nýbrž data z termokanálu družicového snímání. Kvůli hrubému zrnu rozlišení bylo zapotřebí nahradit revitalizované plochy srovnatelnými plochami s větší rozlohou. Teploty těchto náhradních ploch ovšem vykazovaly podobný poměr jako hodnoty evapotranspirace kategorií, do kterých spadaly. Výjimku tvořily pouze některé trvalé travní porosty, kde se objevovala rozkolísanost výsledků, způsobená patrně rozdílem v nasycení jednotlivých ploch vodou. Z výsledků studie Brom a kol.(2009) vyplývá, že právě kosené travní porosty mají v porovnání s ostatními porostními typy (lesy, pastviny, mokřady, ruderální a degradovaná vegetace, xerofytní společenstva, společenstva

s dominantní *Carex brizoides*) nejnižší vlhkost a zároveň nejvyšší teplotu povrchu a největší tok pocitového tepla. Naopak lesní porosty prokazovaly nejvyšší míru vlhkosti a navzdory nejvyšší čisté radiaci měly i nejnižší povrchovou teplotu, to bylo způsobeno přeměnou velké části energie na latentního teplo. Podobné výsledky vykazuje i studie autorů Hesslerová a Pokorný (2010), která je zaměřena na disipaci energie v krajině. Lesy spadají do maximálně funkčního typu krajiny s vysokým množství zelené biomasy a vlhkosti. Pomocí upravené metody Hesslerové (2008), kdy byl počet kategorií disipace rozšířen na devět, bylo rozděleno území horního povodí řeky Stropnice (podhůří Novohradských hor; Seják a kol., 2010). Do tohoto území spadají čtyři z mnou hodnocených revitalizačních opatření. Výsledky této metody potvrzují variabilitu trvalých travních porostů, která byla zřetelná již z družicových snímků zpracovaných ve spolupráci s Přírodovědnou fakultou Jihočeské univerzity (Hais, nepublikováno). Trvalé travní porosty, které se nachází v horní části povodí Stropnice spadají do všech devíti kategorií disipace energie. Jejich podíl v jednotlivých kategoriích se ale liší. Obecně lze říci, že vzrůstá směrem k méně funkčním kategoriím 8 a 9, které jsou charakteristické středním podílem zelené biomasy a vlhkosti až absencí funkčního vegetačního typu (se silným vláhovým deficitem, většinou velmi intenzivně hospodářsky využívaném; Seják a kol., 2010).

Pokus o vyjádření míry plnění ekosystémových funkcí prostřednictvím zařazení ploch do určitých kategorií (vegetačních funkčních typů) byl zaznamenán i v dalších metodách, zejména v modelech vlivu vegetace na regulaci klimatu. Např. v rámci modelu, který simuluje energii, vláhu, toky mezi půdou a atmosférou, hydrologický cyklus a půdní teplotu, se využívá rozdělení ploch do vegetačních funkčních typů, jež jsou charakterizovány a) hlavními druhy vegetačního typu a jejich biomasou, plochou koruny, výškou, průměrem kmene (u lesních porostů), b) počtem jedinců v populaci a c) plošným zastoupením v gridu (Bonan, 2003).

Mnoho autorů se snažilo potvrdit vztah mezi jednotkami využití půdy a ekosystémovými funkcemi, aby bylo možné vybrané ekosystémové funkce (jejich současné plnění a případnou změnu) odhadovat pouze na základě podkladů využití území. Nejvíce prací se soustředí na vztah procentického zastoupení a uspořádání kategorií využití území a cyklu látek, ovlivňujícího kvalitu vody ve vodních tocích (Gergel, 1999; Desoyza, 2000). Korelaci mezi obsahem látek v půdě a ve vodním toku zjistili např. Meador a Goldstein (2003) nebo Lopez a Fennessy (2002).

V čem je tedy největší přínos zařazení funkčních indikátorů do hodnocení? Přináší především jiný úhel pohledu na přínos revitalizačních akcí. Rozdílnost se projevuje zejména tam, kde se v rámci revitalizace vytváří mokřady či jiné plochy nasycené vodou. Zatímco bodové hodnocení metody BVM řadí čerstvě vzniklé mokřady s částečně ruderální vegetací (biotop XM1) k přírodě vzdáleným biotopům, jež mají poměrně nízkou relativní hodnotu, z hlediska funkcí ekosystémů je jejich hodnota velmi vysoká, neboť se významně podílí na plnění hodnocených služeb (klimatizační, podpora malého vodního cyklu, produkce kyslíku). Efekt revitalizační akce je potom vnímán jako kladný i v době, kdy parametry biodiverzity (v tomto případě hodnocené metodou BVM) ještě nedosáhly výrazného nárůstu hodnot.

6.4.4 Indikátory ekosystémových funkcí

Mezi indikátory ekosystémových funkcí, vyskytující se v odborné literatuře v rámci metod pro hodnocení revitalizací, patří například obsah organických látek, celkový obsah dusíku, obsah vody v pórech a obsah živin (Zedler a Calaway, 2000), poměr malých a velkých molekul v ekosystému, kdy převaha malých molekul indikuje malou udržitelnost (Cairns a kol., 1993), dále respirace a produktivita (Brooks a kol., 2002), disipace energie, výměna povrchové vody, rostlinná biomasa, retence živin, odebírání dusíku (Findlay a kol., 2002), kvalita vody (Buck a kol., 2004), obsah dusíku a fosforu v tocích (Jones a kol., 2000) a v mokřadech (Zedler a Calaway, 2000). Pouze některé indikátory z tohoto výčtu je možné aplikovat na plošnou jednotku, případně stanovit hodnoty pro určité funkční skupiny.

Využít se dají i obecné metody pro hodnocení ekosystémových funkcí. Mají celou škálu zaměření, například hodnocení závislosti ekosystému na obnovitelných a neobnovitelných zdrojích (Odum, 1996), hodnocení trofických vztahů (Gascuel, 2005, Patrício, 2006), velmi časté je hodnocení obsahu látek v toku, zejména živin (dusíku a fosforu), pevných částic a těžkých kovů (Jones a kol., 2001), množství rozpuštěného kyslíku, vodivost, teplotu a celkové množství pevných látek, dusíkatých látek a fosforu (Buck a kol,. 2004), jiní autoři doporučují měřit alkalitu a obsah zásaditých iontů (Cresser a kol., 2000; Ripl a Hildmann, 2000).

Podle Müllera (2000) lze ekosystémové funkce hodnotit s pomocí tří základních skupin indikátorů: a) indikátory struktury ekosystému a společenstev, b) ekofyziologické indikátory a c) indikátory organizace ekosystému. V této metodice jsou využity

indikátory prvních dvou skupin, kdežto třetí skupina je z hlediska principu metodiky, jež se má použít pro porovnání různých návrhových variant, těžko použitelná.

Banzhaf a Boyd (2005) provedli výčet používaných indikátorů, které rozdělili do pěti základních okruhů (biodiverzita, biotická integrita, hydrogeomorfní hodnocení, vhodnost habitatů pro cílové druhy, biofyzikální podmínky). Index biotické integrity (Karr, 1991) byl vyvinut pro hodnocení vodních toků a svým principem se částečně podobá metodě BVM, protože rovněž hodnotí bodovou škálou několik charakteristik, vztahujících se k zastoupení určitých druhů nebo jejich skupin (i když se zaměřením na faunu), z nichž následně počítá celkovou relativní hodnotu plochy.

Pro účely této metodiky byla hlavním indikátorem hodnocení ekosystémových funkcí zvolena evapotranspirace. Tento indikátor se hojně používá v dalších pracích, zaměřených především na klimatizační služby a změny klimatu. Je jedním z hlavních proměnných v modelu vlivu vegetace na klima (Nemani, 1996), ovšem nejpodrobněji se jejím využitím pro hodnocení ekosystémových funkcí zabývá Ripl (2003). Podle jeho práce je jednou z nejdůležitějších funkcí, respektive služeb ekosystému disipace sluneční energie pomocí evapotranspirace, během níž se energie ze slunce přeměňuje na skupenské teplo páry a tím se zabraňuje přehřívání zemského povrchu. S tím souvisí udržování tzv. malého koloběhu vodu, neboť dostatek vody v ekosystému je klíčovým faktorem pro fungování tzv. ekosystémové disipační jednotky. Nedostatek vody se projeví mimo jiné většími výkyvy teplot v průběhu dne i roku (Ripl, 2003). Jako indikátor pak lze použít rovněž teplotní snímky pořízené termokamerou, případně teplotní kanál družicových snímků či měření teplot v porostu a nad porostem v časovém průběhu (Pokorný a kol., 2007).

U některých autorů se objevuje přímo indikátor disipace energie, např. v rámci metody pro hodnocení funkcí mokřadů, jež se snažila vyloučit duplikující se funkce, proto je rozdělila na funkce přímé (rostlinná biomasa, retence živin, odebírání dusíku, celkové množství ryb a abundance vzácných a klíčových druhů) a nepřímé (disipace energie, výměna povrchové vody, biotopy a potravinová základna pro klíčové druhy savců a ptáků). Princip hodnocení, stejně jako u navržené metodiky, spočívá v určování procentického plnění těchto funkcí ve srovnání s ideálním stavem (Findlay a kol., 2002).

Přídavnými indikátory této metodiky, které plní funkci korekčních koeficientů a upravují základní hodnotu, jsou LAI, výška stromů a maximální biomasa. LAI se

vyskytuje např. jako indikátor v rámci metody, zachycující schopnost ekosystému zvyšovat přísun „exergy“, tj. využitelné energie. V průběhu zrání ekosystému se tato schopnost zlepšuje díky vyšší absorpční kapacitě pro sluneční energii nebo živiny. Indikátory této schopnosti je velikost listové plochy (LAI), kapacita fotosyntézy a radiační bilance (Müller, 2006). Hodnocení LAI se vyskytuje rovněž v modelu klimatických a ekosystémových změn (Bonan, 2003), nebo v práci Nemaniho, kde je jedním z klíčových proměnných pro model biogeochemických cyklů (Nemani, 1996). Oba zmíněné klimatické modely využívají i parametry, týkající se rozměrů stromů. Plochu a výšku stromů využívá Bonan (2003) jako jednu z charakteristik, sloužících k definování jednotlivých vegetačních funkčních typů. Nemani (1996) považuje za nejdůležitější parametry z hlediska ekologických funkcí trvání biomasy, opadavost a tvar listů. Pro jednotlivé funkční skupiny na úrovni biomů se hodnotí množství srážek, LAI (leaf area index), evapotranspirace a NPP (čistá primární produkce), tedy velice podobné parametry, jako v navrhované metodě. Biomasu hodnotí rovněž Cairns a kol. (1993) a Müller (2006). Další autoři doporučují hodnotit vázání uhlíku nebo energie do ekosystému, hodnocení produkce, cyklu látek, potravní sítě a vztahů ve společenstvu.

Otázkou je, zda je škála zvolených funkčních skupin typů biotopů dostatečně podrobná pro potřeby hodnocení revitalizačních akcí. Například hodnota evapotranspirace u kategorie „mokřady a trvalé travní porosty na vlhkých a zamokřených plochách“ nerozlišuje mezi přírodě blízkým mokřadem a mokřadem degradovaným, jenž má v rámci metody BVM výrazně nižší bodovou hodnotu. Z toho plynou následné rozdíly v hodnocení biodiverzity a ekosystémových funkcí. Pokud se nepředpokládá vyšší hodnota evapotranspirace a malého vodního cyklu u přírodě blízkého mokřadu, pak je zřejmé, že druhy, jež jsou v přírodě blízkém mokřadu navíc, již nijak výrazně nepřispívají k funkčnosti ekosystému. To by podporovalo teorii, že funkce ekosystému stoupá, dokud přibývají druhy, reprezentující nové funkční skupiny. Od jistého momentu již nové druhy funkci neovlivní a jsou tedy z hlediska funkčnosti redundantní (Johnson a kol., 1996).

6.5 Vztah ekosystémových funkcí, služeb a ekologické stability

Navržená metodika hodnotí služby ekosystému prostřednictvím indikátorů, které charakterizují procesy, jež můžeme nazvat funkcemi ekosystému (fotosyntéza, produkce biomasy, evapotranspirace, atd.). De Groot (2002) charakterizuje

ekosystémové funkce jako kapacitu přirozených procesů a součástí ekosystému plnit ekosystémové služby. Za přirozené procesy označuje komplexní soubor interakcí mezi biotickými a abiotickými složkami ekosystému, podporované hybnou silou energie a látek. Je toho názoru, že pokud se podaří charakterizovat komplexnost ekosystému pomocí omezeného počtu funkcí, je možné na jejich základě hodnotit ekosystémové služby (de Groot, 2002).

Jak vyplývá z práce Brussaarda (2006), mohou procesy ekosystémů (cyklus vody a látek) vypovídat nejen o jejich životaschopnosti či resilienci, ale mohou sloužit také k hodnocení ekosystémových služeb. To potvrzují také Bartkow a Udy (2004), kteří doporučují měřit služby ekosystému (jako je např. odběr nadbytečných živin z eutrofní vody a půdy procesem denitrifikace) pomocí hodnocení ekosystémových procesů. Jelikož hlavním zadáním práce bylo vypracování metodiky hodnocení revitalizačních akcí, která by byla schopna kromě hodnocení biodiverzity hodnotit také ekologickou stabilitu, může se objevit námitka, že metodika se věnuje spíše ekosystémovým funkcím než ekologické stabilitě. Existuje několik možných přístupů k hodnocení ekologické stability, například energetické hodnocení krajiny, hodnocení land-use, počítání potřeby dodatkových energií apod. (viz kapitola 3.5.2), ovšem v poslední době se nejvyšší důraz klade na hodnocení ekosystémových procesů a funkcí, neboť je prokázáno, že existuje úzký vztah mezi funkcemi ekosystému a ekologickou stabilitou a někteří autoři dokonce tyto pojmy zaměňují. Důvodem je fakt, že mezi nejdůležitější funkce ekosystému patří autogenní procesy, které umožňují, aby se tento systém sám udržoval a obnovoval navzdory fluktuacím vnějšího prostředí (Palmer, 1997).

Je tedy zřejmé, že zde existuje také vztah mezi ekologickou stabilitou a službami ekosystému, neboť „..plnění ekosystémových služeb je přímo závislé na fungování geobiochemických cyklů“ (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Je obecně známé, že všechny procesy, které vytvářejí cykly (látek, energie, informací), podporují stabilitu systému, a naopak procesy, způsobující toky ven ze systému jsou příčinou změn (Míchal, 1992). Někteří odborníci podporují hypotézu, že význam druhové diverzity pro udržení ekosystému stoupá s rostoucím plošným a časovým měřítkem. Větší počet druhů zaručuje větší stabilitu v čase a umožní evoluci ekosystému po případné změně abiotických podmínek (Hooper, 2005).

Takzvaná efektivita krajiny, jež úzce souvisí s ekologickou stabilitou, představuje poměr mezi celkovými cyklickými procesy (recyklací látek a vody v povodí)

a celkovými procesy, způsobujícími ztráty (odtok látek a vody z povodí; Ripl a Hildmann, 2000). Během sukcesního vývoje se méně stabilní, otevřené systémy uzavírají díky vytvoření energetických disipačních struktur, jež jsou přizpůsobené lokálním fázím sluneční energie, daným rotací Země a vychýlením její osy (Ripl, 2003). V přirozených ekosystémech je zvýšená komplexnost doprovázená zvýšenou důležitostí vnitřních toků energie a látek, z čehož vyplývá, že je omezen odnos živin. Dále se zvyšuje počet vnitřních cyklů. Toto správné a efektivní fungování biogeochemických cyklů je tedy podmínkou nejen pro plnění ekosystémových služeb, ale současně podporuje (vytváří) stabilitu ekosystému.

6.6 Výsledky hodnocení a význam revitalizací

Přestože mnoho hodnocených revitalizačních akcí vykázalo kladný efekt z hlediska služeb ekosystémů při porovnání s výchozím stavem, srovnání s nulovou variantou (spontánní sukcesí) změnilo tento výsledek na záporný u celé poloviny hodnocené skupiny revitalizací, u dalších byl rozdíl blízký nule, což je také nepříliš žádoucí výsledek vzhledem k vynaloženým prostředkům na realizaci akcí. K podobným výsledkům dospěli Hodačová a Prach (2002) při porovnání rekultivované výsypky na Mostecku s plochou výsypky, ponechané spontánní sukcesi. Předmětem srovnání byl počet vyskytujících se druhů cévnatých rostlin na plochách různého stáří. Plochy ponechané spontánní sukcesi vykazovaly podstatně více druhů a to zejména u nejmladších vývojových fází (do pěti let) a naopak u nejstarších (nad 35 let). Dalšími autory, kteří porovnávali revitalizované plochy s plochami ponechanými spontánní sukcesi byli Zedler a Callaway (1999). Na rozdíl od předchozích autorů, kteří hodnotili pouze skladbu druhů, se zabývali přímým měřením ekosystémových procesů. Provedli pokus na ověření předpokládaného vývoje plochy, přičemž indikátorem byl obsah dusíku. Výsledky pokusu ukázaly silné kolísání hodnot na revitalizované i referenční ploše, přičemž žádná data nevykazovala silně vzrůstající trend.

To vede k zamyšlení, zda jsou určité typy revitalizačních akcí vůbec žádoucí (způsobují-li snížení plnění ekosystémových funkcí), či zda se vyplatí vynakládat prostředky na realizaci akcí, jež mají stejný výsledek jako ponechání plochy spontánní sukcesi. Podle Řehounka a kol. (2010) dokonce lesnická či zemědělská rekultivace těžebních prostorů mnohdy nenávratně likviduje vzácné druhy. V čem vlastně může být význam těch revitalizací, které v porovnání s ponecháním plochy spontánní sukcesi

nevytvářejí žádný přínos z hlediska biodiverzity ani ekosystémových funkcí? Motivací pro realizaci takových akcí může být rychlá změna prostředí do podoby, jež je přijatelnější z hlediska sociálního a estetického, a to zejména na plochách, navazujících na sídla, na historické památky, nacházející se v historicky cenné harmonické kulturní krajině s vysokou hodnotou krajinného rázu apod. Na těchto místech by plocha s výskytem ruderálních druhů raných sukcesních stádií či náletových pionýrských dřevin působila rušivě. Například Cairns a Heckman (1996) ve své práci o revitalizační ekologii upozorňují na to, že revitalizace by neměla být v rozporu s ochranou přírody, ale zároveň by neměla být limitována oborem ekologie, neboť vyžaduje její integraci s environmentalistikou, ekonomií a sociologií. Podobný názor zastávají také Geist a Galatowitsch (1999), kteří propagují propojování ekologických potřeb s potřebami sociálními. Tyto názory později vyústily v hodnocení ekosystémových služeb a jejich rozdělení na služby zásobovací, podpůrné, regulační a sociální (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Bailey (2006) ve své práci podtrhuje význam sociálních služeb a udává, že krajinářské hodnoty a rekreační potenciál jsou komplementární k hodnotám biodiverzity. Ve své práci využívá multikriteriální analýzu benefitů z obnovy biotopů (konkrétně biodiverzity, sekvestrace uhlíku, krajinářských hodnot a rekreačního potenciálu) a váhy jednotlivých složek určuje pomocí preferenčních metod.

Dalším důvodem pro návrh těchto typů revitalizací může být rovněž snaha minimalizovat rizika, jež s sebou nese ponechání disturbované plochy samovolné sukcesi, jimiž je zejména šíření expanzivních a invazních druhů; ta jsou opodstatněná zejména v nivních polohách a jiných dynamických a otevřených ekosystémech s rizikem rychlého šíření nepůvodních druhů (Hobbs a Harris, 2001), případně na plochách se silným antropogenním stresem, blokujícím sukcesi v jejím nedokončeném stádiu (Prach a kol., 1999; Whisenant, 1999). Hobbs a Prach (2008) provedli studii o vlivu stresu a produktivity plochy na úspěšnost obnovy degradovaných ploch pomocí řízené či spontánní sukcese. Podle jejich poznatků je ponechání plochy spontánní sukcesi vhodné pouze v nepříliš extrémních podmínkách. U ploch, jejichž stav se nachází v extrémních hodnotách obou konců gradientu stresu a produktivity, se naopak doporučuje razantnější revitalizační opatření.

Velká část mnou hodnocených revitalizačních akcí se zabývá obnovou nebo vytvořením vodních ploch a toků převážně v zemědělské krajině. Z výsledků je patné, že v některých případech může dojít k poklesu hodnoty biodiverzity i míry plnění ekosystémových služeb, a to pokud se zabýváme jen rostlinnými druhy. Jistě by bylo

vhodné doplnit informace i o vlivu revitalizačních opatření na živočišné druhy, které by mohly zlepšit výsledné bilance jako např. závěry z práce Thiere a kol. (2009), která hodnotí nově vytvořené mokřady a jejich vliv na biodiverzitu bezobratlých a zachycení živin v zemědělské krajině s ornou půdou. Také Morrison (2001) a Schrott (2004) poukazují na nedostatečnost hodnocení, zaměřeného pouze na rostlinné druhy či společenstva a propagují větší zájem o podporu vzácných druhů fauny. Avšak rozšíření metodiky i na hodnocení živočišných druhů by znamenalo mnohonásobné rozšíření práce a vedlo by k horší aplikovatelnosti v praxi, takže výsledný efekt by byl zcela opačný, než o jaký bylo v celé práci usilováno.

Bohužel nebyly nalezeny jiné práce, které by obsahovaly kvantifikační porovnání výsledků revitalizačních akcí s variantou přirozené sukcese. Veškeré výzkumy vývoje degradovaných a rekultivovaných ploch se týkají převážně území, narušených těžbou (výsypek, lomů, pískoven apod.).

Pokud bychom chtěli nějakým způsobem vycházet z výsledků tohoto hodnocení a použít je k vyvození obecných doporučení ohledně prospěšnosti určitých typů revitalizačních akcí, bylo by nutné a) provést hodnocení pro větší soubor hodnocených akcí, zastupujících jednotlivé typy revitalizačních opatření a b) hodnotit vybrané akce také z dalších krajů. Jihočeský kraj je specifický velkou tradicí rybníkářství, což se odrazilo také na vzorku vybraných revitalizací, ve kterém převažují výstavby a hlavně obnovy drobných vodních nádrží. Nejsou zde například vůbec zastoupeny akce, jež by byly typické pro severočeský kraj (rekultivace výsypek apod.).

6.7 Náměty pro další výzkum

6.7.1 Zpřesnění odhadu vývoje revitalizací v čase a zjednodušení jeho použití

Pro možnosti snazšího využití metody by bylo vhodné detailněji propracovat metodu pro hodnocení v čase, nejlépe do formy, která by byla a) přesnější z hlediska použitých dat a b) uživatelsky přátelská.

V souvislosti se získáváním dat ohledně vývoje revitalizovaných ploch v čase by byla zřejmě nejvhodnější data empirická a to zejména díky velké komplexnosti vlivů, které by matematické modelování činily příliš složitým. Tato data by ovšem musela být pořízená z dostatečně velkého souboru lokalit. Pokud by se pro každý typ krajiny (např. podle typologie České krajiny; Löw, 2003), případně pro každé středisko AOPK,

zastupující jednotlivé kraje, určily nejčastější typy revitalizací (z hlediska cílových biotopů i z hlediska typu - intenzity opatření) a pro každý typ se hodnotil statisticky významný vzorek jednotlivých akcí, bylo by možné vysledovat typický průběh vývoje jednotlivých biotopů. To by ovšem znamenalo dlouhodobý monitoring lokalit, případně porovnání různě starých referenčních ploch. Tímto způsobem by se daly vysledovat jednotlivé vývojové trajektorie pro základní typy revitalizovaných ploch a cílových biotopů. Podobný výzkum se u nás prováděl zatím pouze u ploch, vzniklých po těžbě surovin, nejčastěji na výsypkách (Hodačová a Prach, 2002), ovšem hodnocení bylo orientované spíše na druhovou pestrost.

Prozatím je metoda hodnocení vývoje v čase dosti složitá a málo přehledná. Pro usnadnění jejího použití širším okruhem uživatelů by bylo žádoucí převést ji do formy, která sníží riziko chybné interpretace na minimum. Jako vhodný se zdá být například formát hypertextu, do kterého je převeden i expertní systém Success (Prach, 1999). Jeho použití je snadné i pro neproškolené uživatele.

6.7.2 Zpřesnění dat pro korekční koeficienty

Další zpřesnění metodiky by přineslo pokusné naměření dat listové plochy pro různé druhy stromů a různá stáří porostu, jež se vyskytují v průběhu vývoje revitalizačních akcí. Data LAI, použitá v této metodice, jsou převzatá z odborné literatury, ovšem jsou relevantní pro lesní typy porostů a ne pro renaturalizační výsadby dřevin (i když v metodice jsou aplikovaná pouze na výsadby stromů lesnickou metodou). Navíc podrobná data pro jednotlivá věková stádia byla zjištěna pouze pro dva druhy dřevin.

Rovněž data, týkající se maximální biomasy jsou získaná z odborné literatury, konkrétně z výsledků projektu Czech Carbo (Stará a kol., 2010). Kategorie funkčních skupin biotopů, jež byly z tohoto projektu převzaté, jsou vhodnější spíše pro hrubší měřítko hodnocení (regionální úroveň s rozlohou zájmového území v řádech 100 km^2). Pokusné měření biomasy u různých typů revitalizovaných porostů různého stáří by jistě přineslo jisté zpřesnění hodnot pro jednotlivé kategorie funkčních skupin biotopů.

6.7.3 Propojení metodiky s metodami přímého měření funkcí

Z hlediska ověření správnosti metodiky, ale také jako podpůrné hodnocení u již zrealizovaných akcí, by bylo vhodné využít metodu přímého měření indikátorů ekosystémových funkcí na lokalitě. Jedním z vhodných indikátorů je teplota porostů, kterou lze zjistit pomocí snímání ploch termokamerou. Teploty revitalizovaných ploch

by se mohly porovnat s teplotami okolních ploch, které často představují původní vegetaci plochy před revitalizací.

Za předpokladu kompatibility měřítka revitalizační akce a rozlišení družicových dat je zde také potenciál pro využití dat z dálkového průzkumu Země. Snahou mnoha odborníků je zpřesnění údajů z družicových signálů. Arbia (2003) navrhuje využití signálů z různých zdrojů DPZ, např. kombinaci dat multispektrálních senzorů s daty, získanými z klimatických družic. Převedením souboru různorodých dat na jedinou hodnotu pro daný pixel lze zpřesnit hodnocení charakteristik krajiny jako je biomasa, produktivita nebo LAI.

6.7.4 Podrobnější rozpracování hodnocení krajinné úrovně

Krajinná úroveň je v hodnocení do jisté míry obsažena, samotné základní hodnocení metody BVM má mezi parametry hodnocení obsaženu např. vzácnost biotopu, která je již atributem krajinným. Také individuální hodnocení metody BVM má jedno z šesti hodnotících kritérií věnované vztahu biotopu k okolní krajině (Seják a kol., 2003). Toto hodnocení významu biotopu pro okolní krajinu z hlediska biodiverzity i ekosystémových služeb by se mohlo ještě rozšířit a začlenit do něj více úhlů pohledu.

Jako možný přístup by se mohla uplatnit analýza mapových podkladů (Natura 2000) v prostředí GIS, která by v rámci hodnocení krajinné diverzity sledovala a) jak zaváděný biotop přispěje ke krajinné diverzitě (zda se vyskytuje podobný biotop v určitém rozsahu plochy, vymezeném vzdáleností od středu sledovaného biotopu), b) jak se zvýší vyrovnanost diverzity plošek (biotop se zakládá na místě jiného, který je dosud převládajícím typem krajiny).

Podobným způsobem by se mohlo hodnotit přispění biotopu k propojenosti plošek v krajině. Pomocí analýzy uspořádání a vzdáleností typů biotopů by se určilo, zda nově vznikající biotop může plnit funkci koridoru nebo může fungovat jako tzv. „stepping stone“, který zkracuje vzdálenost biotopů na snáze překonatelnou. Z hlediska fragmentace a udržitelnosti biotopu v krajině by se mohly do hodnocení nějakým způsobem promítnout parametry, jako je izolovanost, velikost biotopu (podle minimální plochy, viz Seják, 2003), tvar plochy (fraktální dimenze, poměr obvodu a plochy biotopu). Díky krajinnému měřítku hodnocení a využití analýzy v prostředí GIS by se mohlo snáze hodnotit také přispění obnoveného biotopu např. k protierozní či retenční funkci krajiny. Metodu pro vyhodnocení plochy vhodné k revitalizaci, která zahrnuje analýzu většího úseku krajiny, vytvořili Bailey a kol. (2006). Ve své analýze v prostředí

GIS zohlednili i historické mapy využití půdy, procento zastoupení lesního porostu v okruhu 1,5 km jednotlivých gridů a rekreační potenciál, odvozený od blízkosti sídel a jejich počtu obyvatel.

V rámci určení vhodnosti biotopu na dané ploše by se měl zhodnotit vztah k potenciální přirozené vegetaci (k němu jsou zatím vztažená jen kritéria ekosystémových funkcí). Zakládaný biotop by měl odpovídat jednomu z biotopů sukcesní řady, vedoucí ke klimaxovému porostu, popsaného pomocí potenciální přirozené vegetace.

Podobně by se krajinné měřítko mohlo uplatnit i při hodnocení ekosystémových funkcí. Zejména pro hodnocení některých funkcí je důležitá např. vzdálenost biotopu od vodního toku či jeho poloha v údolí, v nivě (cyklus látek, vyplavování a odnos živin, zejména fosforu a dusíku),

6.7.5 Ověření metodiky na statisticky významném vzorku revitalizačních akcí

Pokud by se navrženou metodiku podařilo aplikovat na dostatečně velký a statisticky průkazný počet revitalizačních akcí v rámci jednotlivých typů revitalizačních opatření, se zastoupením v různých typech krajin (či alespoň v různých krajích ČR), pak by mohlo provést vyhodnocení jednotlivých typů revitalizačních opatření z hlediska jejich průměrného přínosu v plnění ekosystémových služeb. Takto by se mohly do budoucna určit priority ve výběru akcí pro určité typy krajin a mohly by se vyloučit akce, které tento přínos obecně nepřinášejí. Tato metodika by ovšem představovala jeden úhel pohledu, protože do výběru vhodných opatření pro určitý typ krajiny vstupují i jiné faktory, než zvýšení biodiverzity a ekosystémových funkcí. Svou roli zde mohou sehrát požadavky sociální, kulturní, estetické, obnovy krajinného rázu a podobně.

7. Závěr

V rámci této disertační práce byla vypracována metoda pro hodnocení přínosu revitalizačních akcí, zahrnující hodnocení biodiverzity (BVM, Seják a kol., 2003) a hodnocení ekosystémových funkcí a služeb v časovém úseku padesáti let. Metodu lze použít při:

a) srovnání navrhovaného postupu řešení v rámci krajinotvorných programů PPK a PRŘS s jinými typy revitalizačních opatření (různé intenzity) a s odhadem spontánní sukcese, vyloučení neefektivních návrhů, předělání projektů podle nejefektivnější varianty;

b) volbě vhodné varianty revitalizace, vypracování projektu na základě porovnání několika alternativních řešení;

c) řešení sporů ohledně nakládání s nevyužitými plochami v krajině;

d) hodnocení efektivity již zrealizovaných akcí;

e) analýze souboru revitalizačních akcí, provedených za určité období, a určení typů revitalizací, jež se jeví jako nejefektivnější z hlediska poměru cena/ekologický přínos.

Metoda je využitelná pro široké spektrum uživatelů, např. pracovníky AOPK, projektanty, krajináře, úřady a kontrolní orgány.

Aplikace vypracované metodiky na konkrétní revitalizační akce přinesla tyto výsledky:

1) Předpoklad srovnatelného časového průběhu hodnot biodiverzity biotopů (podle metody BVM) a ekosystémových funkcí se u testovaných revitalizačních akcí nepotvrdil.

Hodnoty biodiverzity měly při porovnání vývojových křivek podobný vývojový trend jako indikátory ekosystémových funkcí, ale ve většině případů měly jiný průběh a celkově dosahovaly nižších relativních hodnot.

Tento výsledek částečně souvisí s použitou metodou hodnocení, která funkčním skupinám biotopů přiřazuje předem určené průměrné hodnoty.

2) Předpoklad, že razantní a nákladná revitalizační opatření mají největší efekt kumulovaný do prvních deseti let po realizaci, nebyl u většiny sledovaných akcí potvrzen.

Výsledek byl nesporně ovlivněn výběrem revitalizačních akcí, kdy do kategorie razantních opatření patřily převážně obnovy rybníků (založení v místě pozůstatků

bývalých rybníků s mokřadními společenstvy). Z hlediska hodnocení ekosystémových funkcí a služeb tím došlo dočasně ke snížení jejich hodnoty.
Na druhou stranu, mezi poměrně nákladné akce patřily také revitalizace vodních toků, které jediné vykázaly prudký nárůst hodnot po realizaci revitalizace a jejich udržení do konce hodnoceného období.
Poměrně rychlý nárůst funkcí a služeb, i když ne tak výrazný, nastal také po realizaci založení tůní na původní orné půdě. Naopak u revitalizací, zaměřených na výsadby stromů, se největší efekt dostavil až v závěru hodnocení – mezi čtyřiceti a sty lety.

3) Pouze polovina hodnocených revitalizačních akcí přinesla ve sledovaném období 50ti let lepší výsledek z hlediska hodnot biodiverzity (BVM), než ponechání ploch spontánní sukcesi.
Výrazně kladný výsledek přinesly revitalizace malých vodních toků (zejména Kleštínského potoka, který byl původně zatrubněn), dále založení tůní v lokalitě Struha a obnova rybníka v Údolí, jenž se nacházel v silně antropicky ovlivněném prostředí. Mírně vyšší hodnota oproti variantě spontánní sukcese byla zjištěna u revitalizace, spočívající ve výsadbě aleje.
Naopak nižší hodnota biodiverzity (BVM) v porovnání s variantou spontánní sukcese byla zaznamenána po revitalizaci řeky Blanice, spočívající v odtěžení štěrků po povodni a u ostatních akcí, jejichž cílem byla obnova rybníka. Tento záporný výsledek u obnovy rybníků byl způsoben zásahem do již probíhajícího sukcesního vývoje (ve fázi částečného zazemnění), jehož mokřadní a křovinné biotopy mají vyšší hodnotu biodiverzity (BVM) než nově založená vodní plocha.

4) Hodnoty všech indikátorů ekosystémových funkcí, hodnocených v průběhu 50ti let, byly v porovnání s variantou spontánní sukcese vyšší pouze u jediné akce (revitalizace Kleštínského potoka).
Další tři sledované akce přinesly vyšší hodnoty u dvou z pěti hodnocených indikátorů. Jednalo se o výsadbu aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda (LAI a evapotranspirace), založení tůní v lokalitě Struha a revitalizaci Zbytinského potoka (malý vodní cyklus a evapotranspirace).
Ostatní revitalizace (šest z deseti) přinesly nižší hodnoty oproti variantě spontánní sukcese ve všech nebo téměř ve všech hodnocených indikátorech.

5) Pro celkové srovnání jednotlivých akcí byly hodnoty biodiverzity (BVM) i indikátorů ekosystémových funkcí převedeny na peněžní hodnotu služeb ekosystému (podle Seják a kol., 2010). Byl zjištěn rozdíl sumy služeb za období 50ti let mezi variantami revitalizace a přirozené sukcese.
Z hlediska přínosu ekosystémových služeb měly výrazně kladné výsledky obě revitalizace vodních toků (přínos činil přibližně 100 tisíc Kč/m^2).
Polovina revitalizačních akcí přinesla ztrátu ekosystémových služeb, největší z nich obnova rybníků v relativně málo antropicky ovlivněném prostředí (téměř 36 tisíc Kč/m^2). Celková společenská ztráta způsobená realizací těchto akcí je vyjádřena součtem nákladů na realizaci a ekologické ztráty; nejvyšší byla u revitalizace rybníka U Pečenky (1142365 Kč).

6) Přínosy revitalizací z hlediska plnění ekosystémových služeb byly porovnány s náklady na jejich realizaci. Nejúspěšnější byla revitalizace Zbytinského potoka, jež za období 50ti let přinesla 2456,58 Kč na jednu vynaloženou korunu. Následovala výsadba aleje (1053,51 Kč/1Kč), revitalizace Kleštínského potoka (580,15 Kč/ 1 Kč), Tůně v lokalitě Struha (332,57 Kč/1Kč) a revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí (299,29 Kč/1 Kč).

7) Z výsledků vyplývá, že revitalizace drobných vodních toků ve smyslu obnovy přírodě blízkého koryta přinášela výrazně kladný výsledek z hlediska plnění ekosystémových služeb.
U výsadby aleje byl zjištěn pouze mírný přínos kumulovaný do pozdějších let, ovšem vzhledem k relativně nízkým nákladům na realizaci byla efektivita opatření vysoká.
Revitalizace drobných vodních nádrží byly přínosné, pokud se obnovovaly nádrže v již pokročilejší fázi zazemnění, případně pokud se zakládaly na původně zemědělské půdě.
U obnovy rybníků, jež se nacházely ve fázi mokřadu, došlo převážně k zápornému efektu revitalizace, a to jak z hlediska hodnot biodiverzity, tak z hlediska plnění ekosystémových funkcí a služeb.
Práce přinesla podnětné výsledky o efektivitě rozličných typů revitalizačních opatření, tyto závěry ovšem nelze zobecnit, protože soubor hodnocených relitalizačních akcí nebyl dostatečně velký (2 revitalizace malých vodních toků, 1 výsadba aleje, 1 vytvoření tůní, 1 revitalizace říčního systému, 5 různých typů obnovy rybníků).

8. Literatura

Adamus, P.R.. Stockwell, L. T., Clairain, E. J., Morrow, M. E., Rozas, L. P., Smith, R. D. (1991): Wetland evaluation technique WET, I. Literature review and Evaluation Rationale. Technical report WRP-DE-2 US Army Corps of Engineers Waterways Experiment Station, Vickburg, Mississippi, USA.

Andel, J. Van (2003): Understanding biodiversity for biological conservation and restoration in terrestrial ecosystems: towards an ecological evaluation of changes. Citováno [17.12 2004]. Dostupné z WWW: <http://www.aka.fi/index.asp?id=70983D3C99624961926BACD636146B0A&data=1,

URL,http://www.aka.fi/modules/page/show_page.asp?id=DC8C14CD95F344D8BD3D6913768B7D81&

itemtype=00308B787886459385F296A5AFD4FA74>

Anderson, J.E. (1991): A conceptual framework for evaluating. and quantifying naturalness. Conservation Biology 5:347-352.

Andrén, O., Balandreau, J. (1999): Biodiversity and soil functioning – from black box to can of worms? Applied ecology 13: 105 – 108.

AOPK (2009): Výroční zpráva za rok 2008. Citováno [26.7.2010], dostupné z WWW: <http://www.ochranaprirody.cz/res/data/173/022416.pdf>

Arbia, G., Griffith, D., Haining, R. P. (2003): Spatial error propagation when computing linear combinations of spectral bands: The case of vegetation Indices. Environmental and Ecological Statistics 10: 375 – 396.

Aronson, J.C., Le Floc´h (1996): Vital landscape attributes: missing tools for restoration ecology. Restoration ecology 4: 377 – 387.

Bailey, N., Lee, J. T., Thompson, S. (2006): Maximising the načural capital benefits of habitat creation: Spatially targeting native woodland using GIS. Landscape and Urban Planning 75: 227–243.

Banzhaf, S., Boyd, J. (2005): The Architecture and Measurement of an Ecosystem Services Index. Resources for the future, Discussion paper. Washington, DC 20036. RF DP 05, 22 s.

Barrette, J., August, P., Golet, F. (2000): Accuracy assessment of wetland boundary delineation using aerial photography and digital orthophotography. Photogrammetric engineering and remore sensing 66 (4): 409-416.

Bartkow, Michael E., Udy, J. W. (2004): Quantifying potential nitrogen removal by denitrification in stream sediments at a regional scale. Marine and Freshwater Research 55 3: 309-315.

Bedford, B.L. (1996): The need to define hydrologic equivalence at the landscape scale for freshwater wetland mitigation. Ecological Applications 6(1): 57-68.

Berka, C., Schreier, H. a Hall, K. (2001): Linking Water Quality with Agricultural Intensification in a Rural Watershed. Water, Air and Soil Pollution 127:389-401.

Bertollo, P. (1998): Assessing ecosystem health in governed landscapes: A framework for developing core indicators.Ecosystem Health 4(1): 33.

Block, W.M., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L., White, G.C. (2001): Design and Implementation of Monitoring Studies to evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife, Restoration Ecology 9/3: 293 - 303.

Bonan, G. B., Levis, S., Sitch, S. Vertenstein, M. (2003): A dynamic global vegetation model for use with climate models: concepts and description of simulated vegetation dynamics. Global Change Biology 9: 1543–1566.

Boon P.J., Holmes, N.T.H., Maitland P.S., Rowell, T.A., Davies, J. (1997): A system for evaluating rivers for conservation (SERCON): Development, structure and function. Freshwater quality: defining the indefiable? s. 299-326.

Braden, J.B., Kolstad, C.D. (eds.) (1991): Measuring the demand for environmental quality. Contributions to Economic Analysis 198, Elsevier Publishers, Amsterdam, 370 s.

Bradford, D. F., Franson, S. E., Neale, A. C., Heggem, D. T., Miller, G. R.,Canterbury, G. E. (1998): Bird species assemblages as indicators of biological integrity in Great Basin rangeland, Environ. Monit. Assess. 49: 1–22.

Brom J., Procházka J., Rejšková A. (2009): Evaluation of functional properties of various types of vegetation cover using remotely sensed data analysis, Soil & Water Research, 4: S49-S58.

Brooks, S., Palmer, M., Swan, C., Cardinale, B., Ribblett, S. (2002): Assessing stream ecosystem rehabilitation: limitations of community structure data. Restoration Ecology 10(1):156-168.

Brussaard, L., Ruiter, P.C., Brown, G.G. (2006): Soil biodiversity for agricultural sustainability. Agriculture, Ecosystems and Environment 121: 233 - 244.

Buck, O., Niyogi, D. K., Townsend, C. R. (2004): Scale-dependance of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. Environ. Pollut. 130 (2): 287-299.

Bunn, S.E., Davies, P.M. (2000): Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. Hydrobiologia 422/423: 61 - 70.

Butler, D. W. (2009): Planning iterative investment for landscape restoration: Choice of biodiversity indicator makes a difference. Biological Conservation 142: 2202–2216.

Cairns, J., Heckman, J.R. (1996) Restoration ecology: the state of emerging field. Annual Review of Energy and Environment 21: 167 – 189.

Cairns, J., McCormick, P.V., Niederlehner, B.R. (1993): A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263 (1): 1-44.

Cairns, J. (1995): Rehabiliting Damaged Ecosystems. Lewis Publishers. Boca Raton. 425 s.

Canterbury, G. E., Matin, T.E., Petit, D.R. (2000): Bird communities and Habitat as Ecological Indicators of Forest Condition in Regional Monitoring. Conservation Biology 14 (2):544 – 558.

Carignan, V., Villard, M.A. (2002): Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. Enviornmental Monitoring and Assessment 78: 45 - 61.

Clements, F.E. (1916): Plant Succession: an Analysis of the development of Vegetation. Publication 242. Carnegie Institution of Washington, Washington, D.C. 242 s.

Comission of the European Communities (2000): White Paper on Environmental Liability, COM 66 final, Brussels.

Costanza, R., Daly, H. E. (1992): Natural capital and sustainable development. Conservation Biology: 637-46.

Cresser, M.S. (2000): The critical loads concept: Milestone or millstone for the new millennium? The Science of the Total Environment 249: 51-62 .

Cudlín P., Prokopová M., Francírková T., Burešová R., Smrž T., Boucníková E. (2005): System Natura 2000 utilization for purposes of biotope valuation. In: Ecology (Bratislava) 24 (1): 52-68.

Cuffney, T.F., Meador, M.R. Porter, S.D., Gurtz, M.E. (2000): Responses of physical, chemical and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima river basin, Washington. Environmental Monitoring and Assessment 64.

Cummings, R.G., Brookshire, D.S., Schulze, W.D. (eds.) (1986): Valuing Environmental Goods. An Assessment of the Contingent Evaluation Method. Totowa, N.J., 270 s.

D'Antonio, C.M., Meyerson, L.A. (2002): Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. Restoration Ecology 10(4): 703-713.

Davis, A.M., Slobodkin, L.B. (2004): The Science and Values of Restoration Ecology, Restoration Ecology 12 (1): 1-3.

Davis, J. C., Muhlberg, G. A. (2002): The Evaluation of Wetland and Riparian Restoration Projects. Alaska Department of Fish and Game, Habitat and Restoration Division, Technical Report No DRAFT. Anchorage, Alaska.

Davis, T. J., Klinkenberg, B. and Keller, C. P. (2004): Evaluating Restoration Success on Lyell Island, British Columbia Using Oblique Videogrammetry. Restoration Ecology 12: 447–455.

Davy, G.S., Atreya, N.C., Clark, T. (2002): Pesticide residue monitoring surveys in Europe. What do they tell us? Introduction. Journal of environmental monitoring 4: 75-83.

de Groot, R. S., Wilson, M. A., Boumans, R. M. J. (2002): A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. Ecological Economics 41(3): 393-408.

Děmidovič, B. P., Maron, I. A. (1966): Základy numerické matematiky, Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 724 s,.

Desoyza, A. G.. Whitford, W. G, Turner, S. J,. Van Zee, J. W., Johnson, A. R. (2000): Assessing and Monitoring the Health of Western Rangeland Watersheds. Environmental monitoring and assessment 64, :153 – 166.

Dobson, A., Bradshaw, A.D. ,Baker, A.J.M. (1997): Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. Science, 277: 515–522.

Duelli, P., Obrist, M.K. (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. Agriculture, Ecosystems and Environment 98:87-98.

Dymond J. R., Ausseil, A. E., Overton J. M. (2008): A landscape approach for estimating the conservation value of sites and site-based projects, with examples from New Zealand.
Ecological Economics: 275 – 281.

Efroymson a kol. (2008) Investigating habitat value to inform contaminant remediation options: Approach. Journal of Environmental Management 88: 1436–1451.

Ehrenfeld, J. G. and Toth, L. A. (1997), Restoration Ecology and the Ecosystem Perspective. Restoration Ecology 5: 307–317.

Ehrenfeld, J.G. (2000): Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. Restoration Ecology 8: 2-9.

Eiswerth, M.E., Haney, J.C. (2001): Maximizing conserved biodiversity: why ecosystem indicators and trashhold matter. Ecological Economics 38: 259 – 274.

Ekschmitt K., Griffiths, B.S. (1998): Soil biodiversity and its implications for ecosystem functioning in a heterogeneous and variable environment**,** Applied Soil Ecology 10(3): 201-215

ESRI, ARC/Info 7 (1994): Environmental Systems. Research Institute Inc., Redlands, CA.

Ewel, J.J. (1987): Restoration is a ultimate test of ecological theory. In: Jordan, W.R., Gilpin, M. E., Aber, J.D. (eds.): Restoration ecology, a synthetic approach to ecological research . Cambridge press, Cambridge, s. 31-33.

Fattorini, M., Hobbs R.J., Temperton, V.M. (2004): Introduction: why are assembly rules important for restoration ecology? In: Temperton, V.M., Hobbs, R., Nuttle, T., Halle S (eds.): Assembly rules and Rrestoration Ecology - Bridging the gap between theory and practice. Island Press, Washington D.C.:, s. : 96 – 114.

Feist, B.E., Steel, E.A., Pess, G.R. et al.(2003): The influence of scale on salmon habitat restoration priorities. Animal Conservation 6: 271-282.

Findlay, S. E. G., Kiviat, E., Nieder, W. Ch., Blair E. A. (2002): Functional assessment of a refence wetland set as a tool for science, management and restoration, Aquatic science 64: 107 – 117.

Fischer, F.P., Schulz, U., Schubert, H., Knapp, P. and Schmöger, M. (1997): Quantitative assessment of grassland quality: acoustic determination of population sizes of orthopteran indicator species. Ecol. Appl. 7: 909–920.

Fluckiger, W., Braun, S. (1995): Revitalization of an alpine protective forest by fertilisation. Plant and Soil 169: 481-488.

Fonseca, M. S., Julius, B. E. and Kenworthy, W. J. (2000): Integrating biology and economics in seagrass restoration: How much is enough and why? Ecological Engineering 15(3-4): 227 – 237.

Franklin, J.F., Forman, T.T. (1987): Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. Landsc. Ecol. 1: 5-18.

Gary, G. et al (2000) What is the observed relationship between species richness and productivity? Ecology 82(9): 2381 – 2396.

Gascuel, D. (2005) The trophic-level based model: a theoretical approach of fishing effects on marine ecosystems. Ecological modelling, 189 (3-4): 315 – 332.

Geist, C., Galatowitsch, S.M. (1999): Reciprocal Model for Meeting Ecological and Human Needs in Restoration Projects. Conservation Biology13(5): 970 – 979.

Geomatica (2005): Geomatica 10, Focus User Guide. Geomatics Enterprises, Ontario.

Gergel, S. E., Turner M. G., Kratz, T. K. (1999): Dissolved organic carbon as an indicator of the scale of watershade influence on lakes and rivers, Ecological aplications 9 (4): 1377 – 1390.

Gergel, S. E., Turner M. G., Miller J. R., Melack J. M., Stanley E. H. (2002): Landscape indicators of human impacts to riverine systems, Aquatic Science 64: 118 – 128.

Gilvear, D.J., Heal, K.V., Stephen, A. (2002): Hydrology and the ecological quality of Scottish river ecosystems. Science of the Total Environment 294 (1-3): 131-159.

Grayson, J. E., Chapman, M. G.and Underwood, A. J. (1999): The assessment of restoration of habitat in urban wetlands. Landscape and Urban Planning 43 (4): 227-236

Grime, J.P. (1998): Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. J..Ecol. 86: 902 – 910.

Guo, Z., Xiao, X., Gan, Y., Zheng, Y. (2001): Ecosystem functions, services and their values - a case study in Xingshan County of China. Ecological Economics 38:141 - 154.

Guth, J. (2002): Metodiky mapování biotopů soustavy Natura 2000 a Smaragd. AOPK ČR, Praha.

Harris, J.A., Steer, J. (2003): Modern methods for estimating soil microbial biomass and diversity: An integrated approach. In: V.Sasek (Ed): The Utilization of Bioremediation to Reduce Soil Contamination: Problems and Solutions, NATO CCMS Symposium.

Hector, A. et al (2001): Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. Oecologia 129 (4): 624 – 628.

Hernandez, M., Miller, S.N., Goodrich, D.C., Goff, B.F., Kepner, W.G., Edmonds, C.M, Jones, B. (2000): Modeling runoff response to land cover and rainfall spatial variability in semi-arid watersheds. Environmental Monitoring and Assessment 64: 285-298.

Hieke, K. (1978): Praktická dendrologie I.,II. SZN.

Higgs, E.S. (1997): What is good ecological restoration? Conservation Biology 11 (2): 338-348.

Hobbs, R. J., Norton, D. A. (1996): Towards the concetual framework for restoration ecology. Restoration ecology 4:93 – 110.

Hobbs, R.J., Harris, J.A. (2001): Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. Restoration Ecology 9: 239–246.

Hodačová, D., Prach, K. (2002) Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation vs. spontaneous re-vegetation. Restor. Ecol. 11: 385 – 391.

Holl, K.D., Cairns, J, Jr. (2002): Monitoring and appraisal.In Perrow, M.R., Davy, A.J. (eds): Handbook of Ecological Restoration, Cambridge University Press, Cambridge, 1: 411-432

Hong, S. K., Kim, S., Cho, K. H., Kim, J. E. , Kang, S., Lee, D. (2004). Ecotope mapping for landscape ecological assessment of habitat and ecosystem. Ecological Research 19: 130-139.

Hooper, D.U. and P.M. Vitousek (1998): Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. Ecological Monographs 68: 121-149.

Hooper, D.U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.

J., Vandermeer, J., Wardle, D. A.. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning:A consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75 (1): 3- 35.

Houlahan, J.E., Findlay, C.S. (2004): Estimating the "critical" distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality, Landscape ecology 19: 677-690.

Hughes, J., Patchey, O. (2001): Merging perspectives on biodiversity and ecosystem functioning. Trends in ecology and evolution 16(5): 222 – 223.

Humes, K.S., Kustas, W.P., Moran, M.S., Nicols, W.D., Weltz, M.A. (1994): Variability of emissivity and surface temperature over a sparsely vegetated surface. Water Resources Research 30 (5): 1299-1310.

Chapin, F.S. et al. (1997): Biotic control over the functioning of ecosystems. Science 277: 500 – 504.

Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T. (2000): Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234 – 241.

Chapman, D.,. Iadanza, N., Penn, T. (1998): Calculating resource compensation: An application of the service-to-service approach to the Blackbird Mine Hazardous Waste Site. NOAA Damage Assessment and Restoration Program Technical Report 97-1, 17 s.

Choi, Y.D. (2004): Theories for ecological restoration in changing environment: Toward "futuristic" restoration. Ecological Research 19: 75 - 81.

Choi, Y.H., Wang, Y. (2004): Dynamics of carbon sequestration in a coastal wetland using radiocarbon measurements. Global Biogeochemical cycles 18 (4): Art. No. GB4016.

Chytrý, M., Kučera, T. a Kočí, K. (eds.) (2001): Katalog biotopů České republiky. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 307 s.

Janeček, M. a kol. (2008): Základy erodologie, Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta životního prostředí, skripta, Praha ,172 s..

Jensen, E. (1986) :Population density and fertility – comment. Demography 23 (2): 283-284.

Johnson, K. H., Vogt, K. A., Clark, H. J., Schmitz, O. J., Vogt, D. J. (1996) Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. Trends in Ecology & Evolution. 11(9):372-377.

Jones, K. B., Heggem, D. T., Wade, T. G., Neale, A. C., Ebert, D. W., Nash, M. S, Mehaffey, M. H., Hermann, K. A., Selle, A. R., Augustine, S., Goodman, I. A., Pedersen, J., Bolgrien, D., Viger, J. M., Chiang, D., Lin, C. J., Zhong, Y., Baker, J., Van Remortel, R. D. (2000): Assessing landscape conditions relative to water resources in the western United states: a strategic approach, Environmental Monitoring and Assessment 64: 227 – 245.

Jones K. B, Neale, A. C., Nash, M. S., Van Remortel, R. D., Wickham, J. D., Riitters, K. H., O'Neill, R. V.(2001): Predicting nutrient and sediment loadings to streams from landscape metrics: A multiple watershed study from the United States Mid-Atlantic Region, Landscape Ecology 16: 301 – 312.

Jongepierová I., Poková H.(eds.) (2006): Obnova travních porostů regionální směsí. – ZO ČSOP Bílé Karpaty, Veselí nad Moravou, 104 s.

Just, T., Šámal, V., Dušek, M., Fischer, D., Karlík, P., Pykal, J. (2003): Revitalizace vodního prostředí. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. 144 s.

Kahmen, A., Perer, J., Audorff ,W.W., Buchmann, N. (2005): Effects of plant diversity, community composition and environmental parameters on productivity in montane grasslands. Oecologia 142: 606 – 615.

Karr, J. R., Fausch, K. D., Angermeier, P. L., Yant, P. R. and Schlosser, I. J. (1986): Assessment of Biological Integrity in Running Waters: A Method and its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois.

Karr, J.R. (1991): Biological integrity: A long-neglected aspect of water resource management. Ecol. Appl. 1: 66–84.

Kavka, B. (1995): Sadovnická dendrologie I. EDEN.

Keesing, V., Wratten, S.D. (1998): Indigenous invertebrate components in ecological restoration in agricultural landscapes. New Zealand Journal of Ecology 22 (1): 99-104.

Kentula, M. E. (2000): Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. Ecological Engineering 15: 199-209.

Eiswerth, M.E., Haney, J.C. (2001) Maximizing conserved biodiversity: why ecosystem indicators and trashhold matter. Ecological Economics 38: 259 – 274.

King, R.S, Baker, M.E., Whigham, D.F., Weller, D.E., Jordan, T.E., Kazyak, P.F., Hurd, M.K. (2005): Spatial considerations for linking watershed land cover to ecological indicators in streams. Ecological Aplications 15 (1): 137 – 153.

Klimeš, F. (2004): Lukařství a pastvinářství, biodiagnostika a speciální pratotechnika, ZF JCU České Budějovice, 157 s.

Klötzli, F., Grootjans, A. P. (2001): Restoration of natural and semi-natural wetland systems in central Europe: progress and predictability of developments. Restoration Ecology 9: 209–219.

Lockwood, J.L., Powell, R.D., Nott, M.P., Pimm, S.L. (1997): Assembling ecological communities in time and space. Oikos 80: 549 – 553.

Lopez, R.D., Fennessy, M.S. (2002): Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. Ecological Applications 12: 487-497.

Loreau, M. et al. (2001): Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. Science 294.

Löw, J., Míchal, I. (2003): Krajinný ráz. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy, 552 s.

Ludwig, J.A., Tongway, D.J., Bastin, G.N.and James, C.D. (2004): Monitoring ecological indicators of rangeland functional integrity and their relation to biodiversity at local to regional scales. Austral Ecology 29(1): 108-120.

Luken, J. O. (1990): Directing ecological succession.. The University Press, Cambridge, 251 s.

Lyons, K., Brigham, C., Traut B., Schwartz, M. (2005): Rare species and ecosystem functioning. Conservation biology 9(4): 1019 – 1024.

Maes, D., Vanreusel, W., Talloen, W., van Dyck, H. (2004): Functional Conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly Maculinea alcon in Belgium (Lepidoptera: Lycaenidae). Biological Conservation 120: 229-241.

Mageau, M.T., Costanza, R., Ulanowicz, R.E.(1998): Quantifying the trends expected in developing ecosystems. Ecological Modelling 112 (1): 1-22.

Mansourian, S., Vallauri, D., Dudley, N., (eds.) (in cooperation with WWF International) (2005): Forest restoration in Landscapes: Beyond planting trees, Springer, New York. 437 s.

McFarland, A., Hauck, L. (1999) Relating agricultural land uses to in-stream stormwater quality. Journal of Environmental Quality 28: 836-844.

Meador, M.R., Goldstein, R.M. (2003): Assessing Water quality at large geographic scales: relations among Land-use, water, physicochemistry, Riparian condition and fish community structure. Environmental Management 31(4): 504 - 517.

Mehaffey, M. H., Nash, M. S, Wade, T. G., Ebert, D. W., Jones, K. B., Rager, A. (2005): Linking land cover and water quality in New York City´s water supply watersheds, Environmental monitoring and assessment 107(1 - 3): 19 - 44.

Míchal, I. (1992): Ekologická stabilita, MŽP ČR, Praha, 244 s.

Millenium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Mitsch, W.J., Wilson, R.F. (1996): Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self design. Ecological Applications 6: 77-83.

Morrison, M. L. (2001): Introduction: Concepts of Wildlife and Wildlife Habitat for Ecological Restoration. Restoration Ecology.

Müller, F. (2005): Indicating ecosystem and landscape organisation. Ecological Indicators 5(4):280-294

MŽP (2008): Program 115 160 – Podpora obnovy přirozených funkcí krajiny. Citováno [20.9. 2010], dostupné z WWW: <http://www.dotace.nature.cz/res/data/002/000352.pdf>

Nemani, R. and Running, S. W. (1996): Implementation of a hierarchical global vegetation classification in ecosystem function models. Journal of Vegetation Science 7: 337–346.

Neuhäuslová Z. a kol. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. – Academia, Praha.

NRC (1992): Restoration of aquaticecosystems:science, technology and public policy. National Academy Press, Washington, D.C.

Nienhuis, P.H., Bakker, J.P., Grootjans, A.P., Gulati, R.D., de Jonge, V.N. (2002): The state of the art of aquatic and semi-aquatic ecological restoration projects in the Netherlands. Hydrobiologia 478 (1-3): 219-233.

NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (2000): Habitat Equivalency Analysis: An Overview. Damage Assessment and Restoration Program, National Oceanic and Atmospheric Administration. Silver Spring, MD. Citováno [22.9. 2007, dostupné z WWW: <http://www.darp.noaa.gov/pdf/heaoverv.pdf>

Odum, E.P. (1969): The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.

Odum H.T. (1996): Environmental accounting - emergy environmental decision making. John Wiley & Sons. 370 s.

OECD (2002): Handbook of Biodiversity Valuation: A Guide for Policy Makers. OECD Publishing, 160 s.

Ormerod, J. S. (2003): Restoration in applied ecology: editor's introduction. Journal of Applied Ecologz, 40 (1): 44-50.

Ouyang, T., Zhu, Z., Kuang, Y. (2006): Assessing Impact of Urbanization on River Water Quality In The Pearl River Delta Economic Zone, China. Environmental Monitoring and Assessment 120: 1-3.

Palmer, M.A. (1997): Biodiversity and Ecosystem processes in freshwater sediments. Ambio. 26:571-577.

Palmer, M.A., Ambrose, R.F.,Poff, N.L. (1997): Ecological theory and community restoration ecology. Restoration Ecology 5: 291–300.

Parker, T.V. (1997): The Scale of Successional Models and Restoration Objectives, Restoration Ecology 5/4: 301 - 306.

Patrício, J., R. Ulanowicz, M. A. Pardal, and J. C. Marques (2006): Ascendency as ecological indicator for environmental quality assessment at the ecosystem level: A case study. Hydrobiologia 555: 19-30.

Perrow, M.R., Davy, A.J. (eds.) (2002): Handbook of Ecological Restoration, Principles of Restoration. Cambridge University Press, 444 s.

Peterson, C.H., Lipcius, R.N. (2003): Conceptual progress towards predicting quantitative ecosystem benefits of ecological restoration Marine Ecology Progress Series 264: 297 - 307.

Petříček, V. (2002): Co dělat? Sborník konference Tvář naší Země, 6. díl, J. Bárta - studio JB, Praha. 5.

Pik, A., Dangerfield, J.M., Bramble, R.A., Angus, C., Nipperess, D.A. (2002): The use of invertebrates to detect small-scale habitat heterogeneity and its application to restoration practices. Environmental Monitoring and Assessment 75: 179-199.

Pokorný, J., Rejšková, A., Brom, J. (2007): Úloha makrofyt v energetické bilanci mokřadů. Zprávy České botanické společnosti 42. Materiály 22: 47 – 60.

Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P. (1999): Prediction of vegetation succession in human disturbed habitats using an expert system. Restoration Ecology 7: 15-23.

Prach, K. and Hobbs, R. J. (2008): Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. Restoration Ecology 16: 363–366.

Rapport, D.J. (1995): Ecosystem health: exploring the territory. Ecosystem Health 1(1): 5-13.

Prokopová, M., Burešová R., Seják J., Cudlín P. (2007) The effect of different scale and mapping pattern size on landscape evaluation. Proceedings of 3rd International Conference "Environmental Accounting - Sustainable Development Indicators" 23-25, Prague,Czech Republic, J.E. Purkyně in Ústí nad Labem, 456 – 474.

Richards, C., Johnson, L.B., Host, G.E. (1996) Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Journal of Fisheries and Aquatic Scienses 53: 295-311

Richardson, J. R., Harris, T. T. (1995): Vegetation mapping and change detection in the Lake Okeechobee marsh ecosystem. Archiv für Hydrobiologie, Advances in Limnology. 45:17–39.

Richter, R., 1990. A fast atmospheric correction algorithm applied to Landsat TM images. International Journal of Remote Sensing 11 (1): 159-66.

Ripl, W. (2003): Water: the bloodstream of the biosphere. The Royal Society, published online.

Ripl, W., Hildmann, Ch. (2000): Dissolved load transported by rivers as an indicator of landscape sustainability. Ecological Engineering 14: 373 – 387.

Romportl, D., Andreas, M., Vlasakova, B. (2008): Monitoring of biodiversity changes in the landscape scale. Journal of Landscape Ecology 1(149).

Rosenthal, G. (2003): Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. Agriculture, Ecosystems and Environment 98: 227-246.

Ruprecht, E. (2006): Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. Restoration Ecology 14 (3): 473-480.

Řehounek J., Řehounková K., Prach K. (eds.) (2010): Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice.

Samways, M.J. (2000): A conceptual model of ecosystem restoration triage based on experiences from three remote oceanic islands. Biodiversity and Conservation 9 (8): 1073-1083.

Scurlock, J. M. O., G. P. Asner, and S. T. Gower (2001): Global leaf area index data from field measurements, 1932-2000. Data set. Available on-line [http://www.daac.ornl.gov] from the Oak Ridge National Laboratory Distributed Active Archive Center, Oak Ridge, Tennessee, U.S.A.

Schlüter, H. (1982): Geobotanische Kennzeichnung und Vegetationsökologische Bewertung von Naturraumeinheite., Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung 22(2): 69-77.

Schrott, G. R., With, K. A., King, A. W. (2005): Demographic Limitations of the Ability of Habitat Restoration to Rescue Declining Populations. Conservation Biology: 19(4).

Schwartz, M.W. a kol.. (1999): Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. Ecological monographs 69 (1): 25 – 46.

Seják, J., Dejmal, I., Petříček ,V., Cudlín, P., Míchal, I., Černý, K., Kučera, T., Vyskot, I., Strejček, J., Cudlínová, E., Cabrnoch, J., Šindler, M, Prokopová, M., Kovář, J., Kupka, M., Ščasný, M., Šafařík, M., Roušarová, Š.,. Stejskal,V., Zapletal, J. (2003): Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. Český ekologický ústav, 422 s.

Seják a kol. (2007): Objasnění dlouhodobých interakcí mezi ekosystémy ČR a jejich vnějším prostředím v podmínkách globálních změn. Záv. Zpr. projektu VaV MŽP č. SP/2d3/99/07, FŽP UJEP, Ústí n. L.

Seják, J., Cudlín, P., Pokorný, J., Zapletal, M., Petříček, V., Guth, J., Chuman, T., Romportl, D., Skořepová, I., Vacek, V., Vyskot, I., Černý, K., Hesslerová, P., Burešová, R., Prokopová, M., Plch, R., Engstová, B., Stará, L. (2010): Hodnocení funkcí a služeb ekosystémů České republiky (Valuing Functions and Services of Ecosystems in the Czech Republic), FŽP UJEP, 197 s.

SER, Society for Ekological Restoration International (1999). Citováno [12.4. 2006], dostupné z: <http://www.ser.org/definitions.html>

SER, Society for Ecological Restoration International (2002).Citováno [9.6. 2007], dostupné z: <http://www.ser.org/pdf/primer3.pdf>

Shuman, C.S., R.F. Ambrose (2003): A comparison of remote sensing and ground-based methods for monitoringwetland restoration success. Restoration Ecology 11:325-333.

Simenstad, C.A., Thom, R.M. (1996): Functional equivalency trajectories of the restored Gog-Le-Hi-Te estuarine wetland. Ecological Applications 6: 38-56.

Stará, L., Matějka, K., Cudlín, P., Bodlák, L., Pokorný, J., Středa, T., Čížková, H., Pechar, L., Burešová, R., Zemek, F. a Marek, M.V. (2010): Zásoby uhlíku ve vegetaci České Republiky a modelová uhlíková bilance krajiny. In: Ač, A., Apltauer, J., Bodlák, L., Burešová, R., Cienciala, E., Cudlín, P., Cudlínová, E., Czerný, R., Čížková, H., Dobrovský, M., Exnerová, Z., Henžlík, V., Janderová, J., Janouš, D., Košvancová, M., Lapka, M., Macků, J., Marek, M.V., Matějka, K., Pavelka, M., Pokorný, J., Pokorný, R., Pechar, L., Stará, L., Středa, T., Šetrná, L., Taufarová, K., Tomášková, I., Urban, O., Vyskot, I., Zatloukal, V., Zemek, F.: CzechCarbo - Cyklus uhlíku v lesních ekosystémech České Republiky. Akademia, Praha (*in press*).

Stauffer, J.C., Goldstein, R.M., Newman, R.M. (2000): Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Scienses 57 (2): 307-316.

Stohlgren, T.J., Binkley, D., Chong, G.W., Kalkhan, M.A., Schell, L.D., Bull, K.A., Otsuki, Y., Newman, G., Bashkin, M.and Son, Y. (1999): Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. Ecological Monographs 69: 25-46.

Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D., Lipton, J. (2002): Environmental assessment. Determinign Ecological Equvalence in Service-to Service Scaling of Salt Marsh Restoration. Environmental Management 29 (2): 290 - 300.

Swart, J. A. A., Van Der Windt, H. J., Keulartz, J. (2001): Valuation of Nature in Conservation and Restoration. Restoration Ecology 9: 230–238.

ten Brink, B.J.E., Hosper, S.H., Colijn, F. (1991): A quantitative method for description and assessment of ecosystems: the amoeba-approach. In: Goda, T., Prandle, D., Okaichi, T., Wantanabe, M., Healy, T., Shapiro, H.A., Bell, W.H., Wakeman, N. (eds.): Marine Pollution Bulletin 23, Macmillan, London: 265–270.

Thiere, G., Milenkovski, S., Lindgren, P., Sahlen, G., Berglund, O., Weisner, S. E. B.(2009): Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. Biological Conservation 142: 964 – 973.

Tilman, D. (1996): Biodiversity: Population versus ecosystem stability. Ecology 77(3): 350-363.

Tilman, D. et al. (2001):: Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. Science 294: 843 – 845.

Turner, K., Pearce, D., Bateman I. (1994): Environmental Economics: An Elementary. Introduction. Johns Hopkins University Press, Baltimore (MD), 39 s.

Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J., Peet, R.K. (1998): Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. Ecosystems 1: 511–23.

Vaate, A., Pavluk, T. I. (2004): Practicability of the Index of Trophic Completeness for running waters. Hydrobiologia 519: 49 – 60.

van der Molen, D.T., Boers, P.C.M. (1999): Eutrophication control in the Netherlands. Hydrobiologia 395: 403-409.

Verdonschot, P.F.M. (2000): Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. Hydrobiologia 422/423: 389 – 412.

Vokasová,.L. (2008): Krajinotvorné programy MŽP. Citováno [17.7. 2010], dostupné z WWW : <http://hostetin.veronica.cz/dokumenty/Krajinotvorne_programy.pdf>

Vrána, K. (2004): MVN – součást revitalizace krajiny, Koncepce řešení malých vodních nádrží, Seminář, Česká společnost krajinných inženýrů při ČSSI, Fakulta lesnická a environmentální, ČZU v Praze, Fakulta stavební, ČVUT v Praze.

Walker, L.R., del Moral, R. (2003): Primary succession and Ecosystem Rehabilitation. Cambridge University Press, 442 s.

Whisenant, S.G. (1999): Repairing Damaged Wildlands, A process-Orientated, Landscape-Scale Approach. Cambridge University Press, 312 s.

White, D., Fennessy, S. (2005): Modeling the suitability of wetland restoration potential at the watershed scale. Ecological Engineering 24: 359 - 377.

White, P.S., Walker, J.L. (1997): Approximating Nature´s Variation: Selecting and Using Reference Information in Restoration Ecology, Restoration Ecology 5/4: 338 - 349.

Winterhalder, K., Clewel, A.F., Aronson, J. (2004): Values and Science in Ecological Restoration - A Response to Davis and Slobodkin, Restoration ecology 12(1): 4 - 7.

Wright, J. F. (2000): An introduction to RIVPACS. In: Wright, J. F.; Sutcliffe, D. W. y Furse, M. T. (eds.): Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques, Freshwater Biological Association. Ambleside, s. 1-24.

Zedler, J. B. (1996b) Ecological issues in wetland mitigation: an introduction to the forum. Ecological Applications 6: 33-37..

Zedler, J. B., Callaway, J. C. (1999): Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? Restoration Ecology 7: 69–73.

Zedler, J. B., Calaway, J. C. (2000): Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. Ecological Engineering 15: 211 - 225.

Zeff, M.L. (1999): Salt marsh tidal channel morphometry: Applications for wetland creation and restoration. Restoration Ecology 7 (2): 205-211.

Zlatník, A. a kol. (1973): Základy ekologie, SZN, Praha, 280 s.

Zlatník, A. (1975): Ekologie krajiny a geobiocenologie jako vědecký podklad ochrany přírody a krajiny. TIS-Svaz pro ochranu přírody a krajiny, Praha, 172 s.

Zlatník A. (1976): Lesnická fytocenologie. - SZN, Praha.

9. Souhrn

Revitalizace degradovaných ploch může mít mnoho podob, často je možné využít celou škálu metod od ponechání plochy spontánní sukcesi po technickou a sadovnicky nákladnou revitalizaci. Výsledný přínos se u rozdílných typů návrhů nesnadno porovnává a to zejména proto, že předpokládaný efekt nastává často až po několika letech. Na realizaci revitalizací se vynakládají nemalé prostředky ze státního rozpočtu**,** proto je nanejvýš účelné, aby byl přínos revitalizačních akcí pro krajinu kvantitativně vyjádřen.

Cílem práce bylo vypracovat metodu pro hodnocení efektivity revitalizačních akcí, jež by byla aplikovatelná již ve fázi projektu na co nejširší okruh typů a intenzit revitalizačních opatření. Srovnáním alternativních návrhů metoda vybere tu, jež přinese největší přínos pro kvalitu prostředí z hlediska diverzity různých úrovní (diverzita druhů, biotopů, krajinná diverzita) a ekosystémových funkcí a služeb. Metoda rovněž umožní hodnocení již zrealizované akce na základě terénního průzkumu a zhodnotí její přínos v porovnání s náklady na realizaci.

Při vytváření metody pro hodnocení přínosu revitalizačních akcí byla využita metoda BVM (Seják et al. 2003), jež je zaměřena na hodnocení biodiverzity a byla doplněna o hodnocení ekosystémových funkcí a služeb, které spočívalo v přiřazení hodnot indikátorů ekosystémových funkcí (zjištěných z odborné literatury) jednotlivým funkčním skupinám biotopů. Dále byla hodnocena vhodnost indikátorů, vybraných na základě parametrů rostlinných společenstev, jež měly vztah k ekosystémovým funkcím a službám: evapotranspirace a malý vodní cyklus (Seják 2010), LAI, biomasa - zásoba a produkce (Seják 2010, Stará 2010), CN křivky (Janeček 2008) a objem korun stromů.

Hodnocení bylo provedeno pro různé časové horizonty, ve fixně stanovených letech od realizace akce (v 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. roce). Pro odhad vývoje biotopů byl použit expertní systém Success (Prach a kol. 1999) a vývojové křivky biotopů (Dejmal, 2007 sec. Seják a kol., 2007)

Při verifikaci těchto parametrů na deseti revitalizačních opatřeních se některé z indikátorů ukázaly být nevhodné a byly ze souboru parametrů vyřazeny (například CN křivky vykazovaly v převážné části hodnocených akcí klesající tendenci, u jiných indikátorů se hodnoty překrývaly - evapotranspirace a malý vodní cyklus).

Celková koncepce metodiky byla následně zjednodušena; byl použit jeden hlavní indikátor pro hodnocení biodiverzity (metodou BVM, Seják a kol. 2003) a jeden indikátor pro hodnocení ekosystémových funkcí (evapotranspirace). Tyto základní

hodnoty se dále upravují korekčními koeficienty, u metody BVM je určují pravidla individuálního hodnocení. Pro korekční koeficienty výpočtu plnění ekosystémových funkcí byly vybrány tři parametry pro různé typy porostu, jež jsou schopné zachytit individuální vývoj i v rámci jedné funkční skupiny biotopů. Pro lesní porosty a výsadby lesnickou metodou je to index listové plochy (LAI), reflektující věk a zapojení porostu, pro výsadby sadovnickou metodou průměrná výška stromů (pro konkrétní věk stromů) a pro ostatní biotopy zásoba biomasy. Veškeré hodnoty jsou převedeny na procentickou hodnotu z hodnoty pro klimaxový porost, tedy z potenciální hodnoty na dané ploše.

Výpočtem integrálu vývojové křivky, děleného počtem hodnocených let, se zjistila celková hodnota biodiverzity podle metody BVM a hodnot ekosystémových funkcí pro hodnocený časový úsek. Byly porovnány různé délky časových úseků, aby se zjistilo, jak ovlivňuje zvolené období celkovou hodnotu. Pro revitalizace, založené na výsadbách stromů, je vhodnější zvolit delší období hodnocení (50 až 100 let), pro ostatní typy revitalizací se zdá být dostačující období 30ti až 50ti let. Pro porovnání více variant je však nutné zvolit vždy stejný časový úsek, navrženo je období 50ti let.

Na základě hodnocených indikátorů ekosystémových funkcí lze výpočtem zjistit přínos revitalizací z hlediska poskytování ekosystémových služeb, vyjádřený v peněžní hodnotě. Převod na peněžní hodnotu byl proveden nákladovou metodou, počítající náklady na náhradu služeb v případě, že by ji ekosystémy přestaly plnit (viz Seják a kol. 2010). Výsledek umožnil porovnání přínosu revitalizace s náklady na realizaci.

Metoda byla aplikovaná na vybrané revitalizační akce, realizované v rámci krajinotvorných programů v Jihočeském kraji v letech 1996 – 2005. Z výsledků vyplývá, že revitalizace drobných vodních toků, ve smyslu obnovy přírodě blízkého koryta, vyzněla z hlediska plnění ekosystémových služeb výrazně kladně. Výsadby alejí vykázaly spíše mírný přínos kumulovaný do pozdějších let, ovšem vzhledem k relativně nízkým nákladům na realizaci výsadeb byla efektivita opatření (ve smyslu přínosu vztaženého na jednu vynaloženou korunu) vysoká. Revitalizace, týkající se drobných vodních nádrží, byly přínosné, pokud se obnovovaly nádrže v již pokročilejší fázi zazemnění, případně pokud se zakládaly na původně zemědělské půdě. U obnovy rybníků, jež se nacházely ve fázi mokřadu, došlo převážně k zápornému efektu revitalizace, a to jak z hlediska hodnot biodiverzity, tak z hlediska plnění ekosystémových funkcí a služeb. Pro zobecnění těchto výsledků by ovšem musela být statisticky zhodnocena větší skupina akcí, spadajících do širšího okruhu typů revitalizací.

10. Summary

Restoration of damaged area can have many forms, it is possible to use the whole scale of methods starting with natural succession and ending with technical and consumptive reclamation. The final benefits of these different proposals are uneasy to compare, because the predicted effect often occurs with certain time delay. Considerable financial resources from national budget are used to cover restoration projects, therefore the asessment of restoration benefits in quantifiable units is desirable.

The aim of this thesis was to evolve the methodics for restoration effect evaluation, which could be applied already for design stage of the whole range of types and intensities of restoration measures. By comparison of competitive variants, the methodics would help to choose the one, which brings the highest benefit in term of ecological quality focused on biodiversity and ecosystem functions and services. The methodics should also enable evaluation of already implemented restorations on the basis of field survey and assessment of its benefit in comparison with total costs.

For creation of methodics the Biotope Valuation Method was used (Seják a kol. 2003), which is focused on Biodiversity evaluation. This method was completed with evaluation of ecosystem functions and services, which was based on adding ecosystem function indicator values to defined functional groupes of biotope types (these values were set on basis of scientific literature data). The listed indicators, chosen on basis of parametres with relationship to plant associations, were evaluated in terms of their applicability: evapotranspiration a and small water cycle (Seják 2010), LAI, biomass – the budget and the year production (Seják 2010, Stará 2010), CN curves (Janeček 2008) and the tree top volume.

The evaluation was proposed in time continuance, always in fixed years after restoration implementation: (in 1., 2., 5., 10., 15., 20., 30., 40., 50., a 100. year). For biotope developement estimation was used the expert system called Success (Prach et al. 1999) and developement curves of biotopes (Dejmal, 2007 sec. Seják a kol., 2007). The verification of variables on ten restoration projects showed some of the indicators to be unsuitable; CN curves showed prevailing downtrend and were therefore discarded from the set of indicators. The eventual overlap of indicators, indicating the redundancy of their number, was also searched. It was found in case of variables „evapotranspiration“ and „small water cycle“ which were reaching almost the same values after their transfer to percentage of the maximal value. These two indicators were substituted by one.

The conception was simplified resulting in method with one main indicator for biodiverzity evaluation (the Biotop Evaluation Method value) and one main indicator for ecosystem function evaluation (Small Water Cycle). These basic values are further corrected by coeficients; in case of BVM it is so called „individual evaluation“ as a part of its methodics. For ecosystem function coeficients were chosen three variables for three different types of vegetation cover. These variables should be able to describe the individual developement within the frame of one functional groupe of biotopes. It was chosen LAI (reflecting the stand age) for the forests stands and (line) machine-planted outplantings, the tree elevation (reflecting the certain age of tree) for group outplantings and standards. For the other biotopes was chosen biomass stock.

All values are transfered to percentage of the value of climax stand, which means the potencial value in the certain area.

Using the calculation of developement curve integral divided by the number of valuated years, the total value of BVM and ecosystem functions was figured out. Different lenghts of time segments were compared in order to discover their effect on the final value.

For restorations based on tree plantings it is more appropriate to choose the longer time segment (between 50 and 100 years), for the other types of restorations seems the time segment between 30 and 50 years to be sufficient. Naturally, the time segment must be always equal for each compared variant. For this reasons, the time segment of 50 years was chosen.

On the basis of evaluated ecosystem functions, it is possible to calculate the monetary benefit of restoration in terms of ecosystem services providing. The transfer to monetary value was made by cost approach; the costs of services replacement are calculated for the eventuality that ecosystems stop to provide them (see Seják a kol 2010). The result enables the comparison between restoration benefits and costs in same units - crowns.

This methodics was applied to ten chosen restoration measures, implemented in South Bohemia during years 1996 – 2005 in frame of Government landscape supporting program.

The results show distinct positive efect of ecosystem services changes associated with small stream restorations in term of natural stream-bed renewing. The alley plantings showed rather slight benefit cummulated to later years of site developement. Considering relatively low implamantation costs, the final effect (in term of ecosystem services benefit related to one spent Crown) was high.

Restorations of small water bodies were beneficial only in case of renewing of old ponds which were already in stage of adwanced silt aggradation or in case of new small water bodies foundation, especially on originally arable land. Renewals of old ponds, which were in stage equivalent to wetland, resulted mostly in negative effect of restoration in term of both, biodiversity value and ecosystem function and services values.

For generalization of these results, the considerably larger number of restorations from wider range of measure types would have to be assessed.

Příloha 1

Revitalizační řady

Tabulka obsahuje jednotlivé typy biotopů ČR, jež jsou rozdělené do sloupců podle stupně jejich odpřírodnění. Výchozí biotopy (biotopy určené k revitalizaci) jsou vždy zcela vlevo (podtrženým písmem). Podle stupně odpřírodnění výchozího biotopu je tabulka horizontálně rozdělena do tří částí (biotopy přírodě cizí, přírodě vzdálené nebo přírodní a přírodě blízké). Vpravo od výchozího biotopu, ve stejném řádku, jsou možné varianty cílových stavů revitalizace, zařazené do sloupců podle stupně jejich přiblížení přírodnímu stavu. U každé varianty jsou číselnými kódy označeny hlavní příčiny bránící přirozené sukcesi a vývoji výchozího biotopu v biotop dané varianty (1 – fyzikální podmínky, 2 – chemické podmínky, 3 – antropogenní stres, 4 – nedostatek diaspor, 5 – stávající blokující vegetace, 6 – nedostatek času) a z toho vyplývající možné revitalizační postupy (RK – Rekultivace (revitalizace nejvyšší intenzity), RH – Rehabilitace (revitalizace střední intenzity), ŘS - řízená sukcese (revitalizace nízké intenzity), PS – přirozená sukcese (ponechání plochy bez zásahů).

Výchozí typy biotopů			**Cílové typy biotopů**						
Přírodě cizí biotopy s omezenou biotou	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**náhradní (přírodě cizí) biotopy**	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**zjednodušené (přírodě vzdálené) biotopy**	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**navrácené do přírodního /přírodě blízkého stavu**
XX1 Chemicky znehodnocené vody	2	RH	X1.4 Znečištěné vody						
XX2 Chemicky znehodnocené mokřiny	2	RH, RK	X1.1 Nové umělé nádrže z přírodních materiálů						
	1,2,4	RK	X6.4 Monokultury allochtonních druhů dřevin						
	1,2,4	RK	X6.1 Parky a zahrady s převahou nepůvodních druhů						
				2,4,(6)	RK	XV2 Degradovaná biota vod			
				1,2	RH, RK	**XM1 Zamokřená ruderální lada**			
				1,2	RH, RK	XT2 Degradovaná vlhká lada			
				1,2,6	RH, RK	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
				1,2,4	RK	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**			
				1,2,4	RK	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
				1,2,4	RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
XX1.1 Nádrže čističek a odkaliště	1,(2)	RK	X1.4 Znečištěné vody						
	1,2	RK	X1.1 Nové umělé nádrže z přírodních materiálů						
	2	RH	X1.2 Betonové nádrže						
	(1,2),4	PS, RH	X6.4 Monokultury allochtonních druhů dřevin						
				1,2,4,(6)	RK, RH	XV2 Degradovaná biota vod			
				(1,2),6	RH, PS, ŘS	**XM1 Zamokřená ruderální lada**			
				(1,2),6	RH, PS, ŘS	XT2 Degradovaná vlhká lada			
				(1,2),4,6	PS,ŘS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
				1,2,4	RK, RH	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**			
				1,2,4	RK, RH	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
				1,2,4	RK, RH	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
XX1.3 Zatrubněné toky	1,(2)	**RK**	X 1.3 Systematicky upravené toky						
				1,(2)	RK	**XV4 Lokálně upravené vodní toky**			
							1,4,6	RK	**V4.2 Pstruhová pásma podhorských a horských potoků**
							1,4,6	RK	V4.3 Lipanová pásma podhorských potoků a řek
							1,4,6	RK	M1.4 Říční rákosiny
							1,4,6	RK	M1.5 Pobřežní vegetace potoků
							1,4,6	RK	M1.7 Vegetace vysokých ostřic
							1,4,6	RK	M4.1 Štěrkové náplavy bez vegetace
							1,4,6	RK	M4.3 Štěrkové náplavy s třtinou pobřežní
							1,4,6	RK	M5 Devětsilové lemy horských potoků
							1,4,6	RK	M6 Bahnité říční náplavy
							1,4,6	RK	M7 Bylinné lemy nížinných
XX3.2 Nepropustné plochy a plochy trvale bez vegetace	1,2,3,4	RK	X6.1 Parky a zahrady s převahou nepůvodních druhů						
	(1),4,6	PS	X4.7 Lada v průmyslových a skladových areálech						
	(1),4,6	PS	skládkách						
	(1),6	PS	X3.1 Zbořeniště						
				(1),4,6	PS	XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropogenních ploch			
				1,2,3..	RK	XS2 Opěrné zdi, suché zídky a plochy s umělým kamenným povrchem			
XX4.2 Chemicky znehodnocené plochy	2,4	RK	X6.4 Monokultury allochtonních druhů dřevin						
	2,4	RK	X6.1 Parky a zahrady s převahou nepůvodních druhů						
	1,2	RK	X1.4 Znečištěné vody						
	1,2	RK	X1.1 Nové umělé nádrže z přírodních materiálů						
XX4.2 Chemicky znehodnocené plochy	0,6	RK	X6.4 Monokultury allochtonních druhů dřevin						

Výchozí typy biotopů			**Cílové typy biotopů**			
Přírodě cizí biotopy	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**zjednodušené (přírodě vzdálené) biotopy**	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**navrácené do přírodního /přírodě blízkého stavu**
X4.4 Jednoleté a ozimé kultury na orné půdě	(4),6	**PS**	XT2 Degradovaná vlhká lada			
X4.3 Víceleté kultury na orné půdě	(2),3,4	RH	XT4 Degradované suché trávníky a vřesoviště			
X4.2 Víceleté úhory	(2),3,4,5	**RH**	**XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky**			
	(4)6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
	4,6	PS,ŘS,RH,RK	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**			
	4,6	RH,RK	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	4,6	RH,RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
	4,6	RH,RK	**XL2 Soliterní stromy**			
	1,(2,3),4	RK	**XV1 Vegetace nových vodních ploch**			
	1,(2),3,4	RK	**XV2 Degradovaná biota vod**			
				1,3,4,6	RK	V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod
				1,3,4,6	RK	V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod
				4,3,6	PS,ŘS,RH,RK	L2.1 Horské olšiny s olší šedou
				4,3,6	PS,ŘS,RH,RK	**L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy**
				4,3,6	PS,ŘS,RH,RK	L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek
				4,3,6	PS,ŘS,RH,RK	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
				4,3,6	PS,ŘS,RH,RK	L3.1 Hercynské dubohabřiny
				4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)
				(3),4,6	RH, (ŘS)	**T1.4 Aluviální psárkové louky**
				(3),4,6	RH, (ŘS)	T1.? Podle konkrétních podmínek
X4.7 Lada v průmyslových, skladových a zemědělských areálech	(2),3,5	**RH,RK**	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky			
	(2),3	PS,RH	XT2 Degradovaná vlhká lada			
	6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
	6	PS	XK4 Pionýrská vegetace nekultivovaných antropogenních ploch			
	4,6	ŘS,RH,RK	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**			
				6	PS,ŘS	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
				6	PS,ŘS	K4 Nízké xerofilní křoviny
				4,3,6	ŘS,RH,(RK)	L3.1 Hercynské dubohabřiny
				4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)

Výchozí typy biotopů			**Cílové typy biotopů**			
X4.5 Bylinné a křovinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerekultivovaných haldách a skládkách	(2),3	RH,(PS)	XM1 Zamokřená ruderální lada			
	(2),3,5	RH	XT2 Degradovaná vlhká lada			
	(2),3,5	RH,ŘS	XT4 Degradované suché trávníky a vřesoviště			
	(2),3,5	RH,ŘS	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky			
	6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
	4,6	ŘS,RH,RK	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby			
	4	RH	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	4	RH	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
	4,6	RH	XL2 Soliterní stromy			
	6	PS	ploch			
X5.1 Živé ploty	6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
	4,6	ŘS,PS	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby			
	4,6	ŘS,PS	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	4	ŘS,RH	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
X5.3 Intenzivní chmelnice, vinice a sady	2,3,5	RH,RK	XT4 Degradované suché trávníky a vřesoviště			
	2,3,5	RH,RK	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky			
	4,6	RH,RK,ŘS	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby			
	4,6	RH,RK	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	4	RH,RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
	6	PS	XK1 Extenzivní nebo opuštěné vinice a sady			
	6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy			
X6.4 Monokultury allochtonních druhů dřevin	5	RK	XT4 Degradované suché trávníky a vřesoviště			
	5,(2)	RK	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky			
	(4),5,6	RH,RK	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby			
	(4),5,6	RH,RK	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	4,5	RH,RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			
				4,5,6	(RH),RK	K4 Nízké xerofilní křoviny
				4,5,6	(RH),RK	L3.1 Hercynské dubohabřiny
				4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)
X6.3 Lesní a ovocné školky, plantáže lesních dřevin	(4),6	PS,ŘS,RH	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby			
	6	PS,ŘS	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin			
	6	PS,ŘS,RH	XL4 Degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy			
	4	PS,ŘS,RH	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby			

Výchozí typy biotopů			**Cílové typy biotopů**
zjednodušené (přírodě vzdálené) biotopy	Překážky přirozené sukcese	Možné intenzity revital. opatření	**navrácené do přírodního /přírodě blízkého stavu**
XV2 Degradovaná biota vod	(2),3,6	PS,ŘS,RH	V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod
XV1 Vegetace nových vodních ploch	3,4,6	PS,ŘS,RH	V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	M1.7 Vegetace vysokých ostřic
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	M2.1 Vegetace letněných rybníků
V3 Odvodňovací kanály	1,6	RK,RH	V4.2 Pstruhová pásma podhorských a horských potoků
XV4 Lokálně upravené vodní toky	1,6	RK,RH	V4.3 Lipanová pásma podhorských potoků a řek
	1,6	RK,RH	V4.4 Parmová pásma toků
	1,6	RK,RH	V4.5 Cejnová pásma toků
	1,4,6	RK,RH	M1.4 Říční rákosiny
	1,4,6	RK,RH	M1.5 Pobřežní vegetace potoků
	1,4,6	RK,RH	M1.7 Vegetace vysokých ostřic
	1,6	RK,RH	M4.1 Štěrkové náplavy bez vegetace
	1,6	RK,RH	M4.3 Štěrkové náplavy s třtinou pobřežní
	1,4,6	RK,RH	M5 Devětsilové lemy horských potoků
	1,4,6	RK,RH	M6 Bahnité říční náplavy
	1,4,6	RK,RH	M7 Bylinné lemy nížinných
XM1 Zamokřená ruderální lada	6	**PS**	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy
	4,6	**ŘS,RH,(RK)**	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby
	6	PS,ŘS	K1 Mokřadní vrbiny
	1,6	PS,ŘS	K2.1 Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů
	6	PS	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	L1 Mokřadní olšiny
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	L2.1 Horské olšiny s olší šedou
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek
	(1),4,6	PS,ŘS,RH	L2.4 Měkké luhy nížinných řek
	1	RK	**XV2 Degradovaná biota vod**
	1	RK	**XV1 Vegetace nových vodních ploch**
	1,3,4,6	RK	**V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod**
	1,3,4,6	RK	**V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod**
	1,3,4,6	RK	V2.2 Periodické vody
	1,3,4,6	RK	**M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod**
	1,3,4,6	RK	**M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů**
	1,3,4,6	RK	**M1.7 Vegetace vysokých ostřic**
	1,3,4,6	RK	M2.1 Vegetace letněných rybníků
	3,5	ŘS,RH,(RK)	T1.4 Aluviální psárkové louky
	3,5	ŘS,RH,(RK)	T1.5 Vlhké pcháčové louky
	3,5	ŘS,RH,(RK)	T1.6 Vlhká tužebníková lada
	3,5	ŘS,RH,(RK)	T1.7 Kontinentální zaplavované louky
	3,5	ŘS,RH,(RK)	T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky

XT2 Degradovaná vlhká lada	6	**PS**	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy
XT1 Postagrární úhory	4	(PS),ŘS,RH	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**
	4,6	PS,ŘS,(RH)	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
	4,6	PS,ŘS,RH	L2.1 Horské olšiny s olší šedou
	4,6	PS,ŘS,RH	**L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy**
	4,6	PS,ŘS,RH	**L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek**
	(3)4,6	PS,ŘS,RH	L3.1 Hercynské dubohabřiny
	4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)
	1,4	RK	**XV2 Degradovaná biota vod**
	1,4	RK	**XV1 Vegetace nových vodních ploch**
	1,4,6	RK	**V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod**
	1,4,6	RK	**V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod**
	1,4,6	RK	V2.2 Periodické vody
	1,(4)	RK,(RH,ŘS)	M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod
	1,(4)	RK	M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů
	1,(4)	RK,(RH,ŘS)	M1.7 Vegetace vysokých ostřic
	1,(4)	RK	M2.1 Vegetace letněných rybníků
	5,6	ŘS,RH	T1.4 Aluviální psárkové louky
	5,6	ŘS,RH	T1.? Dle konkrétních podmínek
kamenné odvaly	(4),6	**PS**	S1.1 Štěrbinová vegetace vápnitých skal a drolin
	(4),6	**PS**	S1.2 Štěrbinová vegetace silikátových skal a drolin
	(4),6	**PS**	S1.3 Vysokostébelné trávníky skalních terásek
	(4),6	**PS**	S1.4 Vysokostébelná vegetace zazemněných drolin
	(4),6	**PS**	S1.5 Křoviny skal a drolin s rybízem alpským
	(4),6	**PS**	S2 Pohyblivé sutě
	(4),6	**PS**	L4 Suťové lesy
	1,4,(6)	RK	**XV1 Vegetace nových vodních ploch**
Výchozí typy biotopů			**Cílové typy biotopů**
zjednodušené (přírodě vzdálené) biotopy	sukcese	revital. opatření	**navrácené do přírodního /přírodě blízkého stavu**
XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky	1,(4)	RK	**XV2 Degradovaná biota vod**
	1,(4)	RK	**XV1 Vegetace nových vodních ploch**
	1,4,6	RK	**V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod**
	1,4,6	RK	**V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod**
	1,4,6	RK	V2.2 Periodické vody
	1,4,6	RK	**M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod**
	1,4,6	RK	**M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů**
	1,4,6	RK	**M1.7 Vegetace vysokých ostřic**
	1,4,6	RK	M2.1 Vegetace letněných rybníků
	5,6	ŘS,RH	T1.4 Aluviální psárkové louky
	5,6	ŘS,RH	T1.1 Mezofilní ovsíkové louky
	5,6	ŘS,RH	T1.2 Horské trojštětové louky
	4,(6)	PS,ŘS,RH,RK	**XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby**
	4,(6)	RH,RK	XL3 Monokultury stanovištně nevhodných dřevin
	4	RH,RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby
	4,6	ŘS,RH,RK	**XL2 Soliterní stromy**
	6	PS,ŘS,RH,RK	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy
	6	PS,ŘS	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
	4,6	PS,ŘS,RH,RK	L2.1 Horské olšiny s olší šedou
	4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)

S4 Sesuvy, obnažené půdy a spáleniště	(1,2),4,6	RH	T1.4 Aluviální psárkové louky
	(1,2),4,6	RH	T1.1 Mezofilní ovsíkové louky
(pozn.: 2 - může být nedostatek N a jiných živin)	(1,2),4,6	RH	T1.2 Horské trojštětové louky
	(1,2),4,6	RH	T1.3 Poháňkové pastviny
	(2),4,6	PS,ŘS,RH	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
	(2),4,6	PS,ŘS,RH	K4 Nízké xerofilní křoviny
	(1),4	ŘS,RH	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky
	(2)4	ŘS,RH	XT2 Degradovaná vlhká lada
	(2,4),6	PS	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy
	4	PS,ŘS	XK4 Pionýrská vegetace nekultivovaných antropogenních ploch
	(2),4	ŘS,RH,RK	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby
	(2),4	RH,RK	XK3 Dřevinné porosty náspů doptravních staveb
	4	RH,RK	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby
	(2)4,6	ŘS,RH,RK	L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek
	(2)4,6	ŘS,RH,RK	L3.1 Hercynské dubohabřiny
	4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)
XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy	1,4	RK	XV2 Degradovaná biota vod
	1,4	RK	XV1 Vegetace nových vodních ploch
	1,4,6	RK	V1 Makrofytní vetgetace přirozeně eutrofních a mezotrofních vod
	1,4,6	RK	V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod
	1,4,6	RK	V2.2 Periodické vody
	1,4,6	RK	M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod
	1,4,6	RK	M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů
	(1),4,6	RK	M1.7 Vegetace vysokých ostřic
	1,4,6	RK	M2.1 Vegetace letněných rybníků
	5,6	RK, RH	T1.4 Aluviální psárkové louky
	5,6	RK, RH	T1.7 Kontinentální zaplavované louky
	5,6	RK, RH	T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky
	5,6	RK, RH	T1.? Dle konkrétních podmínek
	5,6	RK, RH	T8.1 Suchá vřesoviště nížin a pahorkatin
	6	PS	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny
	6	PS	K4 Nízké xerofilní křoviny
	4,5	RK	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky
	6	PS,ŘS,RH	XL1 Remízky, aleje a renaturalizační výsadby
	(4),6	PS,ŘS,RH,RK	L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek
	(4),6	PS,ŘS,RH,RK	L3.1 Hercynské dubohabřiny
	4,(5),6	PS,ŘS,RH	L3. ? , L5. ? Dle konkrétních podmínek (potenciální vegetace)

Příloha 2

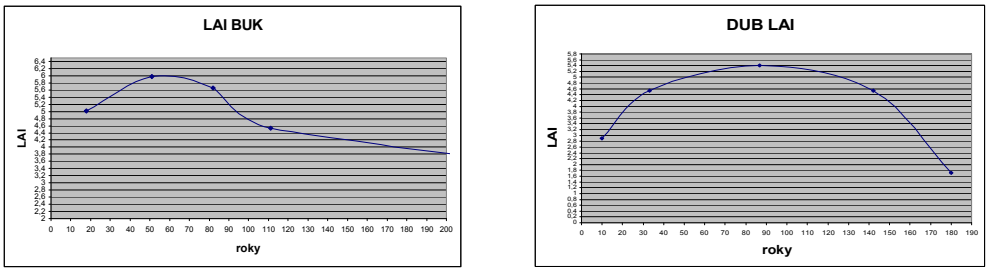
Údaje o LAI (indexu listové plochy) zjištěné z odborné literatury a internetové databáze pro jednotlivé typy porostů, výpočet průměrných hodnot pro jednotlivá věková stádia a sestavení křivek vývoje pro dvě dřeviny – buk a dub.

Tabulka 2.1: Naměřené hodnoty LAI pro různé druhy porostů a jejich věková stádia

typ porostu	LAI	lokace	zdroj
zemědělské plodiny			
bob zahradní	10,10	UK	De Costa et al. 1997
	5,10	UK	De Costa et al. 1997
	4,80	UK	De Costa et al. 1997
	2,80	UK	De Costa et al. 1997
	2,30	UK	De Costa et al. 1997
	2,80	UK	De Costa et al. 1997
	1,70	UK	De Costa et al. 1997
	1,90	UK	De Costa et al. 1997
	3,94		
pšenice setá	6,43	UK	Green, C.F. 1987
	7,08	UK	Green, C.F. 1987
	5,55	UK	Green, C.F. 1987
	5,15	UK	Green, C.F. 1987
	3,37	UK	Green, C.F. 1987
	5,52		
brambory	5,27	UK	Jefferies, R.A. and D.K.L. Mackerron 1989
	4,05	UK	Jefferies, R.A. and D.K.L. Mackerron 1989
	3,09	UK	Jefferies, R.A. and D.K.L. Mackerron 1989
	2,27	UK	Jefferies, R.A. and D.K.L. Mackerron 1989
	3,67		
les jehličnatý			
boreální smrkový les, 120 let	9,70	Rusko	Karpov, V.G., 1981
boreální smrkový les, 80 let	21,60	Německo	Baumgartner, A., 1969
	15,65		
smrková plantáž, 60 let	11,50	Jižní Švédsko	Andersson, F., 1973
temperátní jehličnatý les	11,98	Německo	Droste zu Hulshoff, 1970
smrkový les (průměr)	6,00	ČR	Pokorný, R., nepublikováno
smrkový les	**9,83**		
smrkový porost, 13 let	7,60	ČR	Chroust, 1993
smrková plantáž, 13 let, hustý p.	12,72	ČR	Chroust, 1993
smrková plantáž, nejmladší	**10,16**		
smrková plantáž, 35 let	14,40	ČR	Barták a kol. 1993
smrková plantáž, 40 let	15,00		Munster-Swendsen 1987
smrková plantáž, mladá	**14,70**		
horská smrčina, 24 - 35 let	10,50	ČR, Beskydy	Dvořák a kol., nepublikováno
horská smrčina, mladá	**10,50**		
horská smrčina, 71 - 79 let	2,93	ČR, Beskydy	Dvořák a kol., nepublikováno
horská smrčina, 95 - 221 let	4,00	ČR, Krkonoše	Dvořák a kol., nepublikováno
horská smrčina, dospělá	**3,47**		
borovice - plantáž, ? let	15,00	UK	Ovington, J.D., 1957
	7,50	UK	Ovington, J.D., 1957
	6,90	UK	Ovington, J.D., 1957
	4,70	UK	Ovington, J.D., 1957
	8,53		
borový les	2,50		Pokorný, R., nepublikováno
borový les	1,50		Pokorný, R., nepublikováno
borový les	6,00		Pokorný, R., nepublikováno
borový les	**3,33**		Pokorný, R., nepublikováno
borový les, chudé stanoviště	2,40		Pokorný, R., nepublikováno
borový les, chudé stanoviště	3,10		Pokorný, R., nepublikováno
borový les, chudé stanoviště	**2,75**		Pokorný, R., nepublikováno

typ porostu	LAI	lokace	zdroj
les listnatý			
olšina	**4,80**	Německo (jezero B	Eschenbach, C. and L. Kappen, 1996
lužní les (dub + jasan), 100 let	**4,9 + 2**	ČR (Dyje)	Čermák, J., 1998
habr, 50 let	**5,19**	ČR	Biskupsky, V., 1975
habr, 120 let	**8,29**	Polsko	Falinski, J.B., 1981
buk, 11 let	2,79		Bartelink, H. H., 1997
buk, 20 let	6,71		Bartelink, H. H., 1997
buk, 22 let	5,53		Bartelink, H. H., 1997
nejmladší bučiny	**5,01**		
buk, 40 let	7,18		Bartelink, H. H., 1997
bučina, 45 let	3,40	Jižní Švédsko	Andersson, F., 1973
bučina, 59 let	6,79		Bartelink, H. H., 1997
bučina, 59 let	6,51	Německo	Ellenberg, H., 1971
mladé bučiny	**5,97**		
bučina, 80 let	6,72	Německo	Ellenberg, H., 1972
bučina, 80 let	4,30	Jižní Švédsko	Andersson, F., 1973
bučina, 85 let	5,00	Dánsko	Holm, E. and V. Jensen, 1972
bučina dospělá, ? let	6,90	Francie	Lemee, G., 1981
bučina dospělá, ? let	5,40	Dánsko	Moeller, C.M., et al. 1954
středněvěké bučiny	**5,66**		
bučina, 122 let	5,88	Německo	Ellenberg, H., 1972
bučina, 400 let	2,46	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
bučina, 100 let	3,20	Jižní Švédsko	Andersson, F., 1973
starší bučiny	**3,85**		
dub zimní, 32 let	4,25	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub zimní, 32 let	3,15	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub zimní, 32 let	4,91	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub zimní, 32 let	3,86	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub zimní, 32 let	5,97	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub zimní, 32 let	5,56	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub letní, 40 let	4,00	Jižní Švédsko	Hytteborn, H., 1975
mladé doubravy	**4,53**		
dub a další druhy, 80 let	4,67	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub letní, 80 let	6,80	Belgie	Duvigneaud, P. , 1968
dub letní, 100 let	4,72	Polsko	Medwecka-Kornas, A. et al., 1974
středněvěké doubravy	**5,40**		
dub a další druhy, 126 let	5,86	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
dub letní, 125 let	5,40	Jižní Švédsko	Andersson, F., 1973
dub zimní, 140 let	5,20	Holandsko	Van der Drift, J., 1981
dub zimní, 180 let	1,71	Francie	Dufrene, E. and N. Breda, 1995
starší doubravy	**4,54**		
travní porosty			
ostřicové louky	1,02	Holandsko	Hirose, T. et al., 1989
ostřicové louky	2,69	Holandsko	Hirose, T. et al., 1989
ostřicové louky	2,06	Holandsko	Hirose, T. et al., 1989
	1,92		

Z křivek průběhu LAI (indexu listové plochy) u dubu a buku (obr. 2.1) je patrné, že se zde odráží pomalá rychlost růstu u dubu, jehož listová plocha, vztažená na 1m^2 dosáhne maxima v pozdějším věku (přibližně v 90ti letech), než je tomu u buku (přibližně v 60ti letech).



Obr. 2.1: Křivky průměrných hodnot LAI v závislosti na věku porostu pro dvě modelové dřeviny, buk (*Fagus sylvatica*) a dub (*Quercus robur, petraea*).

Příloha 3

Hodnoty průměrné maximální biomasy pro jednotlivé funkční skupiny (t sušiny /ha) a jejich převod na procentickou hodnotu z hodnot potenciální přirozené vegetace, spadající do kategorie lužní les a listnatý les. Procenta z hodnoty potenciální přirozené vegetace jsou převedena do škály od 0,6 do 1,2.

kategorie landuse	t C/ha	t sušiny/ha	% z PPV lužní les	převod na škálu 0,6 - 1,2	% z PPV listnatý les	převod na škálu 0,6 - 1,2	kategorie landuse	t C/ha	t sušiny/ha	% z PPV lužní les	převod na škálu 0,6 - 1,2	% z PPV listnatý les	převod na škálu 0,6 - 1,2
Brambory	3,4	7,56	***1,89***	***0,61***	***5,04***	***0,63***	**Vrbiny, olšiny**	48,11	96,22	***24,06***	***0,74***	***71,33***	***1,03***
Pšenice	3,72	8,27	***2,07***	***0,61***	***5,52***	***0,63***	**Nálety dřevin**	13,42	26,84	***6,71***	***0,64***	***19,90***	***0,72***
Ječmen	2,4	5,33	***1,33***	***0,61***	***3,56***	***0,62***	**Lada (bylinná)**	14,35	28,70	***7,18***	***0,64***	***21,28***	***0,73***
Oves	4,16	9,24	***2,31***	***0,61***	***6,17***	***0,64***	**Sady**	23,05	46,10	***11,53***	***0,67***	***34,17***	***0,81***
Žito + triticale	3,94	8,76	***2,19***	***0,61***	***5,84***	***0,64***	**Aleje, liniové dřeviny**	34,43	68,86	***17,22***	***0,70***	***51,05***	***0,91***
			0,00	***0,60***	***0,00***	***0,60***	**lužní les**	200	400,00	***100,00***	***1,20***	***296,52***	***2,38***
Kukuřice	3,47	7,71	***1,93***	***0,61***	***5,14***	***0,63***	**Listnaté lesní porosty**	67,45	134,90	***33,73***	***0,80***	***100,00***	***1,20***
Řepka	3,45	7,67	***1,92***	***0,61***	***5,11***	***0,63***	**Jehličnaté lesní porosty**	104,72	209,44	***52,36***	***0,91***	***155,26***	***1,53***
Jetele	4,55	10,11	***2,53***	***0,62***	***6,75***	***0,64***	**Smíšené lesní porosty**	87,66	175,32	***43,83***	***0,86***	***129,96***	***1,38***
Suché louky	10,47	23,27	***5,82***	***0,63***	***15,52***	***0,69***	**Paseky a mýtiny, les.školky**	7,45	14,90	***3,73***	***0,62***	***11,05***	***0,67***
Mezofilní louky	10,61	23,58	***5,89***	***0,64***	***15,73***	***0,69***	**Vodní plochy**	0,23	0,51	***0,13***	***0,60***	***0,34***	***0,60***
Mezofilní louky+ aleje/solitéry	13,35	29,67	***7,42***	***0,64***	***19,79***	***0,72***	**Souvislá zástavba**	0	0,00	***0,00***	***0,60***	***0,00***	***0,60***
Vlhké a podmáčené louky	10,71	23,80	***5,95***	***0,64***	***15,88***	***0,70***	**Roztroušená zástavba**	7,57	16,82	***4,21***	***0,63***	***11,22***	***0,67***
Rákosiny, ostřice	18,17	40,38	***10,09***	***0,66***	***26,94***	***0,76***	**Lom, pískovna, plochy bez vegetace**	0	0,00	***0,00***	***0,60***	***0,00***	***0,60***
rákosiny + vrbiny/olšiny	33,14	73,64	***18,41***	***0,71***	***49,13***	***0,89***	**komunikace**	0	0,00	***0,00***	***0,60***	***0,00***	***0,60***

Příloha 4

Rozměry stromů (výška a průměr průmětu koruny) podle údajů z odborné literatury (Hieke 1978, Kavka 1995). Pro jednotlivé druhy stromů byly dopočítány další parametry: obsah průmětu koruny a objem koruny. Parametr „střední průměr koruny“ a „střední obsah koruny“ jsou pomocné pro výpočet objemu koruny (viz metodika, kap. 4.2.3)

Tabulka 4.1: Rozměry stromů a výpočet plochy průmětu a objemu korun v jednotlivých věkových stádiích.

věk (roky)	**prům. výška**	**střední průměr koruny**	**střední obsah koruny (m^2)**	**průmět koruny-průměr**	**obsah průmětu (m^2)**	**výška (m)**	**objem koruny (m^3)**
Acer pseudoplatanus:							
0	0,00						
10	5	2,5	4,91	3	7,07	3-7	17,171875
20	8,25	4	12,56	5,5	23,75	5-10	84,78
30	12,50	6,00	28,26	8	50,24	10-15	310,86
80	30,00						
400	32,00	20,00	314,00	26	530,66	32	9577,00
Acer platanoides							
0	0,00						
10	3,00	1,80	2,54	2	3,14	2-4	3,82
20	6,00	3,00	7,07	4,5	15,90	4-7	31,79
30	9,50	5,50	23,75	7	38,47	7-12	189,97
175	28,00	18,00	254,34	23	415,27	28	6740,01
Betula pendula							
0	0,00						
10	6,00	2,30	4,15	2,6	5,31	5-7	18,69
20	9,00	3,00	7,07	3,5	9,62	7-10	52,99
30	13,00	6,00	28,26	7	38,47	10-16	324,99
55	19,50						
125	20,00	9,00	63,59	11	94,99	20	1176,32
Carpinus betulus							
0	0,00						
10	3,50	1,50	1,77	2	3,14	2-5	3,53
20	6,00	3,00	7,07	4	12,56	5-7	31,79
30	8,50	5,00	19,63	6,5	33,17	7-10	137,38
85	24,00						
135	25,00	16,00	200,96	19	283,39	25	4722,56
Fraxinus excelsior							
0	0,00						
10	3,75	1,50	1,77	1,7	2,27	3-4	3,97
20	7,00	2,50	4,91	3	7,07	4-8	26,98
30	12,00	5,00	19,63	7	38,47	7-15	206,06
40	17,00	9,00	63,59	13	132,67	15-20	985,57
100	29,00						
250	30,00	19,00	283,39	25	490,63	30	8076,47
Aesculus hippocastanum							
0	0,00						
10	4,50	2,50	4,91	3	7,07	4-5	14,72
20	8,00	5,50	23,75	6,5	33,17	6-8	154,35
30	11,00	7,00	38,47	9	63,59	10-12	365,42

	24,00	17,00	226,87	20	314,00	24	5104,46
Corylus avelana						(RR)	
0	0,00						
10	3,00	2,50	4,91	3	7,07	3	7,36
20	5,00	4,00	12,56	5	19,63	5	43,96
max	5,00	5,00	19,63	6	28,26		68,69
Alnus glutinosa						(RR)	
0	0,00						
10	8,00	5,50	23,75	7	38,47	6-10	154,35
20							
30							
110	26,00	11,00	94,99	15,00	176,63	26	2327,13
Quercus robur, petraea							
0	0,00						
10	3,00	2,00	3,14	2,5	4,91	2-4	4,71
20	5,25	3,00	7,07	3,7	10,75	4-6	26,49
30	7,50	4,00	12,56	5	19,63	6-9	75,36
40	12,50	9,00	63,59	7,5	44,16	12-13	699,44
160	29,00						
400	30,00	21,00	346,19	26	530,66	30	9198
Pyrus communis							
0	0,00						
10	1,50	0,80	0,50	1	0,79	1-2	0,5024
20	2,75	1,20	1,13	1,6	2,01	1.5-4	2,5434
30	4,50	1,80	2,54	2,5	4,91	2-6	10,1736
40	6,50	2,20	3,80	3	7,07	4-9	22,7964
	15,00	5,50	23,75	8	50,24	15	332,45
Malus silvestris, domestica							
0	0,00						
10	3,00	2,50	4,91	2	3,14	3	9,81
20	4,00	3,00	7,07	3,8	11,3354	4	21,20
30	5,00	3,70	10,75	4,5	15,89625	5	42,99
max	5,00	3,70	10,75	4,5	15,90	5	42,99
Sorbus aucuparia, (S. aria)							
0	0,00						
10	5,00	2,50	4,91	3	7,07	4-6	17,17
20	8,50	3,70	10,75	4	12,56	5-10	75,23
30	12,00	4,00	12,56	5	19,63	8-14	131,88
40	14,00	5,00	19,63	6	28,26	10-15	245,31
90	15,00	5,50	23,75	7	38,47		320,57
Sorbus torminalis, intermedia, hybrida							
0	0,00						
10	4,50	2,70	5,72	3	7,07	4-5	17,17
20	7,00	4,00	12,56	5	19,63	5-7	69,08
30	10,00	6,00	28,26	7,5	44,16	10	240,21
40	12,00	8,00	50,24	10,5	86,55	12	527,52
100	12,00	9,00	63,59	10,5	86,55		667,64

Sorbus domestica							
0	0,00						
10	6,00	3,50	9,62	4	12,56	4-6	43,27
20	10,00	6,00	28,26	7,5	44,16	5-10	240,21
30	14,00	7,50	44,16	10	78,50	8-14	551,95
40	16,00	9,00	63,59	13	132,67	12-18	921,98
max	18,00	13,00	132,67	16	200,96		2188,97
Ulmus laevis							
0	0,00						
10	3,00	1,70	2,27	2	3,14	2-4	3,40
20	6,00	2,50	4,91	3	7,07	4-6	22,08
30	9,00	3,80	11,34	5	19,63	6-10	85,02
40	13,00	8,00	50,24	10	78,50	10-16	577,76
80	23,00						
400	24,00	14,00	153,86	18	254,34	24	3461,85
Ulmus glabra							
0	0,00						
10	7,00	3,00	7,07	3,5	9,62	4-10	38,86
20	12,00	5,00	19,63	6,5	33,17	10-13	206,06
30	18,50	8,00	50,24	10	78,50	13-22	854,08
40	26,00	11,00	94,99	14,5	165,05	22-30	2327,13
80	33,00						
400	34,00	14,00	153,86	19	283,39	34	5000,45
Tilia cordata							
0	0,00						
10	3,00	1,50	1,77	2	3,14	2-4	2,65
20	6,00	2,50	4,91	3,5	9,62	3-6	22,08
30	9,00	4,00	12,56	6	28,26	6-12	94,20
40	12,00	6,50	33,17	8	50,24	8-16	348,25
140	29,00						
350	30,00	19,00	283,39	26	530,66	30	9198,11
Juglans regia							
0	0,00	0,00	0,00		0,00		0,00
10	4,00	2,50	4,91	3	7,07	3-4	14,13
20	8,00	4,00	12,56	6,5	33,17	4-8	143,72
30	12,00	6,50	33,17	8	50,24	7-12	267,95
40	16,00	10,00	78,50	12	113,04	10-16	904,32
	23,00	15,00	176,63	19,00	283,39	23	3797,44
Platanus occidentalis							
0	0,00	0,00	0,00	0	0,00		0,00
10	4,00	2,50	4,91	3	7,07	3-4	12,27
20	10,00	5,00	19,63	7,5	44,16	4-10	166,81
30	14,00	9,00	63,59	12	113,04	8-14	794,81
40	18,00	16,00	200,96	22	379,94	14-18	3315,84
	26,00					26	
Prunus (stromovité slivoně)							
0	0,00	0,00	0,00	0	0,00		0,00
10	4,00	2,00	3,14	2,5	4,91	3-4	7,85
20	8,00	3,00	7,07	5	19,63	5-8	45,92

30	12,00	5,00	19,63	7	38,47	7-12	206,06
40	15,00	8,00	50,24	10	78,50		678,24
	15,00	8,00	50,24	11	94,99	15	678,24
Populus nigra, alba							
0	0,00						
10	6,50	3,50	9,62	4	12,56	5-8	48,08
20	12,00	6,50	33,17	8	50,24	8-12	348,25
30	17,00	10,00	78,50	13	132,67	12-18	1216,75
40	21,50	12,00	113,04	16	200,96	18-25	2260,80
50	25,00	17,00	226,87	20	314,00	25	5331,33
150	26,00	17,00	226,87	22	379,94	26	5558,19
Populus tremula							
0	0,00						
10	6,50	4,00	12,56	5	19,63	5-8	62,80
20	10,00	5,00	19,63	6	28,26	8-12	166,81
30	16,00	7,00	38,47	10	78,50	12-18	557,74
40	21,50	9,00	63,59	12	113,04	18-25	1271,70
50	26,00	12,00	113,04	16	200,96	26	2769,48
100	26,00						
Salix fragilis, alba ..(stromové)							
0	0,00						
10	6,00	3,50	9,62	4	12,56	4-8	43,27
20	10,00	5,00	19,63	6	28,26	7-11	166,81
30	13,00	8,00	50,24	9	63,59	10-14	577,76
40	15,00	11,00	94,99	14	153,86	13-17	1282,30
60	24,00	16,00	200,96	21	346,19	24	4521,60
100	24,00						
Salix caprea, eleagnos, cinerea (keřové)							
0	0,00						
10	2,50	2,00	3,14	2,5	4,91	2-3	3,14
20	3,50	5,00	19,63	6	28,26	2-5	39,25
30	4,00	8,00	50,24	10	78,50	3-5	125,60

Příloha 5

Popis jednotlivých revitalizačních akcí (údaje z projektové dokumentace a výsledky terénního průzkumu). Součástí popisu jsou ortofota z leteckého snímkování (Cenia, 2000 a 2005). Stav před revitalizací je z roku 2000, stav po revitalizaci z roku 2005. Pro revitalizační opatření realizované před rokem 2000 nebyly k dispozici starší letecké snímky, na kterých by byl zachycen stav před revitalizací, proto byly použity také snímky z roku 2000 a slouží jen jako podklad. Popsané typy biotopů se vztahují ke stavu před realizací revitalizačního opatření. Zpracováno v ArcView 9.3.

5.1 Revitalizace Blanice pod Osekami (2005)

Obr.5.1: Blanice pod Osekami, pohled na levý břeh revitalizovaného úseku.

1) původní stav

Štěrkopískové náplavy, zanesení původního koryta řeky při povodni, vytvoření paralelního koryta. Biotop M4.1 štěrkové náplavy bez vegetace, pravděpodobnost vývoje směrem k biotopu M4.3 štěrkové náplavy s třtinou pobřežní (v bezprostřední blízkosti revitalizované plochy se tento biotop vyskytuje).

2) revitalizace

a) údaje z PD

Zprůchodnění původního koryta, odtěžení štěrkopísků, vytvoření maximální členitosti příčného i podélného profilu, vytvoření balvanitých skluzů a prahů. Umožní se průtok oběma koryty, ostrov mezi nimi bude ponechán samovolnému vývoji, výsadba břehového porostu (5 ks jasanu ztepilého a 5 ks javoru mléče).

- stávající délka toku 231m
- nová délka toku 460m
- plocha obnovené nivy 9200m^2

b) mapování v terénu (2007)

Fytocenologický snímek ze štěrkového břehu:

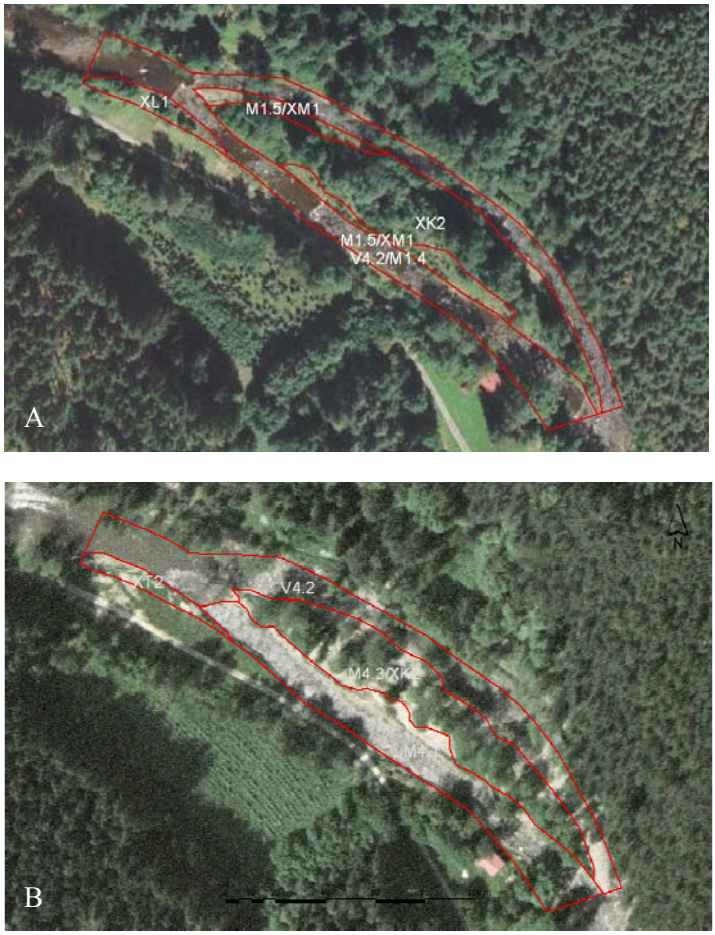
Phalaris arundinacea	2
Symphitum officinale	2
Persicaria hydropiper	2
Poa annua	2
Myosotis palustris	2
Artemisia campestris	2
Poa palustris	1
Scrophularia umbrosa	1
Sanguisorba officinalis	1
Mentha aquatica	1
Anagalis sp.	1
Ranunculus repens	1
Epilobium parviflorum	1
Juncus buffonius	1

Plantago media	1
Impatiens noli-tangere	1
Lycopus europaeus	1
Lychnis flos-cuculi	+
Geranium robertianum	+
Juncus effusus	+
Reynoutria sp.	+
Tussilago farfara	+
Vicia cracca	+
Angelica silvestris	+
Galeopsis sp.	+
Impatiens parviflora	+
Impatiens glandulifera	+
Alnus glutinosa	1
Salix aurita	1

M 1.5 (33) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,7, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,88 ---29 bodů

M1.4 (28) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,86 ----24 bodů

3) Náklady na revitalizaci 1 652 000 Kč.



Obr.5.2: Stav sledovaného území Blanice pod Osekami před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: V4.2 Pstruhová pásma horských a podhorských toků, M1.5 Pobřežní vegetace potoků, M4.1 Štěrkové náplavy bez vegetace, M4.3 Štěrkové náplavy s třtinou pobřežní, XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy, XT2 Degradovaná vlhká lada, XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině, XM1 Zamokřelá ruderální lada.

5.2 Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův (Kaplice- Doběchov; 2005)

1) původní stav

Tichý rybník
Pozůstatek hráze původního rybníka, malá vodní plocha (cca 20m2), bahnitá plocha a ruderalizovaná lada s nálety dřevin.
Vysněný rybník
potoční niva, pravděpodobně Scirpetum (biotop M1.6), nálety dřevin, ruderalizováno (erozní odnos půdy a hnojiv z přilehlých bývalých polí), snížené individuální hodnocení.
Petrův rybník
potoční niva, pravděpodobně Scirpetum, nálety dřevin (M1.6)

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS)

Roky	1 - 2	3 - -		
Dominanty	*Rumex maritimus, Polygonum lapathifolium, Polygonum hydropiper, Bidens spp.*	*Alnus glutionsa*		
Typ biotopu	XM1	M1.6, L1		

2) Revitalizace
a) Údaje z projektové dokumentace
Obnova rybníků, oprava hrází. Obnovená plocha vodní hladiny: Tichý rybník 0,15 ha, Vysněný rybník 0,35 ha a 0,43 ha.

b) Mapování v terénu (2007)
Tichý rybník
Fytocenologický snímek - vodní plocha

Typha angustifolia	+
Scirpus silvaticus	1
Lemna gibba	2
Alisma plantago-aquatica	1
Potamogeton sp.	3
Glyceria fluitans	3
Sagitaria sagitifolia	1

V2 (53) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,7, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 0,8. CELKEM 0,74 --- 39,22 bodů

Fyto snímek – rákosina M1.1 (175m2))

Typha angustifolia	+/3
Scirpus silvaticus	+/3
Lemna gibba	2
Alisma plantago-aquatica	2
Lythrum salicaria	1
Glyceria maxima	1
Sagitaria sagitifolia	+

M 1.1 (28) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,9, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1. CELKEM 0,82 ---23 bodů

Obr. 5.3: Obnovený rybník Tichý.

Fytocenologický snímek – břeh

Scirpus silvaticus	1
Bidens cernua	1
Bidens tripartita	1
Galium aparine	+
Mentha longifolia	1
Juncus bufonius	2
Juncus effusus	1
Lycopus europaeus	1
Phleum pratense	2
Arrhenatherum elatior	2
Lolium perenne	1
Trifolium pratense	2
Agrostis gigantea	2
Persicaria maculosa	1
Persicaria hydropiper	2
Persicaria lapathifolia	1
Symphytum officinale	+
Cirsium palustre	1
Alopecurus aequalis	+
Filipendula ulmaria	1
Epilobium sp.	1
Urtica dioica	+
Lythrum salicaria	1
Mentha longifolia	1

M 6 (33) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,8, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,2. CELKEM 0,92 ---30,36 bodů.

Vysněný rybník

Fytocenologický snímek – svah

Juncus effusus	4/2
Juncus conglomeratus	1
Ranunculus lingua	1
Agrostis stolonifera	1
Galium palustre	+
Alchemilla vulgaris	+
Lycopus europaeus	1
Epilobium palustre	1
Angelica silvestris	+

Cirsium palustre	2
Scirpus silvaticus	1
Myosotis nemorosa	+
Luzula sp.	1
Filipendula ulmaria	+
Symphytum officinale	+
Equisetum fluviatile	1^3
Impatiens noli-tangere	2
Persicaria hydropiper	+
Alnus glutinosa	1-2

R1.2 (56) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,65, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,87 ---48,7 bodů.

Fytocenologický snímek – rákosina

Typha latifolia	3
Scirpus sylvaticus	3-4
Lythrum salicaria	2
Bidens cernua	2
Glyceria fluitans	1
Alysma plantago-aquatica	1
Filipendula ulmaria	2
Carex sp.	1

Fytocenologický snímek –vodní plocha

Glyceria fluitans	1
Alysma plantago-aquatica	1
Potamogeton sp.	+

M1.1 (28) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,9, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1. CELKEM 0,82 ---22,6 bodů.

M1.7 (26) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,9, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1. CELKEM 0,82 ---21,32 bodů.

Obr.5.4: Obnovený rybník Vysněný.

Obr. 5.5: Mokřadní vegetace na břehu obnoveného rybníka Vysněný.

Petrův rybník
Fytocenologický snímek –vodní plocha

Bidens cernuus	1
Lycopus europaeus	1
Juncus effusus	1
Glyceria fluitans	2
Ranunculus flammula	2

Obr. 5.6: Rákosina M1.7 na břehu Petrova rybníka, která v současné době zaujímá 1/10 rozlohy nádrže, v následujících letech by měla její plocha vzrůst na polovinu rozlohy nádrže.

Obr.5.7: Stav sledovaného území - Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův (Kaplice- Doběchov) před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod, M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů, M1.7 Vegetace vysokých ostřic, M6 Bahnité říční náplavy, R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovce, XV1 Vegetace nových vodních ploch, XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy, XT2 Degradovaná vlhká lada, XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině, XM1 Zamokřelá ruderální lada.

5.3 Obnova rybníka U Pečenky 2002

Obr. 5.8: Obnovený rybník U Pečenky

1) Původní stav

Nefunkční rybník, poškození přelivu a částečně i hráze, zanesení rybníka.
Ruderální zamokřená lada bez stromového i keřového patra (biotop XM1 50% a T1.6 50%).

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS)

Roky	1 - -			
Dominanty	*Typha latifolia, Phragmites australis, Carex gracilis*			
Typ biotopu	XM1, T1.6	XM1, L1		

2) Revitalizace

a) Údaje z projektové dokumentace

Obnova rybníka, oprava hráze a přelivu. Vznikne nová vodní plocha (1445m2) a plocha obnoveného mokřadu (7131m2).

b) mapování v terénu

Fytocenologický snímek břeh

Juncus conglomeratus	3
Bidens cernua	2
Cirsium vulgare	1
Symphytum officinale	1
Filipendula ulmaria	1
Bidens tripartita	1
Lemna gibba	1
Baldingera arundinacea	2
Equisetum palustre	1
Alopecurus aequatis	2
Epilobium hirsutum	1
Persicaria aviculare	1
Scirpus silvaticus	2

T1.6 (46) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1. CELKEM 0,82 ---37,72 bodů

Fytocenologický snímek břeh 2 (nápustní)

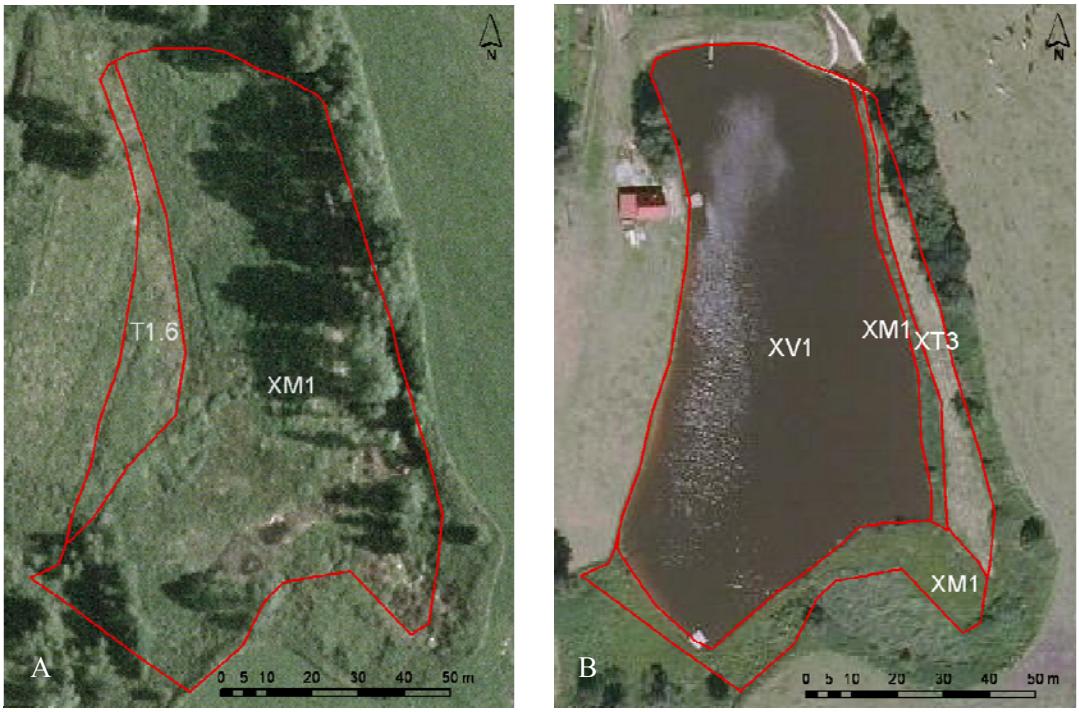
Juncus conglomeratus	2
Juncus buffonius	3
Trifolium hybridum	1
Mentha aquatica	+
Epilobium hirsutum	1
Agrostis tenuis	2
Agrostis stolonifera	1
Bidens cernua	2
Lemna gibba	2
Baldingera arundinacea	1
Scirpus sylvaticus	1
Alchemilla vulgaris	+
Alnus glutinosa	1

individuální hodnocení – 1,15

vodní plocha – XV1 vegetace nových vodních ploch (bez vegetace)

3) Náklady na revitalizaci 1 116 000 Kč.

Obr. 5.9: Mokřadní vegetace na břehu obnoveného rybníka U Pečenky.



Obr.5.10: Stav sledovaného území – rybník u Pečenky před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: T1.6 Vlhká tužebníková lada, XV1 Vegetace nových vodních ploch, XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky, XM1 Zamokřelá ruderální lada.

5.4 Revitalizace Kleštínského potoka (Ostrov – Větrná; 2003)

Obr. 5.11: Obnovené koryto Kleštíského potoka

1) Původní stav

Zatrubněný tok, lada (nevyužitá orná půda).

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS)

Roky	1-2	3 - 7	8 - 12	13 -	40 - -
Dominanty	*Galium aparine, Capsella bursa pastoris, Stellaria media*	*Artemisia vulgaris, Cirsium arvense*	*Agropyron repens*	*Agropyron repens* + *Prunus spinosa, Rosa canina*	*Fraxinus excelsior* (výjimečně, často končí ve stadiu křovin)
Typ biotopu	X4.2	XT1	XT1	XK2	XK2 (+ L2.2)

2) Revitalizace

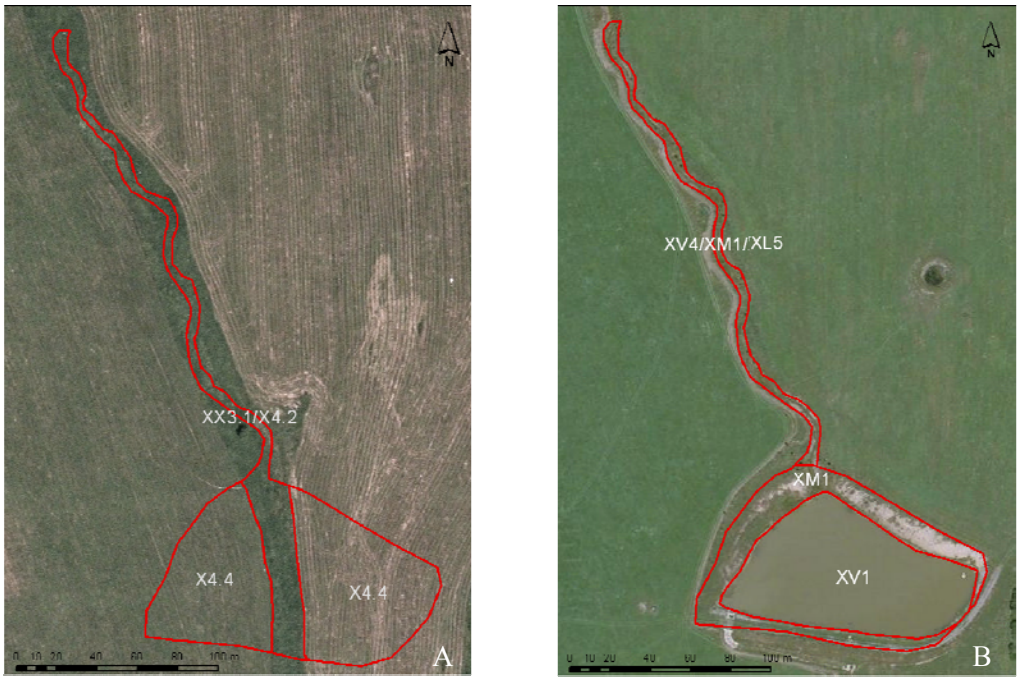
a) Údaje z projektové dokumentace

- Nové koryto vodního toku – délka 285m, otevřené, nesouvislé opevnění kameny, balvanité skluzy (bystřinné proudění).
- Rekonstrukce trubkové drenáže.
- Výsadby: olše, křovité vrby (100ks stromů, 50 ks keřů).

b) Mapování

revitalizovaný tok (funkční), porost – vysázené stromy a ruderální lada.

3) Náklady na revitalizaci 1 018 000 Kč.



Obr.5.12: Stav sledovaného území – obnova Kleštínského potoka před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XV1 Vegetace nových vodních ploch, XV4 Lokálně upravené vodní toky, XM1 Zamokřelá ruderální lada, XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin, X4.2 Jednoleté úhory, XX1.3 Zatrubněné toky .

5.5 Revitalizace Zbytínského potoka (2002)

Obr. 5.13: Koryto revitalizovaného Zbytínského potoka.

1) původní stav
Zahloubený vodní tok, v celé délce opevněný betonovými deskami, délka 1884 m

2) revitalizace
a) Údaje z projektové dokumentace

- Odstranění betonového opevnění na větší části toku, úprava svahů (zmírnění sklonu), délka toku po revitalizaci nezměněná (1884 m), plocha odstraněné drenáže 45 280m^2, plocha obnovené nivy 55 440m^2.

- Vybudování příčných prahů (dřevěných a kamenných), kamenných výhonů (vložený kámen + odstranění dlaždice), mokřady.

- Výsadba doprovodné zeleně (vrby, jasany, olše – 210 ks, keře 297 ks).

b) Mapování v terénu
Mozaika biotopů – tužebníková lada 15%, pcháčová louka 30%, porosty vysokých ostřic 30%, ruderální zamokřená lada 35%.

Fytocenologický snímek – tok (M1.5)

Phalaris arundinacea	3
Glyceria fluitans	2
Veronica beccabunga	1
Myosotis palustris	1

Fytocenologický snímek – písčité náplavy u břehů (M1.5)

Ranunculus flammula	1
Equisetum arvensis	2
Scirpus silvaticus	2
Glyceria fluitans	2
Juncus effusus	1

Fytocenologický snímek – břeh 1 (T1.6)

Filipendula ulmaria	3/4
Epilobium palustris	1
Epilobium hirsutum	2
Stellaria media	2
Sanguisorba officinalis	1
Trifolium repens	1
Scirpus sylvaticus	2
Phalaris arundinacea	1
Artemisia vulgaris	1
Urtica dioica	+
Ranunculus repens	+
Campanula patula	+
Cirsium heterophyllum	+
Vicia cracca	+
Lysimachia vulgaris	+
Lathyrus pratensis	+

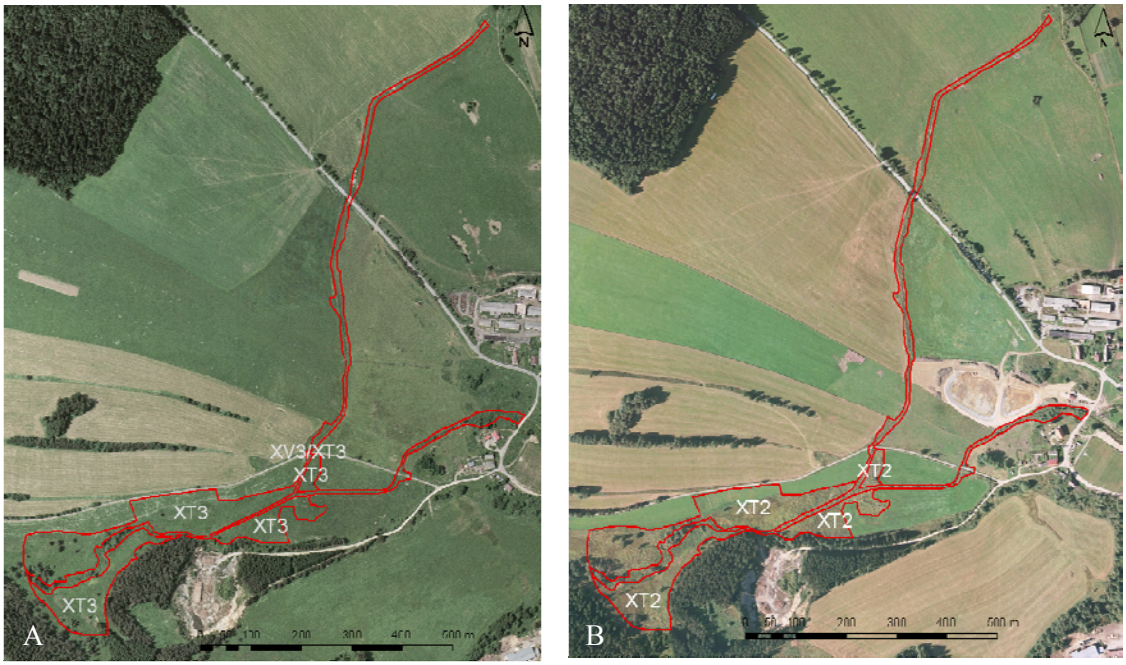
T1.6 (46) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,7, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,2. CELKEM 0,9 ---41,4 bodů

Fytocenologický snímek – břeh 2

Galeopsis speciosa	1
Galeopsis ochroleuca	2
Cirsium arvensis	2
Cirsium palustre	1
Agrostis sp.	2

Dactylis glomerata	1
Sangusorba officinalis	2
Lotus corniculatus	1
Trifolium repens	1
Tripleurospermum maritimum	1
Ranunculus repens	2
Geranium pratensis	1
Filipendula ulmaria	1
Chenopodium bonus-henricus	+
Achillea millefolium	1
Alchemilla vulgaris	+

3) Náklady na revitalizaci 1 720 493 Kč.



Obr.5.14: Stav sledovaného území – Kleštínský potok před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XV3 Odvodňovací kanály, XT2 Degradovaná vlhká lada, XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky.

5.6 Tůně v lokalitě Struha (Křenovice; 2005)

1) Původní stav

Tůně v lomu –zanášené tůně s nálety dřevin (XM1 100m2, XK2 400m^2)

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS)

Roky	1-2	3 - 8	9 - -	
Dominanty	*Conyza canadensis, Senecio sylvestris*	*Acetosella vulgaris*	*Calamagrostis epigeios, Avenella flexuosa* + *Pinus sylvestris, Betula pendula*	
Typ biotopu	XT6	XT6, T5.3	XK2	

Tůň u Křížku - ruderalizovaná plocha XT2 180m^2, mokřad s křovinami XM1 30m^2, deponie X4.5 30m^2

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS) Deponie písku (vlhko) 30%

Roky	1	2 - 10	11 - -	
Dominanty	Bez vegetace	*Typha latifolia*	*Phragmites australis*	
Typ biotopu	XT6	XM1	XM1, M1.1	

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS) Vlhká lada + mokřad 70%

Roky	1 - 2	2 - 8	9 - -	
Dominanty	*Juncus bufonius, Polygonum lapathifolium, Stellaria media*	*Ranunculus repens,Cirsium arvense* + *Poa palustris, Juncus effusus*	*Aegopodium podagraria,Urtica dioica* + *Salix spp.*	
Typ biotopu	XT2 - M2.2	XT2 + XM1	XT2 + K1	

2) Revitalizace

a) Údaje z projektové dokumentace

Obnova tůní, spočívající v odstranění náletů a vyhloubení tůní těžkou technikou

b) Mapování

1.tůň (v pískovně)

Na části břehu ponechaný nálet stromů (bříza, osika), zbytek bylinný porost na písčité půdě.

Vodní plocha s velkým výskytem vodního hmyzu (potápníci, bruslařky, znakoplavky), 140m^2 vodní plochy, 60m^2 vlhký břeh (M2.2).

Fytocenologický snímek břehu

Verbascum sp.	1
Cirsium vulgare	1
Calamagrostis epigeios	2
Poa annua.	2
Veronica hederifolia	1
Hypericum sp.	1
Anthriscus silvestris	1
Potentilla anserina	1
Fragaria sp.	1
Mentha longifolia	1
Geum urbanum	1
Tripleurospermum maritimum	+
Taraxacum officinale	2
Trifolium repens	2
Plantago uliginosa	1
Persicaria hydropiper	2
Alisma plantago-aquatica	1
Alisma lanceolatum	1
Carduus crispus	2
Gnaphalium uliginosum	2
Lycopus europaeus	2
Epilobium angustifolium	2
Bidens cernua	1
Gypsophila muralis	1

M2.2 (42) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,86 ---36,12 bodů

2. tůň (U lomu), v době hodnocení vyschlá

Fytocenologický snímek dna 100m2 – nyní XM1, v budoucnu M1.1

Lycopus europeus	

Ranunculus repens	
Poa sp.	
Equisetum palustris	
Senecio fuchsii	
Urtica dioica	
Chaerophyllum hirsutum	
Galium mollugo	
Cirsium palustris	
Angelica silvestris	

3.tůň
Dominantními druhy *Aegopodium podagraria, Urtica dioica, Senecio vulgaris*, 100 m2, biotop XM1.

4. tůň (U Křížku)
240m^2 vodní plochy, výskyt vodního hmyzu

Fytocenologický snímek – rákosina podél tůně

Typha angustifolia	2
Lycopus europaeus	2
Lysimachia vulgaris	2
Scirpus sylvaticus	2
Glyceria fluitans	2
Equisetum fluviatile	1
Caltha palustris	1
Veronica anagalis-aquatica	1
Phalaris arundinacea	1
Bidens cernua	1

M1.1 (28) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,8, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,82 –22,96 bodů.

Fytocenologický snímek – (M1.5) T1.5 břeh 60m2

Juncus sp	
Scirpus sylvaticus	
Trifolium repens	
Trifolium medium	
Epilobium hirsutum	
Vicia cracca	
Veronica anagalis-aquatica	
Plantago uliginosum	
Cirsium arvensis	
Cirsium canum	
Heracleum sphondilium	
Aegopodium podagraria	
Verbascum densiflorum	
Galinsoga tetrahit	
Crepis paludosa	
Calystegia sepium	

T1.5 (49) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 1, nasycenost druhů 0,8, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1,1. CELKEM 0,9 –44,1.

3) Náklady na revitalizaci 102 340 Kč.

Obr. 5.15: Stav sledovaného území – Tůně v lokalitě Struha před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XV1 Vegetace nových vodních ploch, XM1 Zamokřelá ruderální lada M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod, M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod, M2.2 Jednoletá vegetace vlhkých písků, T1.5 Vlhké pcháčové louky, XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy, XT2 Degradovaná vlhká lada, X4.5 Bylinné a křovinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerekultivovaných haldách a skládkách.

5.7 Obnova rybníka Nakolice (1997 – 1998)

Obr. 5.16: Obnovený rybník v Nakolicích

1) Původní stav

Přerušená hráz, vlhkomilná vegetace a občas náletové dřeviny (XM1)

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (model SUCCESS)

Roky	1	2 - 9	10 - -	
Dominanty	*Rumex maritimus* *Polygonum lapathifolium* *Polygonum hydropiper* *Bidens spp.* *Juncus effusus* *Glyceria fluitans*	*Juncus effusus* *Glyceria fluitans*	*Glyceria maxima* + *Salix spp.*	
Typ biotopu	XM1	XM1 - M1.3	M1.1 - K1	

2) Revitalizace

a) Údaje z projektové dokumentace

- vodní plocha 1200 m^2 nyní XV1, přechod k XV2
- hloubka u výpusti 1,4 m
- luční trávník (XT3) 970 m2
- 9ks *Quercus robur* (XL1) , nyní 28m2, cílový stav 650m2
- 75% břehů sklon 1:25 (potenciální šířka litorálního pásu 10m)
- 25% břehů sklon 1:5 (šířka litor. pásu 1.5 – 2m)
  potenciálně 65% nádrže bude litorál

b) Mapování v terénu

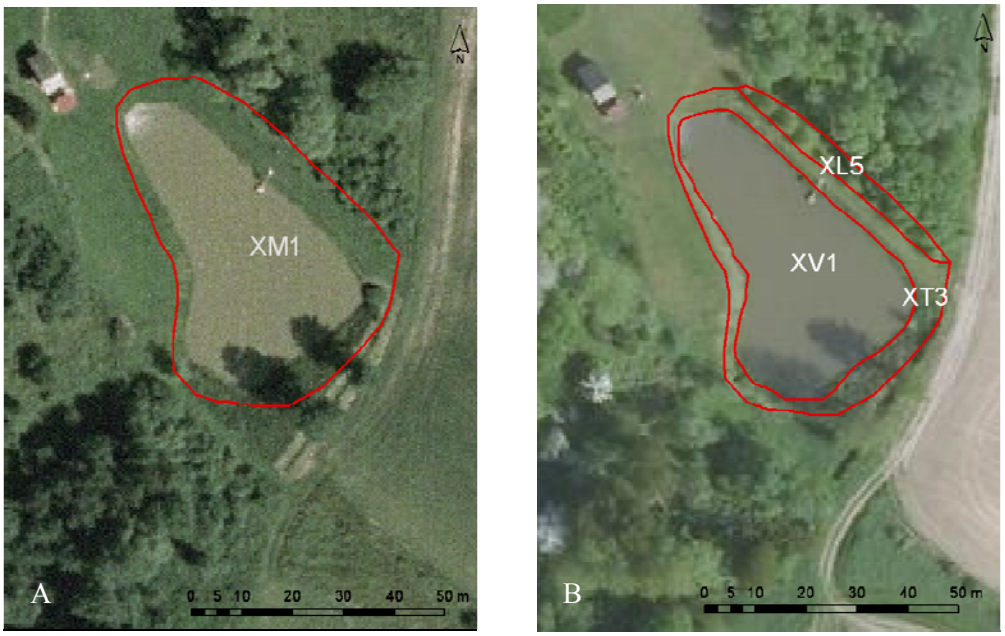
Fytocenologický snímek – litorál

Glyceria maxima	4
Juncus effusus	1
Scirpus silvaticus	1

Fytocenologický snímek – břeh (80m2) XM1, v budoucnu možný přechod k T1.6

Filipendula ulmaria	3
Juncus effusus	2
Scirpus silvaticus	1

3) Náklady na revitalizaci 399 875 Kč.



Obr. 5.17: Stav sledovaného území – obnovený rybník Nakolice před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XV1 Vegetace nových vodních ploch, XM1 Zamokřelá ruderální, XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky, XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadba dřevin.

5.8 Obnova rybniční soustavy v NPP Terezino údolí – obnova rybníků Dámský, Luční a Gabriel (1999 – 2003)

1) původní stav

Rybníky s nefunkční hrází (vypuštěné), mokřadní vegetace + nálet (bylo vykáceno 273 stromů a 800 m^2 keřů) - XK2 (5460m^2), K1 (800m^2), XM1 (3100 m^2), XV2 (7343 m^2).

2) revitalizace

a) Údaje z projektové dokumentace

Obnova hrází, odtěžení zeminy, případně odbahnění, vykácení náletů, zvýšení vodní plochy o 16 703 m^2.

b) Mapování v terénu (2006)

Dámský rybník

XV1 (5423 m^2)

Fytocenologický snímek – rákosina podél břehu (50m^2) XM1

Glyceria maxima	3
Calamagrostis epigeios	3
Ranunculus repens	3
Urtica dioica	1
Lysimachia vulgaris	2
Juncus effusus	1
Poa sp.	1

Obr. 5.18 Dámský rybník.

Obr. 5.19 Dvorský rybník.

Rybník Gabriel

Fytocenologický snímek – rákosina podél břehu (nyní 15% -1640m^2, v budoucnu 20 – 25% nádrže)

Glyceria maxima	3
Juncus effusus	1
Scirpus silvaticus	3

Vodní plocha, makrofytní vegetace, dominantní *Potamogeton sp*., biotopV1 (s nejhorším individuálním hodnocením) o rozloze10 930m^2.

V1 (47) Individuální hodnocení: zralost 1, nasycenost struktur 0,6, nasycenost druhů 0,6, nasycenost chráněných druhů 0,6, integrita 1. CELKEM 0,76 – 35,72

3) Náklady 1699120 Kč

Obr. 5.20: rybník Gabriel.

Obr. 5.21: Stav sledovaného území – obnovená rybniční soustavy v NPP Terezino údolí před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: K1 Mokřadní vrbiny, XV1 Vegetace nových vodních ploch, XV2 Degradovaná biota vod, XM1 Zamokřelá ruderální, XK2 Lada s křovinnými porosty, XL4 Degradované lesní porosty s ruderálními společensvy, XT2 Degradovaná vlhká lada.

5. 9 Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů (1999)

Obr. 5.22: Obnovný rybník Obecní v Údolí u Nových Hradů.

1) Původní stav

Zanesený rybník, biotop XM1 1100 m^2, XV2 1190 m^2 (odhad – ½ bahno s rákosem a ½ zbylá vodní plocha).

2) Revitalizace

a) Údaje z projektové dokumentace

Odbahnění, sklon břehů 1:3, nápustní břeh 1: 10.

Nová vodní plocha o rozloze 2210 m^2.

b) Mapování v terénu

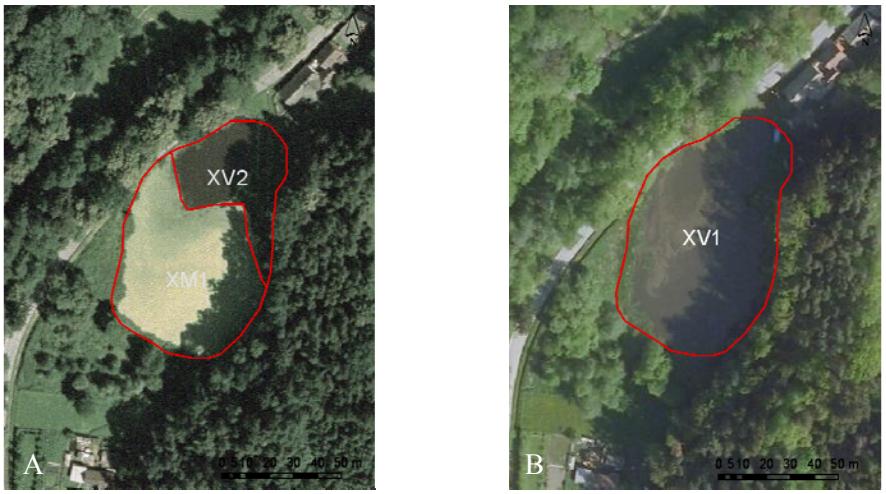
Fytocenologický snímek břeh, cca 50 m^2 biotop XM1

Ranunculus repens	3
Scirpus silvaticus	1
Glyceria fluitans	1
Filipendula ulmaria	2
Myosotis palustris	1
Epilobium angustifolium	1
Cirsium palustris	1
Juncus effusus	1

Fytocenologický snímek – rákosina podél břehu, 10% obvodu, šířka 1,5m (30m^2), biotop XM1

Glyceria maxima	3
Juncus effusus	1
Scirpus silvaticus	3

4) 737 000 Kč



Obr. 5.23: Stav sledovaného území – obnovený rybník Obecní v údolí u Nových Hradů před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XV1 Vegetace nových vodních ploch, XV2 Degradovaná biota vod, XM1 Zamokřelá ruderální.

5.10 Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá voda (1999)

1) Původní stav
Pás degradovaného trávníku podél cesty, na něj navazuje pastvina (biotop XT4/XT3)

Předpokládaný sukcesní vývoj vegetace (podle Jongepierová, Poková 2006)

Roky	1 - 3	1 - 3	8 - 15	15 - -
Dominanty	*Elytrigia repens,*	*Elytrigia repens, (Agrostis capilaris)*	*Arrhenatherum elatius, Dactylis glomerata, Festuca rubra*	Keře + stromy
Typ biotopu		XT3	XT3 – T1.1	XK2

2) Revitalizace
a) Údaje z projektové dokumentace
Výsadba oboustranné aleje v úseku Dlouhá Stropnice – Paseky (500m), *Acer platanoides* 77 ks, rozestupy 12 m a v úseku Paseky – Dobrá voda, *Acer pseudoplatanus* 98 ks, *Tilia cordata* 2ks, rozestupy 18 m.
b) Mapování v terénu (2006)
Stromy s průměrem koruny 5 až 8 m (průměrně 6,2 m), výška 6 až 10 m (průměrně 7,8 m).

3) Náklady na revitalizaci 347508 Kč.

Obr. 5.24: Stav sledovaného územ – oboustranná alej Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda před (A) a po (B) revitalizačním zásahu. Legenda: XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin, XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní trávníky, XT4 Degradované suché trávníky a suchá lada XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací.

Příloha 6

Ukázka hodnotících tabulek metody BVM a indikátorů ekosystémových funkcí

Revitalizace Zbytínského potoka

Název	Původní stav										
	biotopy	plocha	body/m2	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	Malý vodní cyklus	produkce biomasy	retenční schopnost podle CN křivek	objem korun stromů (m^3)
Revitalizace Zbytínského potoka	XV3	2830	14	39620	0,34	5,94	85,71	83,33	93,3	2,9	
	XT3	45280	13	588640	15,73	33,79	71,43	50	77,65	41,4	
		48110									
	celkem			628260,00	14,82	32,15	72,27	51,96	78,57	39,14	0,00

1. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	retenční schopnost podle CN křivek	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	2830	23	1,1	71599	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
XT2	44780	17	0,9	685134	21,28	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
XL5	500	17	1	8500	11,05	41,11	71,42	32,9	79,89	50	
	48110										
celkem				765233,00	19,94	19,02	105,51	39,05	111,88	106,25	57,00

2.rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	Malý vodní cyklus	produkce biomasy	retenční schopnost podle CN křivek	objem korun stromů (m^3)
XV4	2820	23	1,15	74589	0,34	5,94	85,71	83,33	93,3	2,9	
XT2	44590	17	1,1	833833	21,28	19,6	107,14	108,33	113,41	41,4	
XL1	700	25	0,8	14000	51,05	41,11	71,42	50	79,89	32,9	
	48110										
celkem				922422,00	20,49	19,11	105,36	106,02	111,74	39,02	726,00

5. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	retenční schopnost podle CN křivek	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	2800	23	1,15	74060	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
XT2	21780	17	1	370260	21,28	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
T1.6 -	8730	46	0,8	321264	15,88	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
M1.7	13600	33	0,7	314160	26,94	37,55	107,14	14,3	113,41	108,33	
XL1	1200	25	0,9	27000	51,05	41,11	71,42	32,9	79,89	50	
	48110										
celkem				1106744,00	21,42	24,42	105,00	31,29	111,40	105,42	4615,00

10. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	retenční schopnost podle CN křivek	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	1460	23	1	33580	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
V4.2-	1200	46	0,7	38640	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
XT2	20380	17	1	346460	21,28	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
T1.6 -	9930	46	1	456780	15,88	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
M1.7	13540	33	0,75	335115	26,94	37,55	107,14	14,3	113,41	108,33	
XL1	1600	25	1,1	44000	51,05	94,86	71,42	32,9	79,89	50	
	48110										
celkem				1254575,00	21,59	26,40	104,77	31,36	111,18	105,01	19077,00

15. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	Evapotranspirace	retenční schopnost podle CN křivek	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	1260	23	1	28980	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
V4.1-	1500	46	0,7	48300	0,34	5,94	85,71	2,9	93,3	83,33	
XT2	15000	17	1	255000	21,28	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
T1.6 -	10300	46	1	473800	15,88	19,6	107,14	41,4	113,41	108,33	
M1.7	17850	33	0,8	471240	26,94	37,55	107,14	14,3	113,41	108,33	
XL1	2200	25	1,2	66000	51,05	94,86	71,42	32,9	79,89	50	
	48110										
celkem				1343320,00	22,38	28,92	104,28	28,75	110,72	104,23	21162,00

20. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	600	23	1	13800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
V4.1-	2400	46	0,75	82800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
XT2	9000	17	1	153000	21,28	19,6	41,4	107,14	113,41	108,33	
K2.1	3000	36	1	108000	71,33	**41,11**	42,9	85,71	64,8	79,17	
T1.6 -	10300	46	1	473800	15,88	19,6	41,4	107,14	113,41	108,33	
M1.7	20110	33	0,9	597267	26,94	37,55	14,3	107,14	113,41	108,33	
L2.2	2700	42	0,85	96390	100	94,86	40	100	79,89	100	
	48110										
celkem				1525057,00	28,72	31,82	27,69	104,07	107,24	104,49	26944,00

30. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	600	23	1	13800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
V4.1-	2400	46	0,75	82800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
K2.1	5200	36	1	187200	71,33	**41,11**	42,9	85,71	64,8	79,17	
T1.6	15900	46	1	731400	15,88	19,6	41,4	107,14	113,41	108,33	
M1.7	18010	33	1	594330	26,94	37,55	14,3	107,14	113,41	108,33	
L2.2	6000	42	0,9	226800	100	94,86	40	100	79,89	100	
	48110										
celkem				1836330,00	35,54	37,18	28,84	102,60	102,72	102,58	70000,00

40. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	600	23	1	13800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
V4.1-	2400	46	0,75	82800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
K2.1	5900	36	0,8	169920	71,33	**41,11**	42,9	85,71	64,8	79,17	
T1.6 -	26110	46	1	1201060	15,88	19,6	41,4	107,14	113,41	108,33	
M1.7	6100	33	1	201300	26,94	37,55	14,3	107,14	113,41	108,33	
L2.2	7000	42	1	294000	100	94,86	40	100	79,89	100	
	48110										
celkem				1962880,00	35,35	34,61	35,54	102,14	101,32	101,98	106000,00

50. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace	produkce biomasy	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	600	23	1	13800	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
V4.1-	2400	46	0,8	88320	0,34	5,94	2,9	85,71	93,3	83,33	
K2.1	5900	36	0,9	191160	71,33	**41,11**	42,9	85,71	64,8	79,17	
T1.6 -	26110	46	1	1201060	15,88	19,6	41,4	107,14	113,41	108,33	
M1.7	6100	33	1	201300	26,94	37,55	14,3	107,14	113,41	108,33	
L2.2	7000	42	1	294000	100	94,86	40	100	100	100	
	48110										
celkem				1989640,00	35,35	34,61	35,54	102,14	104,24	101,98	120000,00

100. rok po realizaci											
biotopy	plocha	body/m2	individuální hodnocení	body celkem	maximální biomasa /m2	(průměrný roční) LAI	retenční schopnost podle CN křivek	produkce biomasy	Evapotranspirace	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)
XV4	600	23	1	13800	0,34	5,94	2,9	93,3	85,71	83,33	
V4.1-	1400	46	0,9	57960	0,34	5,94	2,9	93,3	85,71	83,33	
K2.1	5900	36	1	212400	71,33	**41,11**	42,9	64,8	85,71	79,17	
T1.6 -	26110	46	1	1201060	15,88	19,6	41,4	113,41	107,14	108,33	
M1.7	7100	33	1	234300	26,94	37,55	14,3	113,41	107,14	108,33	
L2.2	7000	42	1,1	323400	100	94,86	40	100	100	100	
	48110										
celkem				2042920,00	35,91	35,27	35,78	104,66	102,58	102,50	155000,00

Příloha 7

Kleštínský potok, varianta revitalizace, aplikace finální metodiky

Původní stav

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XX1.3	0,00	0,00	1,00	0,00		0,00						0,00	0,60	0,60	0,00
X4.2	5985,00	15,00	1,00	89775,00		42,86						3,56	0,62	0,62	26,63
	5985,00		1,00												
	celkem			89775,00	15,00	42,86									26,63

1

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,10	7210,50		85,71						0,00	0,60	0,60	51,43
XM1	5570,00	19,00	1,00	105830,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
XL5	130,00	17,00	1,00	2210,00		71,63	1,70	5,67	0,63					0,63	45,41
	5985,00														
	celkem			115250,50	19,26	105,35									79,38

2

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,10	7210,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
XM1	5220,00	19,00	1,20	119016,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
XL1	480,00	25,00	0,80	9600,00		71,63	2,00	6,67	0,64					0,64	45,84
	5985,00														
	celkem			135826,50	22,69	103,27									77,31

5

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,15	7538,25		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.6 -	4100,00	46,00	0,65	122590,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
XL1	1600,00	25,00	0,90	36000,00		71,63	2,50	8,33	0,65					0,65	46,56
	5985,00														
	celkem			166128,25	27,76	96,63									70,81

10

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	1,20	23,00	7866,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	100,00	1,00	33,00	3300,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
T1.6	3800,00	0,70	46,00	122360,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	1800,00	0,75	42,00	56700,00		100,00	3,75	12,50	0,68					0,68	67,50
	5985,00														
	celkem			190226,00	31,78	103,97									75,93

15

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	150,00	33,00	1,00	4950,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
T1.6	3350,00	46,00	0,80	123280,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	2200,00	42,00	0,80	73920,00		100,00	5,20	17,33	0,70					0,70	70,40
	5985,00														
	celkem			210671,50	35,20	103,49									76,06

20

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	150,00	33,00	1,00	4950,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
T1.6	3050,00	46,00	0,80	112240,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	2500,00	42,00	0,85	89250,00		100,00	7,00	23,33	0,74					0,74	74,00
	5985,00														
	celkem			214961,50	35,92	103,14									77,00

30

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	285,00	33,00	1,00	9405,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
T1.6	2215,00	46,00	0,80	81512,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	3200,00	42,00	0,95	127680,00		100,00	12,00	40,00	0,84					0,84	84,00
	5985,00														
celkem				227118,50	37,95	102,30									81,46

40

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	1700,00	33,00	1,00	56100,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	4000,00	42,00	1,00	168000,00		100,00	17,00	56,67	0,94					0,94	94,00
	5985,00														
	celkem			232621,50	38,87	101,35									88,46

50

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV4	285,00	23,00	1,30	8521,50		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
M1.5	200,00	33,00	1,00	6600,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
L2.2	5500,00	42,00	1,00	231000,00		100,00	24,00	80,00	1,08					1,08	108,00
	5985,00														
	celkem			246121,50	41,12	99,56									104,43

Kleštínský potok, varianta spontánní sukcese, aplikace finální metodiky

Původní stav															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XX1.3	0,00	0,00	1,00	0,00		0,00						0,00	0,60	0,60	0,00
X4.2	5985,00	15,00	1,00	89775,00		42,86						3,56	0,62	0,62	26,63
	5985,00														
	celkem			89775,00	15,00	42,86									26,63

1															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
X4.2	5985,00	15,00	1,00	89775,00		42,86						3,56	0,62	0,62	26,63
	5985,00														
	celkem			89775,00	15,00	42,86									26,63

2															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	2000,00	17,00	1,00	34000,00		57,14						21,28	0,73	0,73	41,58
X4.2	3985,00	15,00	1,00	59775,00		42,86						3,56	0,62	0,62	26,63
	5985,00														
	celkem			93775,00	15,67	47,63									31,63

5															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	4500,00	17,00	1,00	76500,00		57,14						21,28	0,73	0,73	41,58
X4.2	1485,00	15,00	1,00	22275,00		42,86						3,56	0,62	0,62	26,63
	5985,00														
	celkem			98775,00	16,50	53,60									37,87

10															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	5985,00	17,00	1,00	101745,00		57,14						21,28	0,73	0,73	41,58
	5985,00														
	celkem			101745,00	17,00	57,14									41,58

15															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	2000,00	17,00	1,00	34000,00		57,14						21,28	0,73	0,73	41,58
XK2	3985,00	24,00	1,00	95640,00		50,00						19,90	0,72	0,72	35,97
	5985,00														
	celkem			129640,00	21,66	52,39									37,84

20															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	595,00	17,00	1,00	10115,00		57,14						21,28	0,73	0,73	41,58
XK2	5390,00	24,00	1,05	129360,00		50,00						51,05	0,91	0,91	45,32
	5985,00														
	celkem			139475,00	23,30	50,71									44,94

30															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	5985,00	24,00	1,10	143640,00		50,00						51,05	0,91	0,91	45,32
	5985,00														
	celkem			143640,00	24,00	50,00									45,32

40															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
L2.2	600,00	44,00	0,70	26400,00		100,00				83,33	0,74			0,74	73,84
XK2	5385,00	24,00	1,15	129240,00		50,00						51,05	0,91	0,91	45,32
	5985,00														
	celkem			155640,00	26,01	55,01									48,18

50															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m^2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
L2.2	3000,00	44,00	0,70	132000,00		100,00				88,33	0,88			0,88	87,70
XK2	2985,00	24,00	1,15	71640,00		50,00						51,05	0,91	0,91	45,32
	5985,00														
	celkem			203640,00	34,03	75,06									66,56

Obnova rybníka Nakolice, varianta revitalizace, aplikace finální metodiky

Původní stav

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
	XM1	2170,00	19,00	41230,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	celkem			41230,00	19,00										81,60

1

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV1	1200,00	16,00	1,00	19200,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
XT3	960,00	13,00	1,00	12480,00		71,43						15,73	0,69	0,69	49,60
XL5	10,00	17,00	1,00	170,00		57,14	1,00	3,33	0,62					0,62	35,43
	2170,00														
	celkem			31850,00	14,68	79,26									50,64

2

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV1	1150,00	16,00	1,00	18400,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
XT3	955,00	13,00	1,00	12415,00		71,43						15,73	0,69	0,69	49,60
XL5	15,00	17,00	1,10	280,50		57,14	1,20	4,00	0,62					0,62	35,66
XM1	50,00	19,00	1,00	950,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	2170,00														
	celkem			32045,50	14,77	79,72									51,30

5

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV1 - XV2	1000,00	16,00	1,10	17600,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
XT3	935,00	13,00	1,30	15801,50		71,43						15,73	0,69	0,69	49,60
XL1	25,00	25,00	1,00	625,00		71,43	2,00	6,67	0,64					0,64	45,72
XM1	210,00	19,00	1,10	4389,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	2170,00														
	celkem			38415,50	17,70	81,47									53,57

10

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV2	850,00	1,20	14,00	14280,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.1	915,00	0,80	33,00	24156,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	45,00	1,10	25,00	1237,50		71,43	3,00	10,00	0,66					0,66	47,14
M1.1	360,00	0,90	28,00	9072,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	2170,00														
	celkem			48745,50	22,46	85,96									57,73

15

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV2	680,00	14,00	1,20	11424,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.1	880,00	33,00	0,85	24684,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	80,00	25,00	1,20	2400,00		71,43	4,20	14,00	0,68					0,68	48,86
M1.1	480,00	28,00	1,00	13440,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
K1	50,00	36,00	0,80	1440,00		85,71						49,13	0,89	0,89	76,69
	2170,00														
	celkem			53388,00	24,60	87,03									59,91

20

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV2	500,00	14,00	1,20	8400,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.1	860,00	33,00	0,90	25542,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	100,00	25,00	1,20	3000,00		71,43	5,25	17,50	0,71					0,71	50,36
M1.1	610,00	28,00	1,00	17080,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
K1	100,00	36,00	0,90	3240,00		85,71						49,13	0,89	0,89	76,69
	2170,00														
	celkem			57262,00	26,39	88,25									62,31

30

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XV2	200,00	14,00	1,20	3360,00		85,71						0,34	0,60	0,60	51,60
T1.1	780,00	33,00	0,95	24453,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	180,00	25,00	1,20	5400,00		71,43	7,50	25,00	0,75					0,75	53,57
M1.1	610,00	28,00	1,00	17080,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
K1	400,00	36,00	0,90	12960,00		85,71						71,33	1,03	1,03	88,11
	2170,00														
	celkem			63253,00	29,15	87,98									67,99

40

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
K1	640,00	36,00	1,00	23040,00		85,71						71,33	1,03	1,03	88,11
T1.1	570,00	33,00	1,00	18810,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	390,00	25,00	1,20	11700,00		71,43	12,50	41,67	0,85					0,85	60,72
M1.1	570,00	28,00	1,00	15960,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	2170,00														
	celkem			69510,00	32,03	86,90									72,66

50

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
K1	830,00	36,00	1,00	29880,00		85,71						71,33	1,03	1,03	88,11
T1.1	240,00	33,00	1,00	7920,00		78,57						15,73	0,69	0,69	54,56
XL1	720,00	25,00	1,20	21600,00		71,43	16,00	53,33	0,92					0,92	65,72
M1.1	270,00	28,00	1,00	7560,00		107,14						26,94	0,76	0,76	81,60
	celkem			66960,00	30,86	78,50									71,69

Rybník Nakolice, varianta spontánní sukcese, aplikace finální metodiky

1															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
	XM1	2170	19	41230		107,14						26,94	0,76164	0,76164	81,60
	celkem			41230,00	19,00										81,60

2															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XM1	2170	19	1	41230		107,14						26,94	0,76164	0,76164	81,60
	celkem			41230,00	19,00										82,51

3															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	220	24	1	5280		85,71						49,13	0,89478	0,89478	76,69
XM1	1950	19	1	37050		107,14						26,94	0,76164	0,76164	81,60
	2170														
	celkem			42330,00	19,51										81,10

5															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	450	24	1	10800		85,71						49,13	0,89478	0,89478	76,69
XM1	1720	19	1	32680		107,14						26,94	0,76164	0,76164	81,60
	2170														
	celkem			43480,00	20,04										80,58

10															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	1085	24	1	26040		85,71						49,13	0,89478	0,89478	76,69
XM1	1085	19	1,1	22676,5		107,14						26,94	0,76164	0,76164	81,60
	2170														
	celkem			48716,50	22,45										79,15

15															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	2170	24	1	52080		85,71						49,13	0,89478	0,89478	76,69
	2170														
	celkem			52080,00	24,00										76,69

20															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	2170	24	1,1	57288		85,71						49,13	0,89478	0,89478	76,69
	2170														
	celkem			57288,00	26,40										76,69

30															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	2170	24	1,15	59892		85,71						60,23	0,96138	0,96138	82,40
	2170														
	celkem			59892,00	27,60										82,40

40															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
K1	2170	36	1	78120		85,71						71,33	1,02798	1,02798	88,11
	2170														
	celkem			78120,00	36,00										88,11

50															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
K1	2170	36	1	78120		85,71						71,33	1,02798	1,02798	88,11
	celkem			78120,00	36,00										88,11

Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda, aplikace finální metodiky

Původní stav

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT4	50100,00	19,00	1,00	951900,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	celkem			951900,00	19,00										20,67

1

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL5	414,00	17,00	1,00	7038,00		60,72	1,50	5,00	0,63					0,63	38,25
XT4	49686,00	19,00	1,00	944034,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	celkem			951072,00	18,98										20,82

2

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL5	652,00	17,00	1,20	13300,80		60,72	2,00	6,67	0,64					0,64	38,86
XT4	49448,00	19,00	1,00	939512,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	50100,00														
	celkem			952812,80	19,02										20,91

5

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	828,00	25,00	1,00	20700,00		60,72	3,00	10,00	0,66					0,66	40,08
XT4	49272,00	19,00	1,00	936168,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	50100,00														
	celkem			956868,00	19,10										20,99

10

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	1495,00	1,00	25,00	37375,00		60,72	5,00	16,67	0,70					0,70	42,50
XT4	48605,00	1,05	19,00	969669,75		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	50100,00														
	celkem			1007044,75	20,10										21,32

15

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	2912,00	25,00	1,00	72800,00		60,72	6,60	22,00	0,73					0,73	44,45
XT4	47188,00	19,00	1,10	986229,20		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	50100,00														
	celkem			1059029,20	21,14										22,05

20

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	4420,00	25,00	1,10	121550,00		60,72	8,25	27,50	0,77					0,77	46,45
XT4	45680,00	19,00	1,20	1041504,00		29,77						17,76	0,71	0,71	21,03
	50100,00														
	celkem			1163054,00	23,21										23,28

30

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	10048,00	25,00	1,10	276320,00		60,72	12,50	41,67	0,85					0,85	51,61
T1.1	40052,00	33,00	0,70	925201,20		29,77						19,79	0,72	0,72	21,40
	50100,00														
	celkem			1201521,20	23,98										27,46

40

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	20568,00	25,00	1,15	591330,00		60,72	19,00	63,33	0,98					0,98	59,51
T1.1	29532,00	33,00	0,80	779644,80		29,77						19,79	0,72	0,72	21,40
	50100,00														
	celkem			1370974,80	27,36										37,04

50

Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XL1	29140,00	25,00	1,15	837775,00		60,72	23,00	76,67	1,06					1,06	64,36
T1.1	20960,00	33,00	0,90	622512,00		29,77						19,79	0,72	0,72	21,40
	50100,00														
	celkem			1460287,00	29,15										46,39

Oboustranná alej Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda, varianta spontánní sukcese, aplikace finální metodiky

Původní stav															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT4	50100,00	19,00	1,00	951900,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	celkem			951900,00	19,00										20,67

1															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT4	50100,00	19,00	1,00	951900,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
	celkem			951900,00	19,00										20,67

2															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT4	25000,00	19,00	1,00	475000,00		29,77						15,73	0,69	0,69	20,67
XT1	25100,00	17,00	1,00	426700,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
	50100,00														
	celkem			901700,00	18,00										21,17

5															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	50100,00	17,00	1,00	851700,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
	50100,00														
	celkem			851700,00	17,00										21,66

10															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	50100,00	17,00	1,05	894285,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
	50100,00														
	celkem			894285,00	17,85										21,66

15															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	45100,00	17,00	1,05	805035,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
XK2	5000,00	24,00	1,00	120000,00		53,57						19,90	0,72	0,72	38,54
	50100,00														
	celkem			925035,00	18,46										23,35

20															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	40100,00	17,00	1,10	749870,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
XK2	10000,00	24,00	1,05	252000,00		53,57						19,90	0,72	0,72	38,54
	50100,00														
	celkem			1001870,00	20,00										25,03

30															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	25100,00	17,00	1,15	490705,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
XK2	25000,00	24,00	1,05	630000,00		53,57						19,90	0,72	0,72	38,54
	50100,00														
	celkem			1120705,00	22,37										30,08

40															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XT1	10000,00	17,00	1,15	195500,00		29,77						21,28	0,73	0,73	21,66
XK2	40100,00	24,00	1,05	1010520,00		53,57						19,90	0,72	0,72	38,54
	50100,00														
	celkem			1206020,00	24,07										35,17

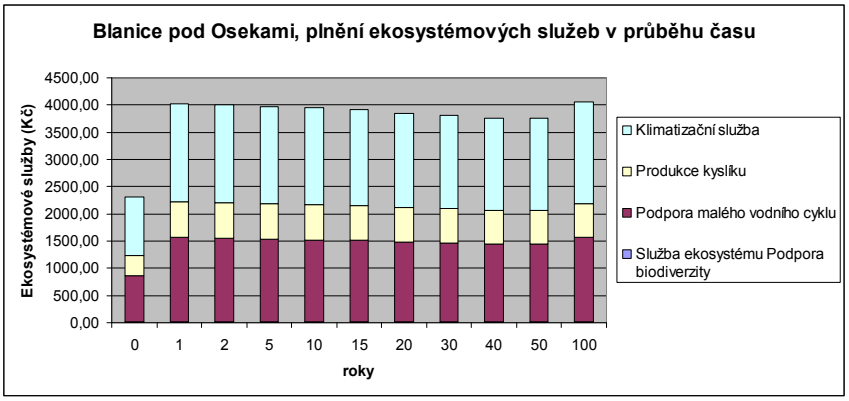
50															
Biotopy	Plocha	Body/m2	Korekční koeficient BVM	Body celkem	Výsledná hodnota BVM/m2	Evapotranspirace/malý vodní cyklus [% z ppv]	Výška stromů [m]	Procento z maximální výšky stromu (max = 30)	Korekční koeficient "objem stromů"	Průměrný roční LAI [% z max]	Korekční koeficient "LAI"	Maximální roční biomasa/m2 [% z ppv]	Korekční koeficient "biomasa"	Korekční koeficient EF	Výsledná hodnota plnění ekosystémových funkcí (%)
XK2	50100,00	24,00	1,10	1322640,00		53,57						19,90	0,72	0,72	38,54
	50100,00														
	celkem			1322640,00	26,40										38,54

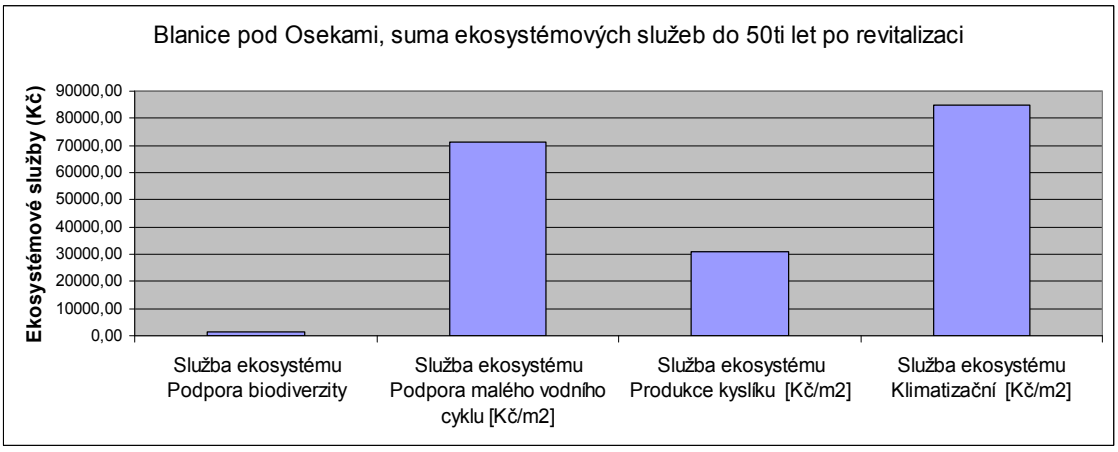
Příloha 8

Příloha obsahuje hodnocení ekosystémových služeb pro deset hodnocených revitalizačních opatření ve dvou variantách (revitalizace a spontánní sukcese). Ke každé variantě byla sestavena: a) tabulka pro výpočet ekosystémových služeb, b) graf vývoje celkové hodnoty ekosystémových služeb a jejích složek, c) graf sumy jednotlivých služeb za 50 let .

Blanice pod Osekami, varianta revitalizace

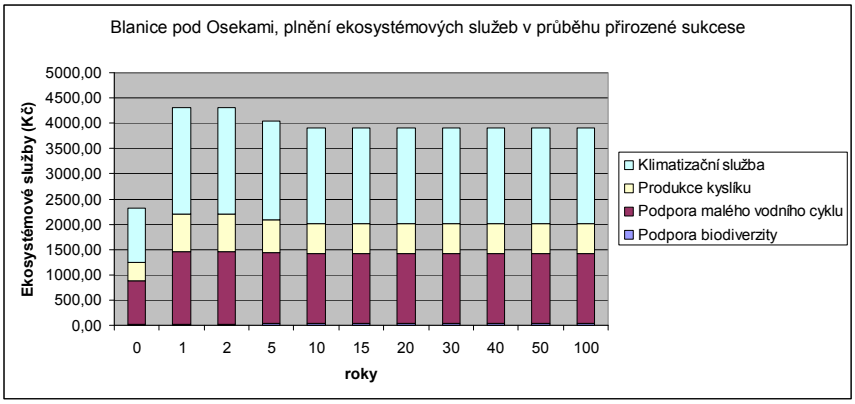
Blanice pod Osekami		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	72021,00	35,81	22,13	80,81	565,67	1612,16	48,82	0,99	369,97	83,2	665,6	1863,68
	1	71163,00	35,39	21,87	77,45	542,15	1545,13	87,24	1,77	661,12	80,46	643,68	1802,304
	2	71272,50	35,44	21,90	76,65	536,55	1529,17	86,76	1,76	657,48	79,96	639,68	1791,104
	5	71905,70	35,76	22,10	75,88	531,16	1513,81	86,30	1,75	654,00	79,48	635,84	1780,352
	10	73194,00	36,40	22,49	75,33	527,31	1502,83	85,97	1,75	651,50	79,14	633,12	1772,736
	15	79668,50	39,62	24,48	74,41	520,87	1484,48	85,42	1,73	647,33	78,56	628,48	1759,744
	20	80871,00	40,21	24,85	72,75	509,25	1451,36	84,42	1,71	639,75	77,52	620,16	1736,448
	30	81750,00	40,65	25,12	72,25	505,75	1441,39	83,52	1,70	632,97	76,59	612,72	1715,616
	40	82130,00	40,84	25,24	70,87	496,09	1413,86	82,55	1,68	625,62	75,58	604,64	1692,992
	50	81974,50	40,76	25,19	70,97	496,79	1415,85	82,74	1,68	627,02	75,77	606,16	1697,248
	100	81957,50	40,75	25,19	77,55	542,85	1547,12	82,23	1,67	623,18	82,91	663,28	1857,184
integrál 10			322,59	199,36	686,74		13700,36	758,77		5750,07	718,03		16083,87
průměr za 10 let			32,26		68,67			75,88			71,80		
integrál 30			1116,53	690,02	2153,99		42972,00	2451,56		18578,42	2273,03		50915,87
průměr za 30 let			37,22		71,80			81,72			75,77		
integrál 50			1932,01	1193,98	3578,79		71396,76	4108,44		31134,52	3790,63		84910,11
průměr za 50 let			38,64		71,58			82,17			75,81		
integrál 100			3969,95	2453,43	7291,79		145471,11	8232,75		62389,38	7757,63		173770,91
průměr za 100 let			39,70		72,92			82,33			77,58		

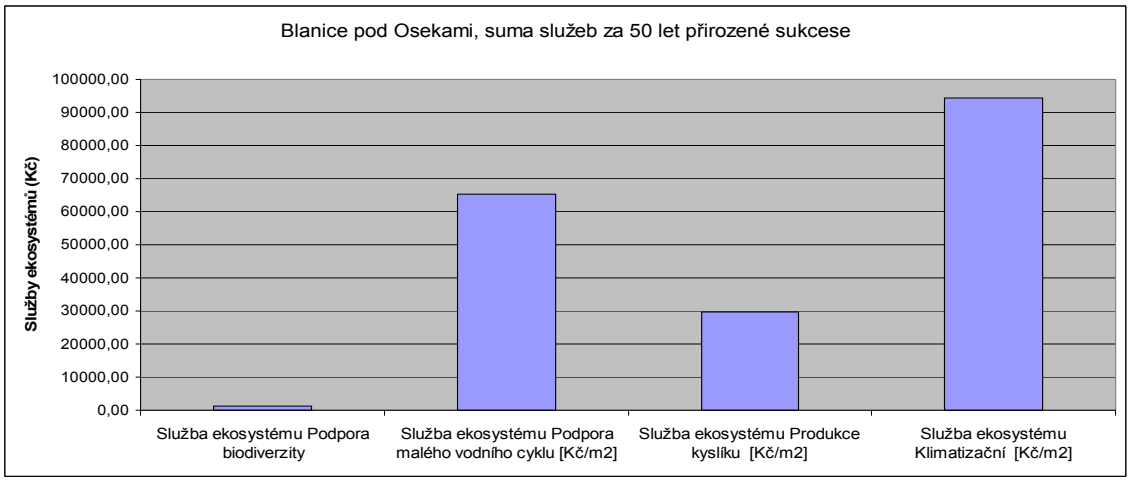




Blanice pod Osekami, varianta spontánní sukcese

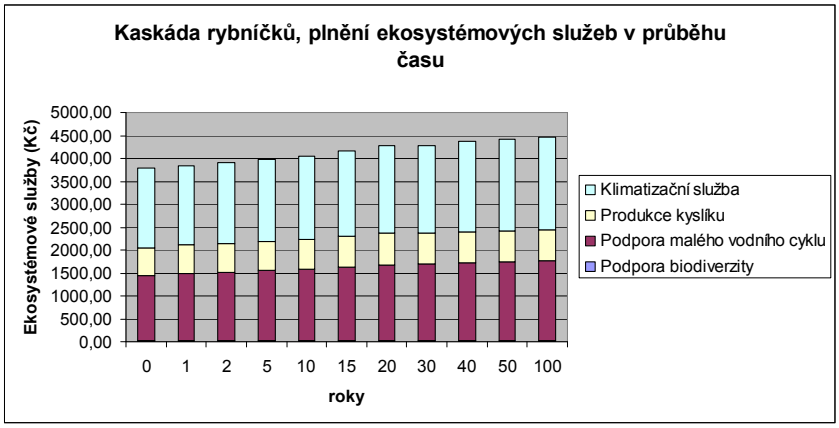
Blanice pod Osekami		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	72021,00	35,81	22,13	42,64	298,498901	850,72	48,82	0,99	369,97	48,05	384,435604	1076,419692
	2	71163,00	42	25,96	71,43	500,01	1425,03	100	2,03	757,82	93,75	750	2100
	3	71272,50	42	25,96	71,43	500,01	1425,03	100	2,03	757,82	93,75	750	2100
	5	71905,70	47	29,05	70,24	491,68	1401,29	87,14	1,77	660,36	87,5	700	1960
	10	73194,00	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	15	79668,50	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	20	80871,00	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	30	81750,00	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	40	82130,00	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	50	81974,50	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
	100	81957,50	47	29,05	69,65	487,55	1389,52	78,57	1,59	595,42	84,36	674,88	1889,664
integrál 10			404,91	250,23	619,86		12366,23	775,83		5879,35	775,55		17372,37
průměr za 10 let			40,49		61,99			77,58			77,56		
integrál 30			1344,91	831,15	2012,86		40156,58	2347,23		17787,72	2462,75		55165,65
průměr za 30 let			44,83		67,10			78,24			82,09		
integrál 50			2284,91	1412,07	3405,86		67946,93	3918,63		29696,10	4149,95		92958,93
průměr za 50 let			45,70		68,12			78,37			83,00		
integrál 100			4634,91	2864,37	6888,36		137422,81	7847,13		59467,03	8367,95		187442,13
průměr za 100 let			46,35		68,88			78,47			83,68		

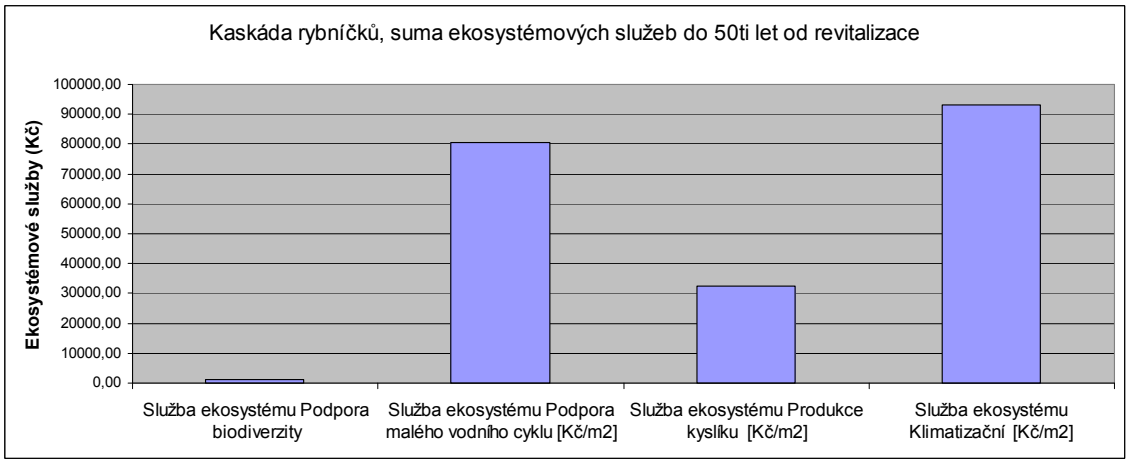




Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův, varianta revitalizace

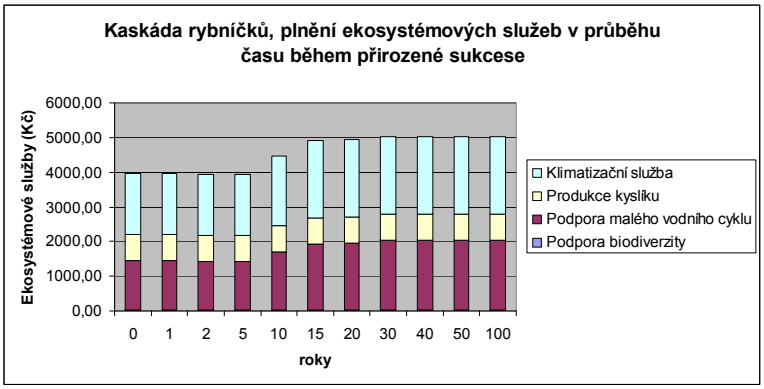
Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	292960,00	27,95	17,27	71,63	501,41	1429,02	100	2,03	757,82	78,7123397	629,70	1763,16
	2	198082,00	29,00	17,92	71,63	501,41	1429,02	100	2,03	757,82	78,7123397	629,70	1763,16
	3	243449,40	33,00	20,39	70	490	1396,50	100	2,03	757,82	78,7123397	629,70	1763,16
	5	369050,00	38,00	23,48	69,65	487,55	1389,52	100	2,03	757,82	78,57	628,56	1759,97
	10	402420,00	40,00	24,72	84,29	590,03	1681,59	100	2,03	757,82	89,1	712,80	1995,84
	15	388240,00	42,00	25,96	95	665	1895,25	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	20	378840,00	46,00	28,43	96,43	675,01	1923,78	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	30	367160,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	40	351880,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	50	335040,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	100	312040,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
integrál 10			325,48	201,14	666,95	4668,62	13305,55	900,00	18,27	6820,37	733,88	5871,06	16438,96
průměr za 10 let			32,55		66,69			90,00			73,39		
integrál 30			1255,48	775,88	2575,90	18031,27	51389,11	2900,00	58,87	21976,76	2706,63	21653,06	60628,56
průměr za 30 let			41,85		85,86			96,67			90,22		
integrál 50			2355,48	1455,68	4575,90	32031,27	91289,11	4900,00	99,47	37133,15	4706,63	37653,06	105428,56
průměr za 50 let			47,11		91,52			98,00			94,13		
integrál			5105,48	3155,18	9575,90	67031,27	191039,11	9900,00	200,97	75024,11	9706,63	77653,06	217428,56
průměr za 100 let			51,05		95,76			99,00			97,07		

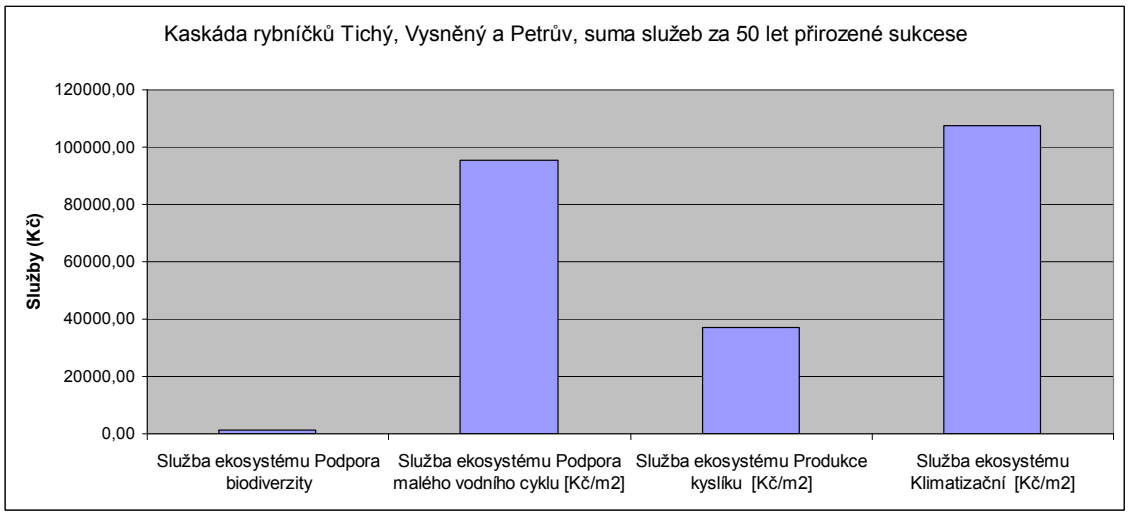




Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův, varianta spontánní sukcese

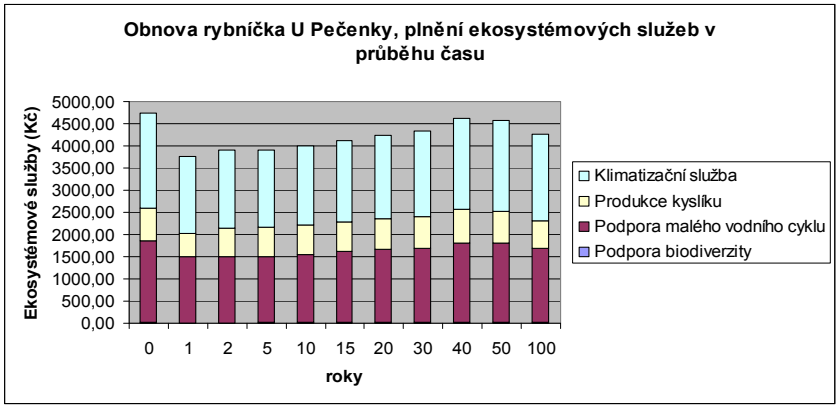
Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	292960,00	19,00	11,74	92,86	650,02	1852,56	100	2,03	757,82	93,75	750,00	2100,00
	2	198082,00	19,00	11,74	92,86	650,02	1852,56	100	2,03	757,82	93,75	750,00	2100,00
	3	243449,40	36,00	22,25	92,86	650,02	1852,56	100	2,03	757,82	93,75	750,00	2100,00
	5	369050,00	38,00	23,48	93,57	654,99	1866,72	100	2,03	757,82	94,37	754,96	2113,89
	10	402420,00	40,00	24,72	94,29	660,03	1881,09	100	2,03	757,82	95	760,00	2128,00
	15	388240,00	42,00	25,96	95	665	1895,25	100	2,03	757,82	95,63	765,04	2142,11
	20	378840,00	46,00	28,43	96,43	675,01	1923,78	100	2,03	757,82	96,87	774,96	2169,89
	30	367160,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	40	351880,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	50	335040,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
	100	312040,00	55,00	33,99	100	700	1995,00	100	2,03	757,82	100	800,00	2240,00
integrál 10			315,50	194,98	841,80	5892,60	16793,91	900,00	18,27	6820,37	849,05	6792,36	19018,61
průměr za 10 let			31,55		84,18			90,00			84,90		
integrál 30			1245,50	769,72	2775,75	19430,25	55376,21	2900,00	58,87	21976,76	2791,22	22329,76	62523,33
průměr za 30 let			41,52		92,53			96,67			93,04		
integrál 50			2345,50	1449,52	4775,75	33430,25	95276,21	4900,00	99,47	37133,15	4791,22	38329,76	107323,33
průměr za 50 let			46,91		95,52			98,00			95,82		
integrál			5095,50	3149,02	9775,75	68430,25	195026,21	9900,00	200,97	75024,11	9791,22	78329,76	219323,33
průměr za 100 let			50,96		97,76			99,00			97,91		

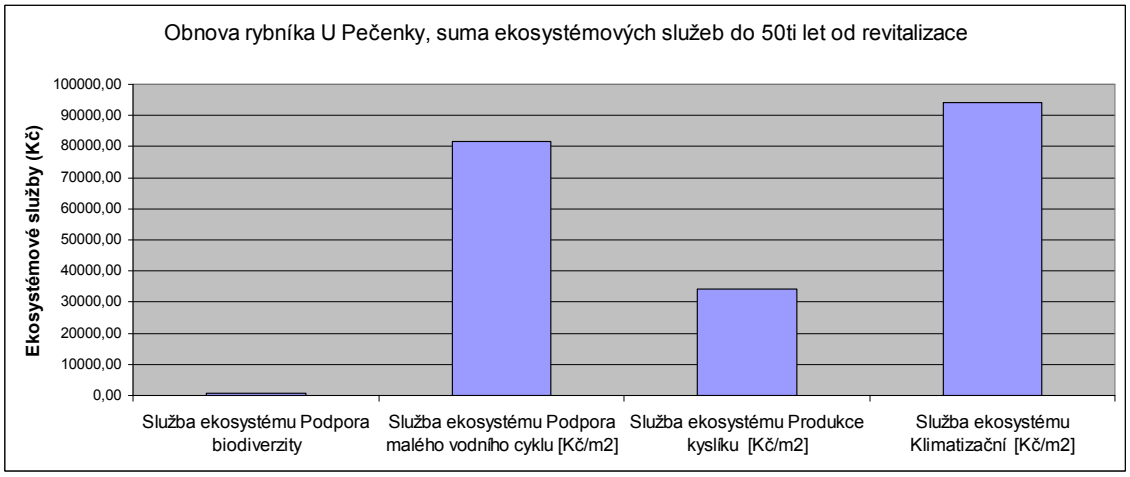




Obnova rybníčka U Pečenky, varianta revitalizace

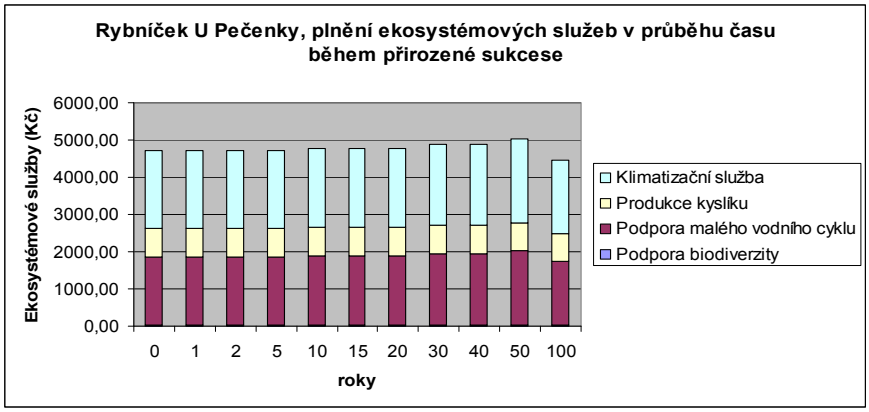
Obnova rybníka U Pečenky		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	39472,00	23,29	14,39	107,14	642,84	1832,09	113,41	2,03	757,83	108,33	758,31	2123,27
	1	28345,00	16,72	10,33	87,02	522,12	1488,04	79,54	1,42	531,50	88,87	622,10	1741,87
	2	31466,00	18,56	11,47	87,24	523,4313274	1491,78	96,44	1,73	644,46	89,06	623,42	1745,58
	5	33020,00	19,48	12,04	87,68	526,0861947	1499,35	96,80	1,73	646,84	89,44	626,08	1753,02
	10	36676,00	21,64	13,37	90,11	540,6879646	1540,96	98,76	1,77	659,92	91,53	640,68	1793,91
	15	38208,00	22,54	13,93	93,21	559,2720354	1593,93	101,25	1,81	676,57	94,18	659,27	1845,94
	20	41199,00	24,31	15,02	96,01	576,0861947	1641,85	103,50	1,85	691,63	96,58	676,08	1893,03
	30	43183,00	25,48	15,74	98,52	591,1304425	1684,72	105,52	1,89	705,11	98,73	691,13	1935,15
	40	45500,00	26,84	16,59	105,38	632,280885	1802,00	111,04	1,99	741,98	104,61	732,28	2050,38
	50	51220,00	30,22	18,67	104,89	629,3357522	1793,61	107,67	1,93	719,51	104,61	732,28	2050,38
	100	58216,00	34,35	21,23	97,15	582,8861947	1661,23	94,77	1,70	633,27	98,92	692,45	1938,87
integrál 10			178,49	110,31	803,62	4821,71	13741,87	866,60	15,51	5790,86	818,48	5729,36	16042,21
průměr za 10 let			17,85		80,36			86,66			81,85		
integrál 30			654,97	404,77	2707,68	16246,09	46301,35	2923,62	52,33	19536,35	2736,23	19153,63	53630,17
průměr za 30 let			21,83		90,26			97,45			91,21		
integrál 50			1201,88	742,76	4778,54	28671,23	81713,00	5099,96	91,29	34079,22	4799,07	33593,46	94061,69
průměr za 50 let			24,04		95,57			102,00			95,98		
integrál			2815,98	1740,28	9829,46	58976,78	168083,81	10161,05	181,88	67898,64	9887,40	69211,80	193793,05
průměr za 100 let			28,16		98,29			101,61			98,87		

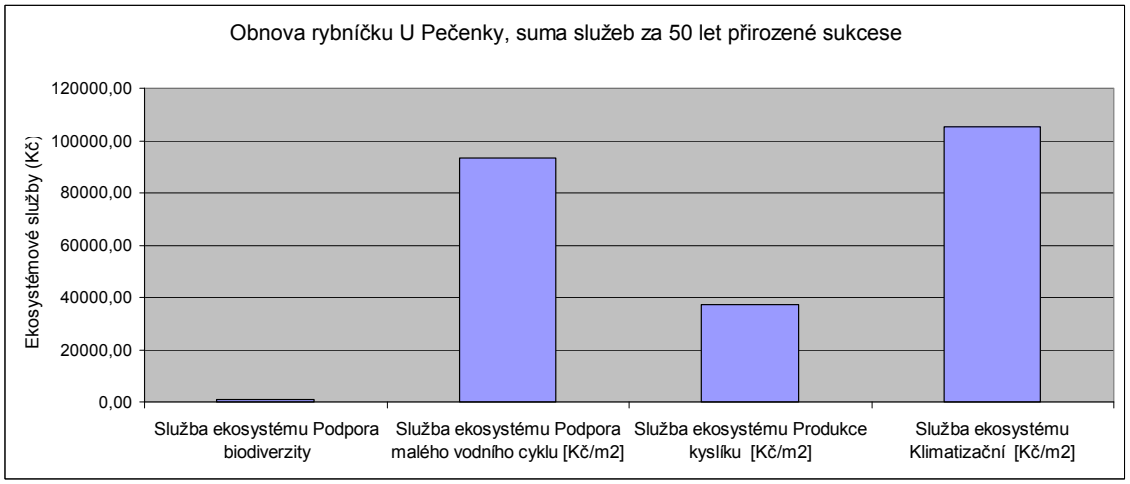




Obnova rybníčka U Pečenky, varianta spontánní sukcese

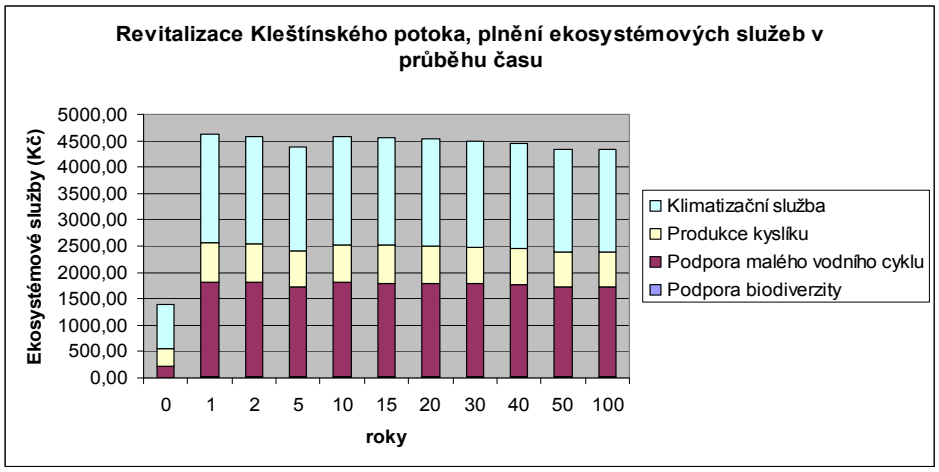
Obnova rybníka U Pečenky		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	39472,00	24,40	15,08	108,3	649,8	1851,93	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	2	28345,00	24,40	15,08	108,3	649,8	1851,93	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	3	31466,00	24,40	15,08	108,3	649,8	1851,93	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	5	33020,00	24,40	15,08	108,3	649,8	1851,93	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	10	36676,00	26,20	16,19	109,97	659,82	1880,49	113,41	2,03	757,83	108,57	759,99	2127,97
	15	38208,00	26,20	16,19	109,97	659,82	1880,49	113,41	2,03	757,83	108,57	759,99	2127,97
	20	41199,00	26,20	16,19	109,97	659,82	1880,49	113,41	2,03	757,83	108,57	759,99	2127,97
	30	43183,00	37,50	23,18	112,45	674,7	1922,90	113,41	2,03	757,83	110,71	774,97	2169,92
	40	45500,00	37,50	23,18	112,45	674,7	1922,90	113,41	2,03	757,83	110,71	774,97	2169,92
	50	51220,00	37,50	23,18	116,67	700,02	1995,06	113,41	2,03	757,83	114,29	800,03	2240,08
	100	58216,00	37,50	23,18	100	600	1710,00	113,41	2,03	757,83	100	700,00	1960,00
integrál 10			224,10	138,49	978,88	5873,25	16738,76	1020,69	18,27	6820,50	967,84	6774,85	18969,57
průměr za 10 let			22,41		97,89			102,07			96,78		
integrál 30			804,60	497,24	3190,68	19144,05	54560,54	3288,89	58,87	21977,18	3149,94	22049,55	61738,73
průměr za 30 let			26,82		106,36			109,63			105,00		
integrál 50			1554,60	960,74	5460,78	32764,65	93379,25	5557,09	99,47	37133,86	5382,04	37674,25	105487,89
průměr za 50 let			31,09		109,22			111,14			107,64		
integrál			3429,60	2119,49	10877,53	65265,15	186005,68	11227,59	200,97	75025,55	10739,29	75175,00	210489,99
průměr za 100 let			34,30		108,78			112,28			107,39		

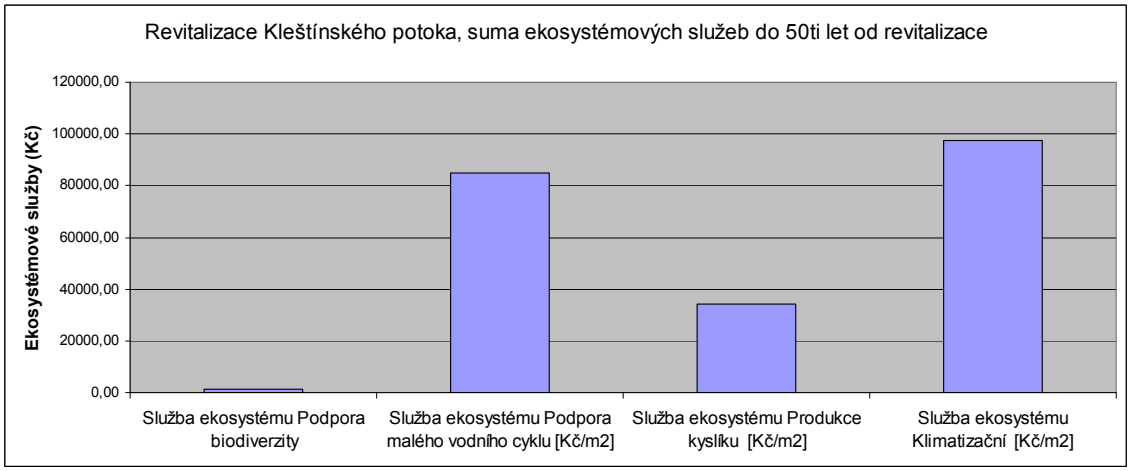




Revitalizace Kleštínského potoka, varianta revitalizace

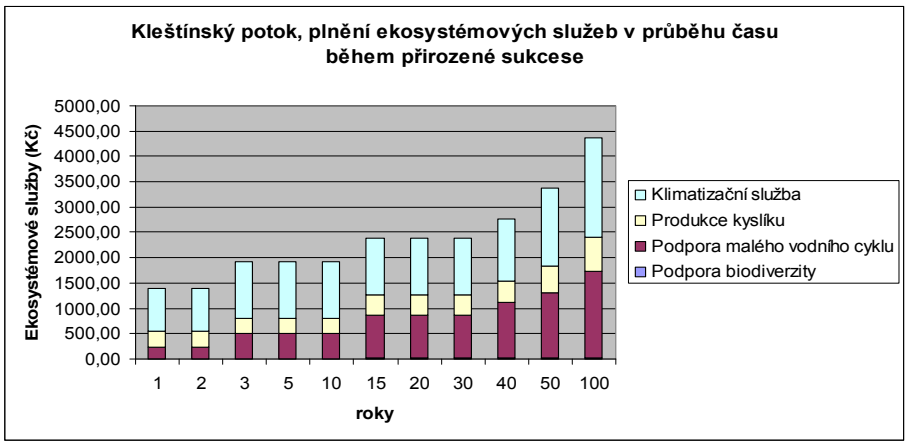
Revitalizace Kleštínského potoka		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	85500,00	14,29	8,83	12,50	75	213,75	50,28	0,90	335,98	42,86	300,02	840,06
	1	115250,00	19,26	11,90	105,87	635,2352381	1810,42	111,72	2,00	746,57	105,34	737,41	2064,74
	2	137026,50	22,89	14,15	104,80	628,8052632	1792,10	109,76	1,96	733,47	104,40	730,81	2046,26
	5	162128,25	27,09	16,74	99,34	596,0642105	1698,78	103,49	1,85	691,55	100,39	702,73	1967,65
	10	172746,00	28,86	17,84	104,63	627,8055639	1789,25	108,42	1,94	724,48	103,97	727,81	2037,85
	15	210671,50	35,20	21,75	104,08	624,465213	1779,73	107,52	1,92	718,50	103,49	724,46	2028,50
	20	228991,50	38,26	23,65	103,66	621,9599499	1772,59	106,85	1,91	714,00	103,14	721,96	2021,49
	30	247496,50	41,35	25,56	102,69	616,1143358	1755,93	105,28	1,88	703,52	102,30	716,11	2005,12
	40	232621,50	38,87	24,02	101,57	609,4336341	1736,89	103,49	1,85	691,55	101,35	709,43	1986,41
	50	246121,50	41,12	25,41	99,48	596,9073183	1701,19	100,13	1,79	669,09	99,56	696,91	1951,34
	100	247021,50	41,27	25,51	99,35	596,0722306	1698,81	99,91	1,79	667,59	99,44	696,07	1949,00
integrál 10			227,71	140,73	878,61	5271,68	15024,29	934,78	16,73	6246,42	894,67	6262,71	17535,57
průměr za 10 let			22,77		87,86			93,48			89,47		
integrál 30			969,59	599,21	2951,47	17708,79	50470,06	3071,24	54,98	20522,76	2957,12	20699,81	57959,46
průměr za 30 let			32,32		98,38			102,37			98,57		
integrál 50			1770,64	1094,26	4978,04	29868,24	85124,48	5133,19	91,88	34301,27	4979,89	34859,24	97605,88
průměr za 50 let			35,41		99,56			102,66			99,60		
integrál			3830,56	2367,28	9948,79	59692,73	170124,27	10134,05	181,40	67718,21	9954,82	69683,71	195114,38
průměr za 100 let			38,31		99,49			101,34			99,55		

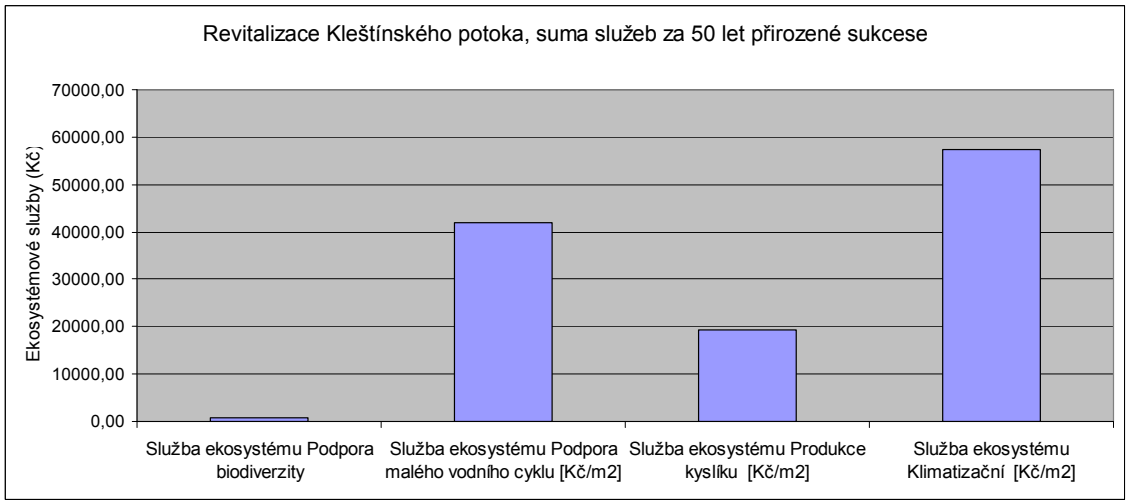




Revitalizace Kleštínského potoka, varianta spontánní sukcese

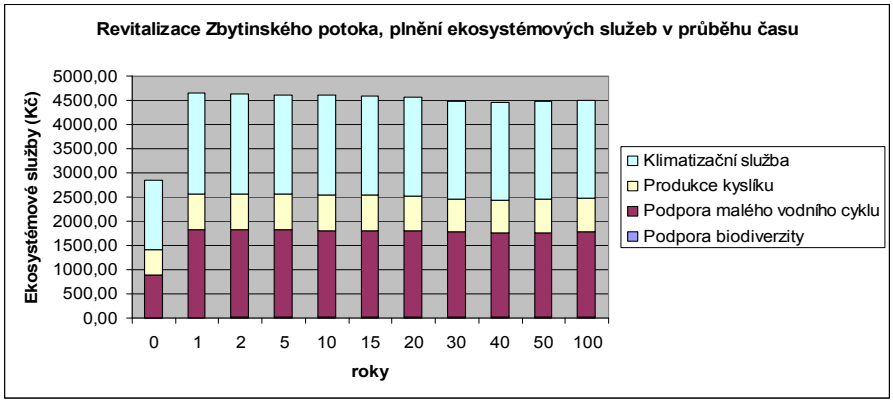
Revitalizace Kleštínského potoka		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	85500,00	15,00	9,27	12,5	75	213,75	50,28	0,90	335,98	42,86	300,02	840,06
	2	115250,00	15,00	9,27	12,5	75	213,75	50,28	0,90	335,98	42,86	300,02	840,06
	3	137026,50	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	5	162128,25	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	10	172746,00	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	15	210671,50	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	20	228991,50	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	30	247496,50	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	40	232621,50	25,80	15,94	65	390	1111,50	63,3	1,13	422,99	61,43	430,01	1204,03
	50	246121,50	25,80	15,94	75	450	1282,50	79,61	1,43	531,97	78,57	549,99	1539,97
	100	247021,50	44,00	27,19	100	600	1710,00	100	1,79	668,22	100	700,00	1960,00
integrál 10			150,00	92,70	237,53	1425,15	4061,68	410,60	7,35	2743,70	492,84	3449,88	9659,66
průměr za 10 let			15,00		23,75			41,06			49,28		
integrál 30			612,50	378,53	1185,45	7112,70	20271,20	1558,67	27,90	10415,42	1635,64	11449,48	32058,54
průměr za 30 let			20,42		39,52			51,96			54,52		
integrál 50			1119,50	691,85	2460,45	14762,70	42073,70	2885,82	51,66	19283,77	2928,49	20499,43	57398,40
průměr za 50 let			22,39		49,21			57,72			58,57		
integrál			2864,50	1770,26	6835,45	41012,70	116886,20	7376,07	132,03	49288,74	7392,74	51749,18	144897,70
průměr za 100 let			28,65		68,35			73,76			73,93		

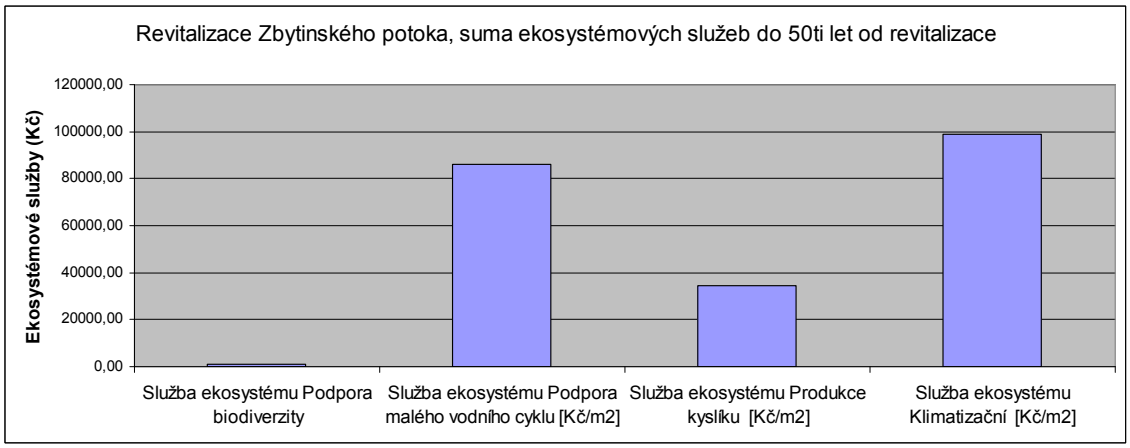




Revitalizace Zbytinského potoka, varianta revitalizace

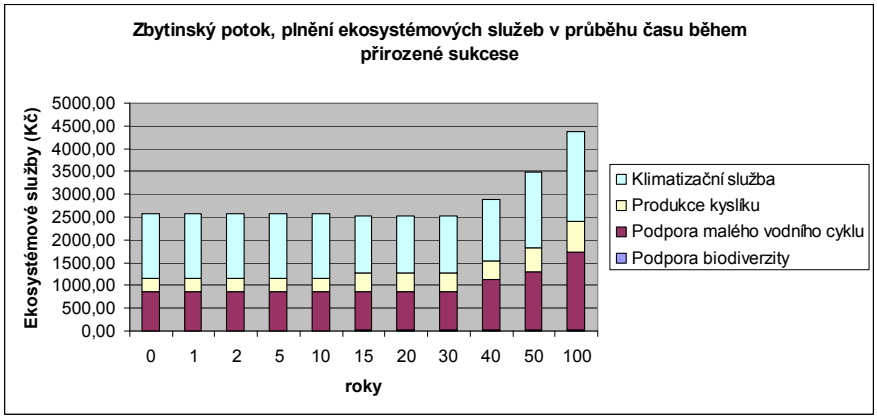
Revitalizace Zbytínského potoka		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	628260,00	13,06	8,07	51,96	311,7635294	888,53	78,57	1,41	525,03	72,27	505,89	1416,49
	1	765233,00	15,91	9,83	106,25	637,519181	1816,93	111,88	2,00	747,60	105,51	738,56	2067,96
	2	922732,00	19,18	11,85	106,00	635,9707296	1812,52	111,74	2,00	746,70	105,36	737,55	2065,14
	5	1026629,00	21,34	13,19	105,39	632,33344	1802,15	111,40	1,99	744,43	105,00	735,01	2058,04
	10	1117541,00	23,23	14,36	105,01	630,0471794	1795,63	111,18	1,99	742,95	104,77	733,37	2053,44
	15	1248560,00	25,95	16,04	104,23	625,3706464	1782,31	110,72	1,98	739,88	104,28	729,94	2043,83
	20	1430297,00	29,73	18,37	104,49	626,9114903	1786,70	107,24	1,92	716,63	104,07	728,47	2039,71
	30	1690050,00	35,13	21,71	102,58	615,4825566	1754,13	102,72	1,84	686,41	102,60	718,18	2010,90
	40	1842774,00	38,30	23,67	101,98	611,8980212	1743,91	101,32	1,81	677,03	102,14	714,96	2001,88
	50	1985640,00	41,27	25,51	101,98	611,8980212	1743,91	104,24	1,87	696,58	102,14	714,96	2001,88
	100	2089120,00	43,42	26,84	102,50	615,0158761	1752,80	104,66	1,87	699,37	102,58	718,08	2010,61
integrál 10			183,96	113,69	922,61	5535,64	15776,58	986,65	17,66	6593,04	929,11	6503,80	18210,63
průměr za 10 let			18,40		92,26			98,66			92,91		
integrál 30			770,41	476,12	3002,81	18016,86	51348,06	3136,16	56,14	20956,61	3005,90	21041,32	58915,69
průměr za 30 let			25,68		100,09			104,54			100,20		
integrál 50			1535,46	948,91	5045,46	30272,75	86277,32	5184,16	92,80	34641,86	5050,94	35356,57	98998,39
průměr za 50 let			30,71		100,91			103,68			101,02		
integrál			3652,88	2257,48	10157,60	60945,59	173694,94	10406,79	186,28	69540,75	10168,91	71182,38	199310,65
průměr za 100 let			36,53		101,58			104,07			101,69		

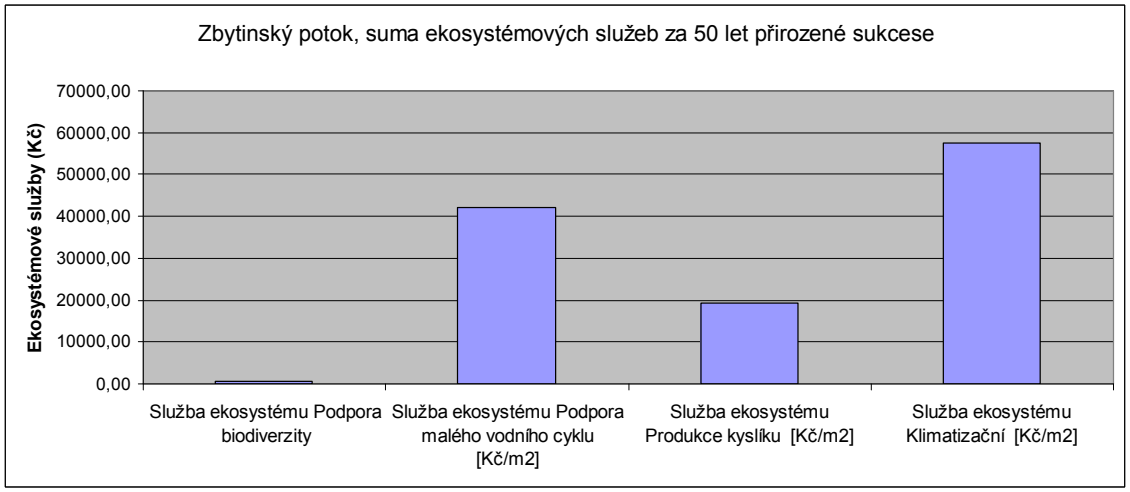




Revitalizace Zbytinského potoka, varianta spontánní sukcese

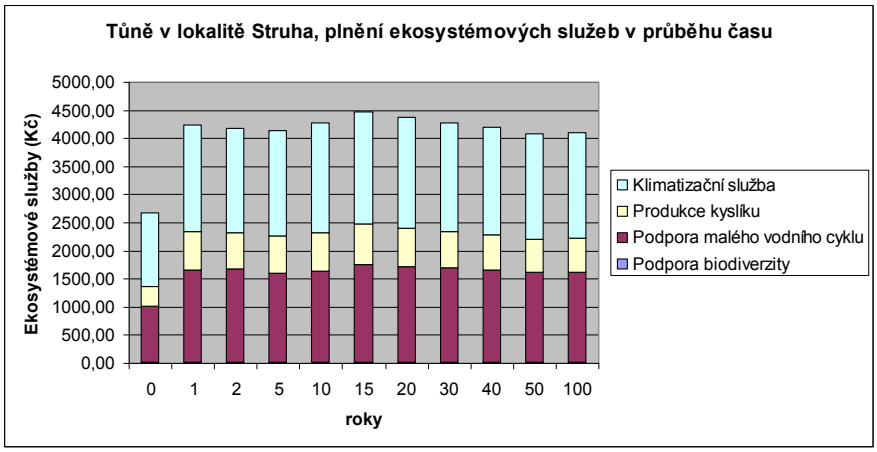
Revitalizace Zbytínského potoka		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	628260,00	13,00	8,03	12,5	75	213,75	44,69	0,80	298,63	42,86	300,02	840,06
	2	765233,00	13,00	8,03	12,5	75	213,75	44,69	0,80	298,63	42,86	300,02	840,06
	3	922732,00	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	5	1026629,00	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	10	1117541,00	17,00	10,51	29,17	175,02	498,81	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	15	1248560,00	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	20	1430297,00	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	30	1690050,00	24,00	14,83	50	300	855,00	59,22	1,06	395,72	57,14	399,98	1119,94
	40	1842774,00	25,80	15,94	65	390	1111,50	63,3	1,13	422,99	61,43	430,01	1204,03
	50	1985640,00	25,80	15,94	75	450	1282,50	79,61	1,43	531,97	78,57	549,99	1539,97
	100	2089120,00	44,00	27,19	100	600	1710,00	100	1,79	668,22	100	700,00	1960,00
integrál 10			147,00	90,85	237,53	1425,15	4061,68	402,21	7,20	2687,67	492,84	3449,88	9659,66
průměr za 10 let			14,70		23,75			40,22			49,28		
integrál 30			609,50	376,67	1185,45	7112,70	20271,20	1550,29	27,75	10359,39	1635,64	11449,48	32058,54
průměr za 30 let			20,32		39,52			51,68			54,52		
integrál 50			1116,50	690,00	2460,45	14762,70	42073,70	2877,44	51,51	19227,74	2928,49	20499,43	57398,40
průměr za 50 let			22,33		49,21			57,55			58,57		
integrál			2861,50	1768,41	6835,45	41012,70	116886,20	7367,69	131,88	49232,71	7392,74	51749,18	144897,70
průměr za 100 let			28,62		68,35			73,68			73,93		

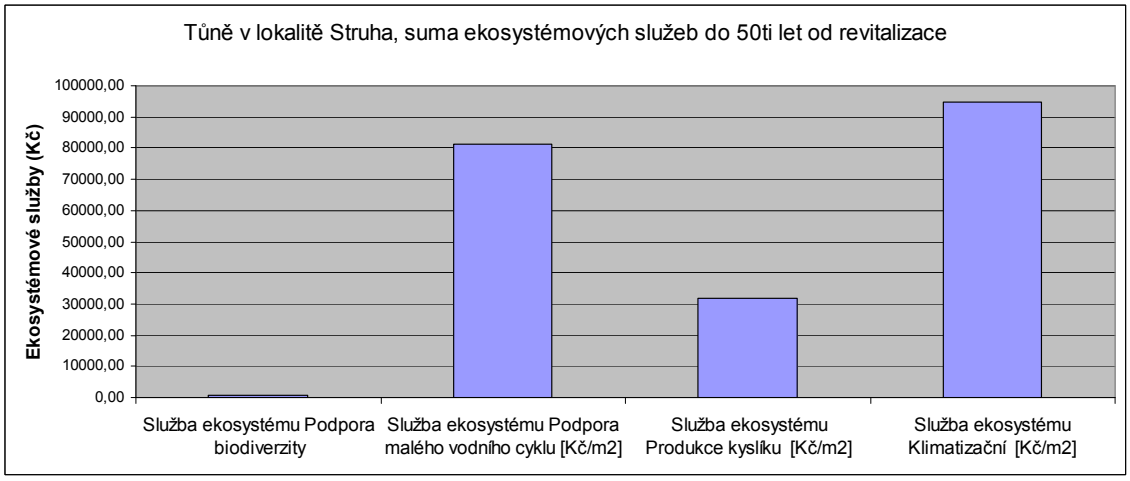




Tůně v lokalitě Struha, varianta revitalizace

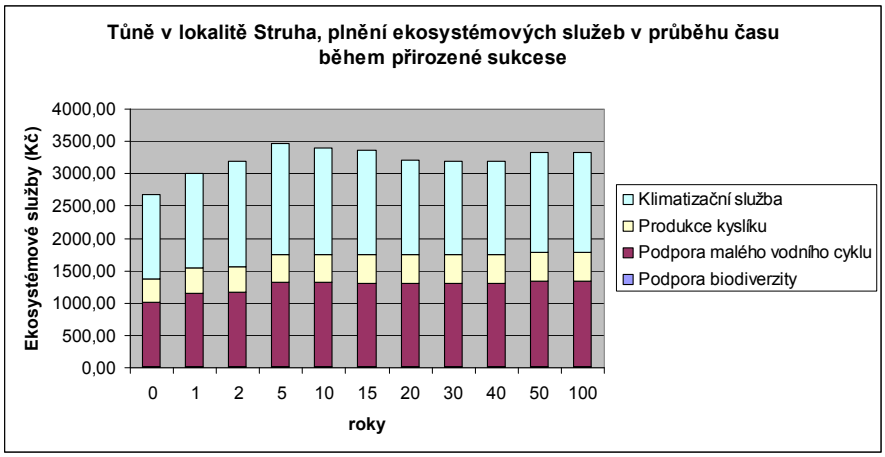
Tůně v lokalitě Struha		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	13980,00	19,97	12,34	81,31	487,86	1390,40	52,58	0,94	351,33	83,20	582,39	1630,69
	1	16625,00	23,75	14,68	95,83	574,98	1638,69	103,36	1,85	690,64	96,43	674,98	1889,93
	2	19050,00	27,21	16,82	96,90	581,4085714	1657,01	97,96	1,75	654,59	94,08	658,55	1843,93
	5	19906,00	28,44	17,57	92,14	552,84	1575,59	99,27	1,78	663,34	96,32	674,26	1887,94
	10	21709,00	31,01	19,17	95,35	572,1257143	1630,56	101,85	1,82	680,61	99,08	693,55	1941,94
	15	22980,00	32,83	20,29	102,14	612,8417143	1746,60	105,56	1,89	705,35	102,24	715,69	2003,94
	20	20740,00	29,63	18,31	99,76	598,5617143	1705,90	100,05	1,79	668,55	100,71	704,98	1973,94
	30	20700,00	29,57	18,28	97,92	587,4942857	1674,36	96,05	1,72	641,83	99,49	696,41	1949,93
	40	20920,00	29,89	18,47	95,83	574,9971429	1638,74	92,58	1,66	618,62	97,96	685,69	1919,93
	50	21184,00	30,26	18,70	93,33	560,0005714	1596,00	88,41	1,58	590,78	96,12	672,83	1883,93
	100	21480,00	30,69	18,96	94,05	564,2914286	1608,23	89,94	1,61	601,02	95,92	671,42	1879,98
integrál 10			251,62	155,50	842,71	5056,28	14410,39	878,66	15,73	5871,40	863,97	6047,79	16933,82
průměr za 10 let			25,16		84,27			87,87			86,40		
integrál 30			863,37	533,56	2829,58	16977,48	48385,83	2891,68	51,76	19322,94	2875,64	20129,48	56362,55
průměr za 30 let			28,78		94,32			96,39			95,85		
integrál 50			1461,39	903,14	4744,16	28464,93	81125,05	4739,75	84,84	31672,21	4833,22	33832,57	94731,19
průměr za 50 let			29,23		94,88			94,80			96,66		
integrál			2985,11	1844,80	9428,71	56572,23	161230,86	9198,59	164,65	61467,26	9634,12	67438,87	188828,83
průměr za 100 let			29,85		94,29			91,99			96,34		

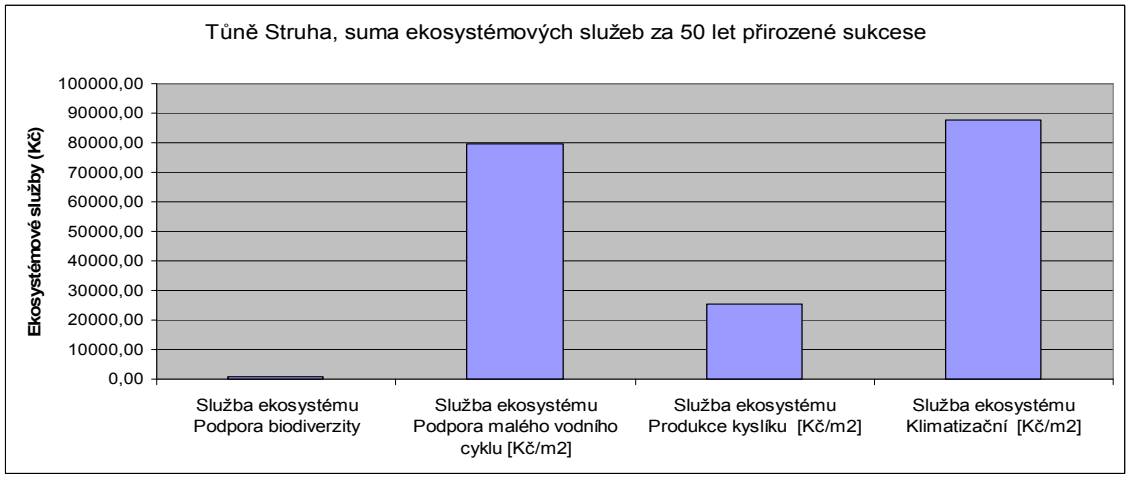




Tůně v lokalitě Struha, varianta spontánní sukcese

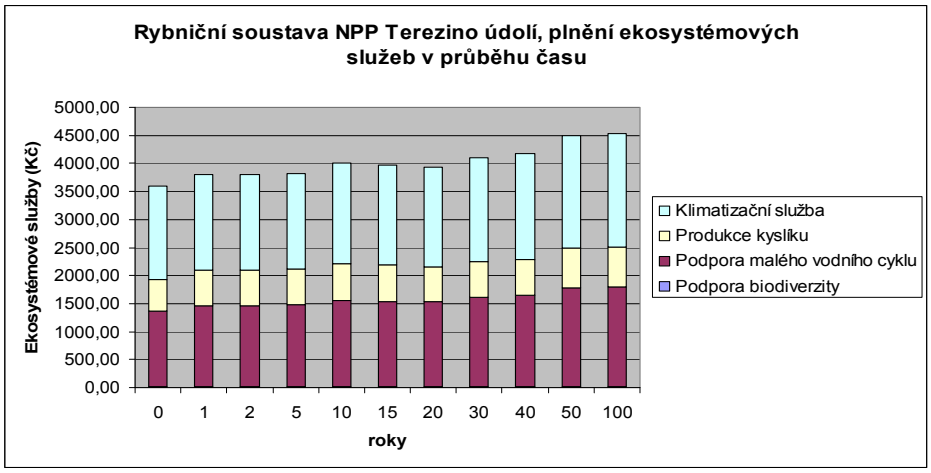
Tůně v lokalitě Struha		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	0,00	20,00	12,36	58,99	353,94	1008,73	52,58	0,94	351,33	66,76	467,31	1308,47
	2	14990,00	21,10	13,04	66,73	400,37	1141,05	58,59	1,05	391,53	74,33	520,34	1456,95
	3	15420,00	21,30	13,16	67,62	405,73	1156,33	58,36	1,04	389,99	83,67	585,69	1639,93
	5	16300,00	21,50	13,29	76,19	457,16	1302,90	65,77	1,18	439,47	87,00	609,00	1705,20
	10	16300,00	24,00	14,83	76,19	457,16	1302,90	65,77	1,18	439,47	83,67	585,69	1639,93
	15	16050,00	24,00	14,83	75,30	451,80	1287,63	66,25	1,19	442,70	82,65	578,55	1619,94
	20	16710,00	24,00	14,83	75,30	451,80	1287,63	66,25	1,19	442,70	74,70	522,93	1464,20
	30	16586,00	24,00	14,83	75,42	452,52	1289,68	66,44	1,19	444,00	74,11	518,76	1452,53
	40	18494,00	24,00	14,83	75,42	452,52	1289,68	66,44	1,19	444,00	74,11	518,76	1452,53
	50	20402,00	24,00	14,83	77,32	463,90	1322,12	66,44	1,19	444,00	79,06	553,42	1549,59
	100	20402,00	24,00	14,83	77,32	463,90	1322,12	66,44	1,19	444,00	79,06	553,42	1549,59
integrál 10			198,30	122,55	654,81	3928,88	11197,29	567,03	10,15	3789,01	746,89	5228,26	14639,12
průměr za 10 let			19,83		65,48			56,70			74,69		
integrál 30			678,30	419,19	2163,64	12981,87	36998,32	1891,80	33,86	12641,47	2300,15	16101,02	45082,85
průměr za 30 let			22,61		72,12			63,06			76,67		
integrál 50			1158,30	715,83	3681,53	22089,18	62954,16	3220,68	57,65	21521,40	3807,08	26649,57	74618,79
průměr za 50 let			23,17		73,63			64,41			76,14		
integrál			2358,30	1457,43	7547,38	45284,28	129060,19	6542,89	117,12	43721,21	7760,11	54320,77	152098,15
průměr za 100 let			23,58		75,47			65,43			77,60		

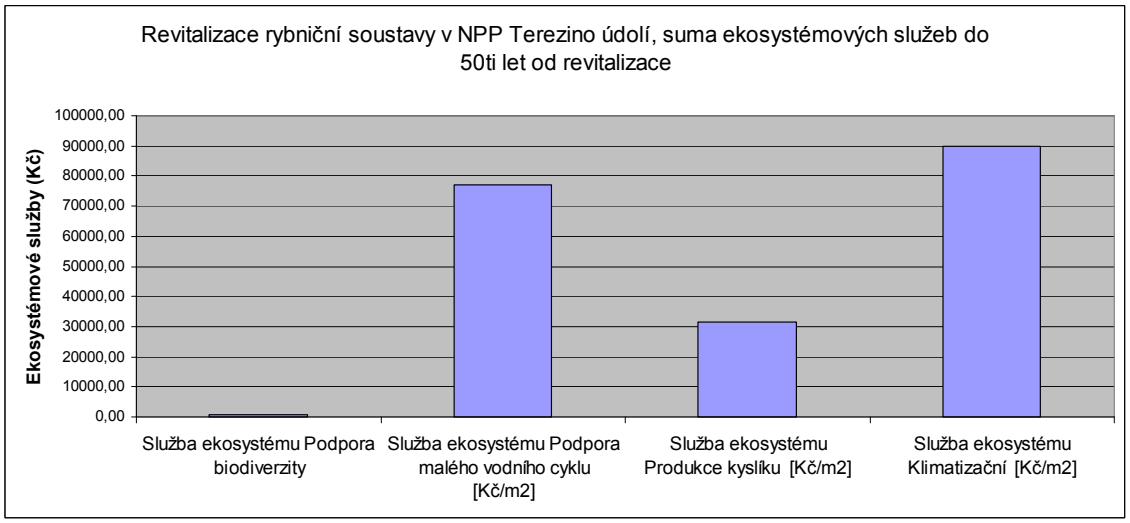




Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí, varianta revitalizace

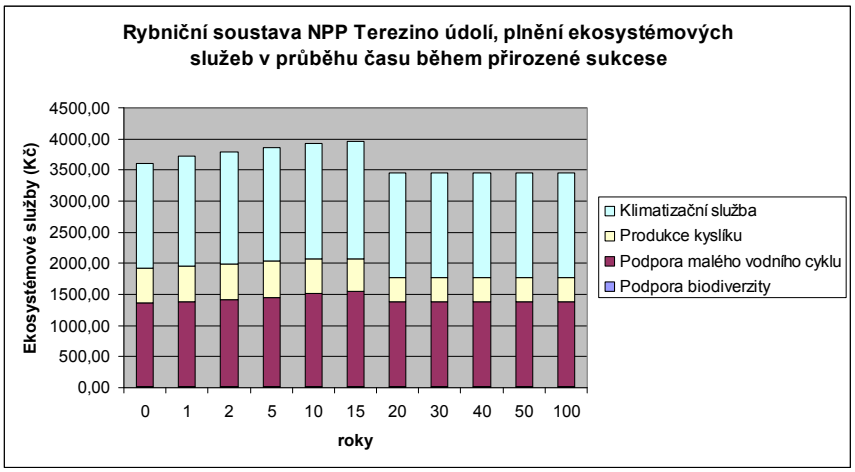
Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	441700,00	19,90	12,30	78,77	472,6172973	1346,96	85,15	1,52	569,02	84,65	592,53	1659,08
	1	359700,00	16,20	10,01	85,02	510,1151351	1453,83	94,66	1,69	632,53	87,16	610,11	1708,30
	2	396000,00	17,84	11,02	85,13	510,7908108	1455,75	94,75	1,70	633,14	87,25	610,78	1710,19
	5	574317,00	25,87	15,99	85,24	511,4664865	1457,68	94,84	1,70	633,74	87,35	611,46	1712,08
	10	657390,00	29,61	18,30	89,75	538,4935135	1534,71	98,46	1,76	657,96	91,21	638,49	1787,76
	15	704440,00	31,73	19,61	89,02	534,1043243	1522,20	96,18	1,72	642,67	90,83	635,78	1780,19
	20	744640,00	33,54	20,73	88,44	530,6167568	1512,26	93,56	1,67	625,16	90,63	634,43	1776,41
	30	715500,00	32,23	19,92	92,94	557,6448649	1589,29	96,50	1,73	644,83	94,59	662,14	1853,98
	40	678560,00	30,57	18,89	94,78	568,6837838	1620,75	96,17	1,72	642,60	96,43	674,98	1889,93
	50	649200,00	29,24	18,07	102,78	616,6535135	1757,46	106,22	1,90	709,80	102,51	717,55	2009,14
	100	722000,00	32,52	20,10	103,83	622,9610811	1775,44	106,01	1,90	708,39	103,60	725,21	2030,58
integrál 10			217,48	134,40	774,83	4648,98	13249,58	857,46	15,35	5729,75	794,12	5558,86	15564,80
průměr za 10 let			21,75		77,48			85,75			79,41		
integrál 30			862,89	533,26	2572,26	15433,58	43985,71	2768,65	49,56	18500,81	2628,99	18402,91	51528,14
průměr za 30 let			28,76		85,74			92,29			87,63		
integrál 50			1475,91	912,11	4498,65	26991,91	76926,95	4743,91	84,92	31700,01	4578,73	32051,10	89743,08
průměr za 50 let			29,52		89,97			94,88			91,57		
integrál			3020,05	1866,39	9663,71	57982,28	165249,49	10049,73	179,89	67154,80	9731,44	68120,11	190736,31
průměr za 100 let			30,20		96,64			100,50			97,31		

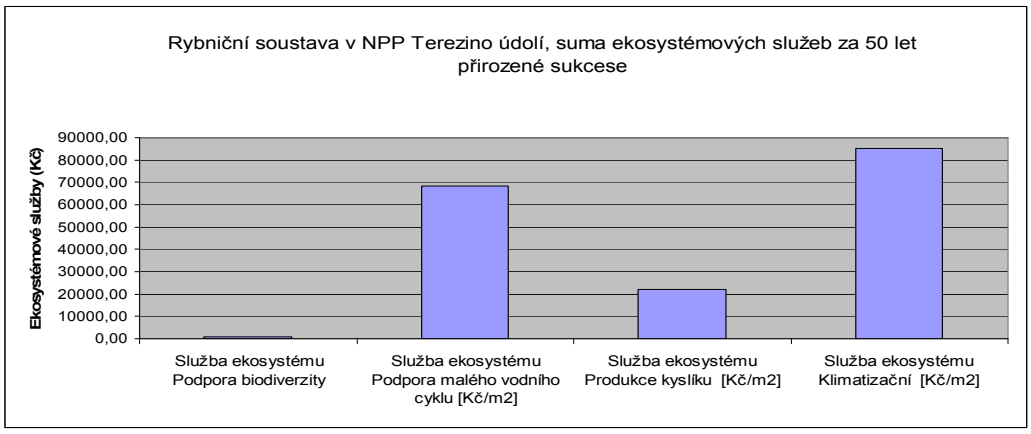




Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí, varianta spontánní sukcese

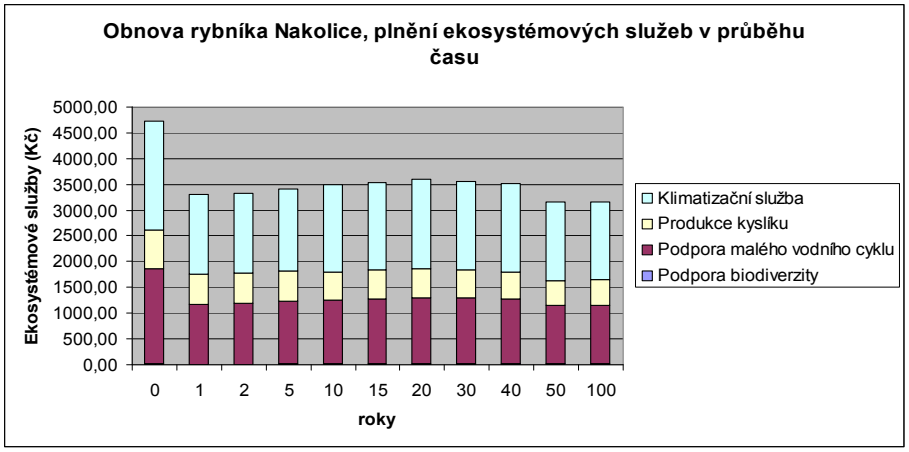
Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	441700,00	19,90	12,30	78,76	472,56	1346,80	85,154009	1,52	569,02	85,71	599,97	1679,92
	2	359700,00	24,25	14,99	80,06	480,36	1369,03	86	1,54	574,67	90,06	630,42	1765,18
	3	396000,00	25,00	15,45	81,4	488,4	1391,94	88	1,58	588,04	91,3	639,10	1789,48
	5	574317,00	27,60	17,06	83,33	499,98	1424,94	90,36	1,62	603,81	92,85	649,95	1819,86
	10	657390,00	32,40	20,02	87,2	523,2	1491,12	85,154009	1,52	569,02	94,6	662,20	1854,16
	15	704440,00	34,50	21,32	89,2	535,2	1525,32	78	1,40	521,22	96,42	674,94	1889,83
	20	744640,00	36,00	22,25	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	30	715500,00	36,00	22,25	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	40	678560,00	36,00	22,25	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	50	649200,00	36,00	22,25	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	100	722000,00	36,00	22,25	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
integrál 10			249,30	154,07	751,20	4507,17	12845,43	789,72	14,14	5277,12	831,34	5819,38	16294,26
průměr za 10 let			24,93		75,12			78,97			83,13		
integrál 30			952,80	588,83	2404,82	14428,92	41122,42	2132,86	38,18	14252,28	2621,32	18349,21	51377,77
průměr za 30 let			31,76		80,16			71,10			87,38		
integrál 50			1672,80	1033,79	3988,22	23929,32	68198,56	3317,26	59,38	22166,74	4335,52	30348,61	84976,09
průměr za 50 let			33,46		79,76			66,35			86,71		
integrál			3472,80	2146,19	7946,72	47680,32	135888,91	6278,26	112,38	41952,88	8621,02	60347,11	168971,89
průměr za 100 let			34,73		79,47			62,78			86,21		

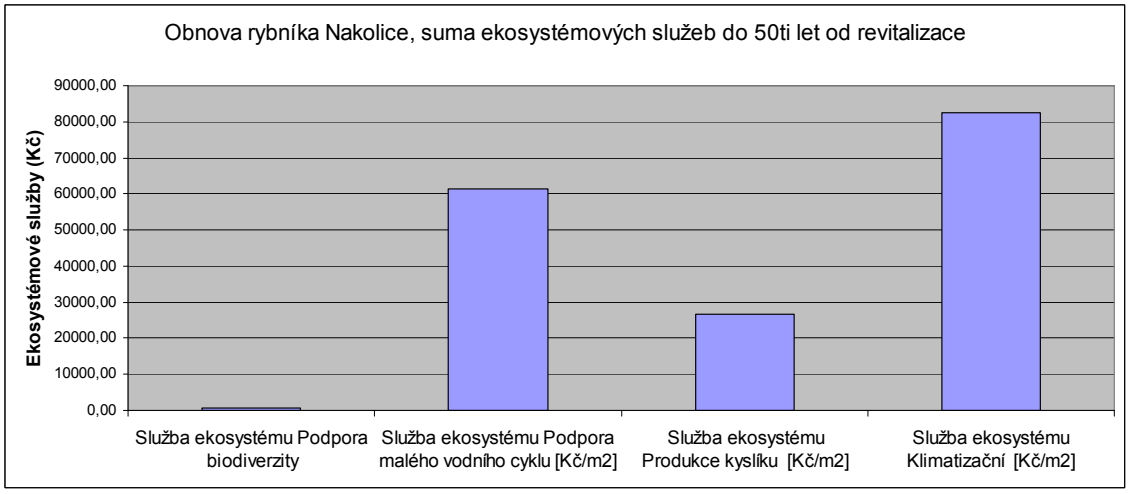




Obnova rybníka Nakolice, varianta revitalizace

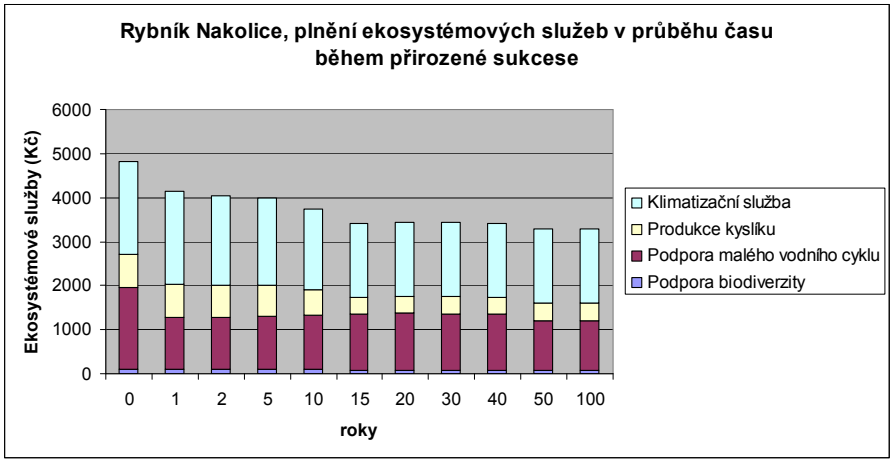
Obnova rybníka Nakolice		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	41230,00	19,00	11,74	108,33	649,98	1852,44	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	1	31850,00	14,68	9,07	68,43	410,5880184	1170,18	86,31	1,55	576,78	79,33	555,29	1554,80
	2	32045,50	14,77	9,13	69,01	414,0442396	1180,03	86,78	1,55	579,91	79,82	558,74	1564,48
	5	38415,50	17,70	10,94	71,00	426,0257143	1214,17	88,35	1,58	590,37	81,46	570,23	1596,64
	10	48745,50	22,46	13,88	72,73	436,3943779	1243,72	81,75	1,46	546,29	85,96	601,70	1684,75
	15	53388,00	24,60	15,20	74,02	444,1141935	1265,73	82,55	1,48	551,62	87,03	609,18	1705,71
	20	57262,00	26,39	16,31	75,42	452,5252535	1289,70	83,29	1,49	556,59	88,24	617,70	1729,57
	30	63253,00	29,15	18,01	74,85	449,0745622	1279,86	80,14	1,43	535,49	87,98	615,86	1724,41
	40	69510,00	32,03	19,80	73,92	443,5490323	1264,11	78,67	1,41	525,68	86,89	608,26	1703,13
	50	66960,00	30,86	19,07	65,88	395,281659	1126,55	71,89	1,29	480,39	78,50	549,52	1538,65
	100	72216,00	33,28	20,57	65,88	395,281659	1126,55	74,24	1,33	496,08	77,71	543,99	1523,17
integrál 10			164,45	101,63	656,45	3938,72	11225,35	786,79	14,08	5257,55	752,63	5268,43	14751,61
průměr za 10 let			16,44		65,65			78,68			75,26		
integrál 30			687,27	424,74	2148,26	12889,59	36735,33	2429,30	43,48	16233,20	2504,38	17530,69	49085,93
průměr za 30 let			22,91		71,61			80,98			83,48		
integrál 50			1307,63	808,11	3591,14	21546,86	61408,55	3976,12	71,17	26569,39	4205,74	29440,21	82432,59
průměr za 50 let			26,15		71,82			79,52			84,11		
integrál			2911,04	1799,02	6885,16	41310,94	117736,19	7629,38	136,57	50981,39	8111,14	56777,95	158978,26
průměr za 100 let			29,11		68,85			76,29			81,11		

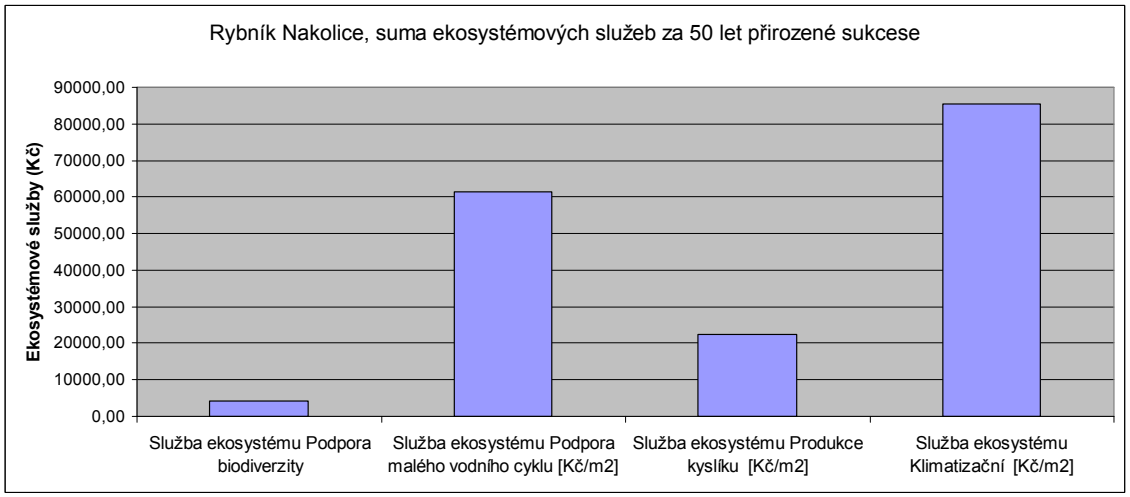




Obnova rybníka Nakolice, varianta spontánní sukcese

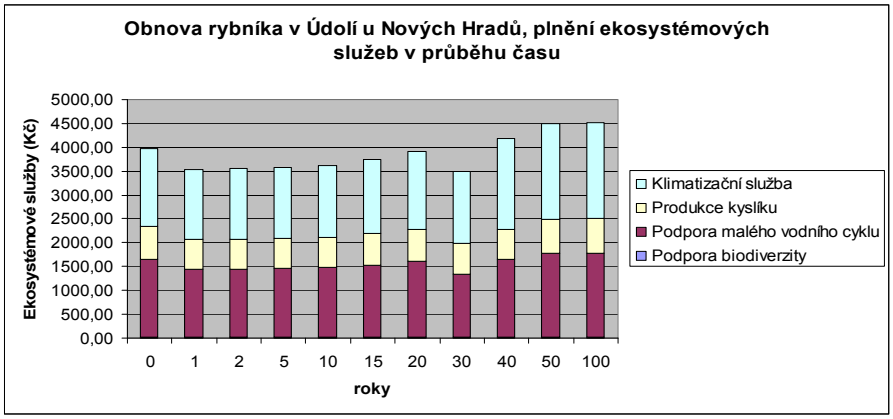
Obnova rybníka Nakolice		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	41230,00	19,00	108,33	108,33	649,98	1852,44	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	2	31850,00	19,00	108,33	68,43	410,5880184	1170,18	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	3	32045,50	19,50	105,41	69,01	414,0442396	1180,03	107,99	1,93	721,62	104,34	730,38	2045,06
	5	38415,50	20,00	102,49	71,00	426,0257143	1214,17	102,46	1,83	684,66	101,55	710,85	1990,38
	10	48745,50	21,50	93,75	72,73	436,3943779	1243,72	86,31	1,54	576,74	93,16	652,12	1825,94
	15	53388,00	24,00	79,17	74,02	444,1141935	1265,73	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	20	57262,00	24,00	79,17	75,42	452,5252535	1289,70	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	30	63253,00	27,60	79,17	74,85	449,0745622	1279,86	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	40	69510,00	36,00	79,17	73,92	443,5490323	1264,11	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	50	66960,00	36,00	79,17	65,88	395,281659	1126,55	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	100	72216,00	36,00	79,17	65,88	395,281659	1126,55	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
integrál 10			181,50	913,70	656,45	3938,72	11225,35	906,49	16,23	6057,36	905,55	6338,82	17748,68
průměr za 10 let			18,15		65,65			90,65			90,55		
integrál 30			673,25	2533,55	2148,26	12889,59	36735,33	2158,61	38,64	14424,37	2638,37	18468,59	51712,05
průměr za 30 let			22,44		71,61			71,95			87,95		
integrál 50			1351,25	4116,95	3591,14	21546,86	61408,55	3343,01	59,84	22338,83	4352,57	30467,99	85310,37
průměr za 50 let			27,03		71,82			66,86			87,05		
integrál			3151,25	8075,45	6885,16	41310,94	117736,19	6304,01	112,84	42124,96	8638,07	60466,49	169306,17
průměr za 100 let			31,51		68,85			63,04			86,38		

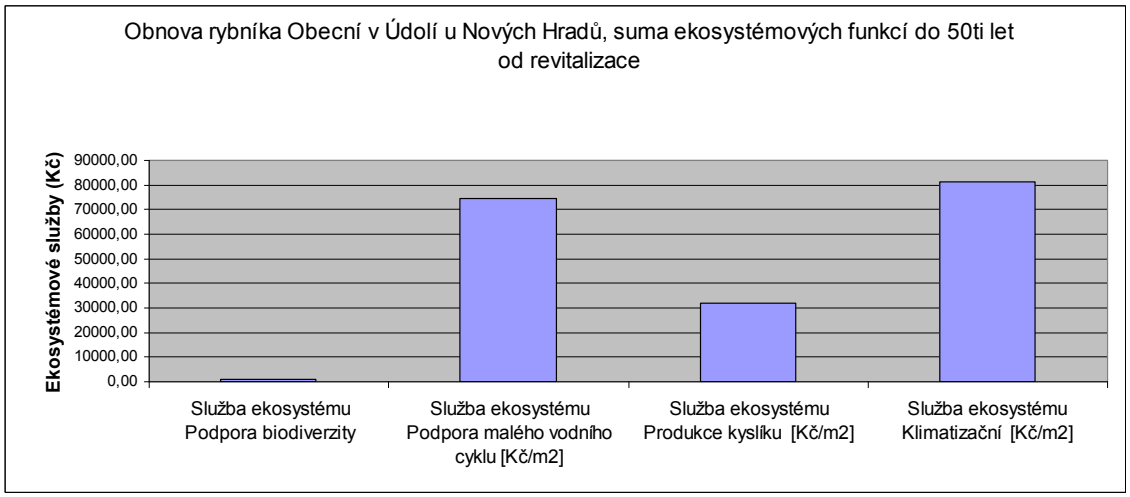




Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů, varianta revitalizace

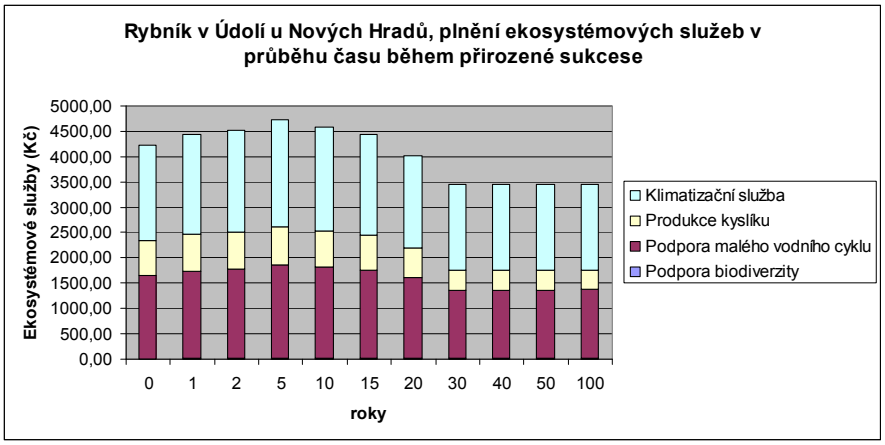
Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	37560,00	29,12	17,99	95,34	572,0324017	1630,29	102,96	1,84	688,00	84,01	588,07	1646,60
	1	36640,00	28,40	17,55	83,33	499,98	1424,94	93,3	1,67	623,45	75	525,00	1470,00
	2	36760,00	28,50	17,61	83,77	502,6000873	1432,41	93,65	1,68	625,80	75,33	527,31	1476,47
	5	35590,00	27,59	17,05	84,31	505,8751965	1441,74	94,09	1,68	628,74	75,74	530,18	1484,50
	10	35986,00	27,90	17,24	85,51	513,0804367	1462,28	95,06	1,70	635,19	76,64	536,48	1502,14
	15	37066,00	28,73	17,76	88,79	532,7310917	1518,28	97,69	1,75	652,79	79,09	553,66	1550,24
	20	38506,00	29,85	18,45	93,16	558,9319651	1592,96	101,20	1,81	676,27	82,37	576,58	1614,43
	30	43526,00	33,74	20,85	77,14	462,8664629	1319,17	96,74	1,73	646,42	77,29	541,03	1514,88
	40	50910,00	39,47	24,39	95,60	573,5782533	1634,70	92,18	1,65	615,99	97,78	684,47	1916,53
	50	56175,00	43,55	26,91	102,91	617,460262	1759,76	104,68	1,87	699,53	102,49	717,46	2008,89
	100	61110,00	47,37	29,28	102,51	615,059476	1752,92	109,37	1,96	730,83	102,15	715,06	2002,17
integrál 10			252,01	155,74	765,53	4593,16	13090,51	852,21	15,25	5694,71	686,69	4806,83	13459,12
průměr za 10 let			25,20		76,55			85,22			68,67		
integrál 30			857,99	530,24	2507,64	15045,84	42880,64	2821,02	50,50	18850,76	2277,98	15945,84	44648,34
průměr za 30 let			28,60		83,59			94,03			75,93		
integrál 50			1639,08	1012,95	4363,88	26183,26	74622,28	4749,96	85,02	31740,41	4154,72	29083,02	81432,45
průměr za 50 let			32,78		87,28			95,00			83,09		
integrál			3912,05	2417,64	9499,37	56996,25	162439,31	10101,31	180,81	67499,49	9270,86	64896,01	181708,83
průměr za 100 let			39,12		94,99			101,01			92,71		

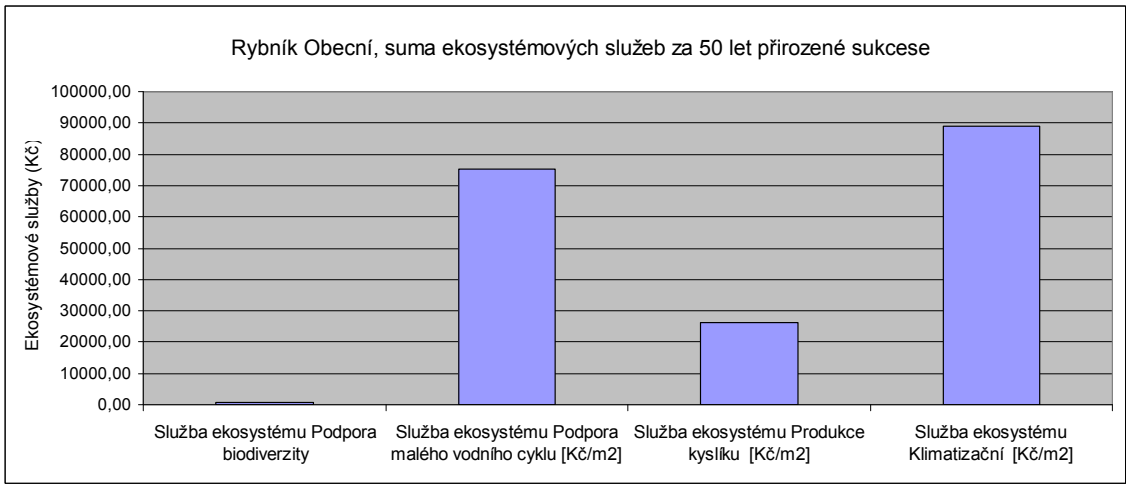




Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů, varianta spontánní sukcese

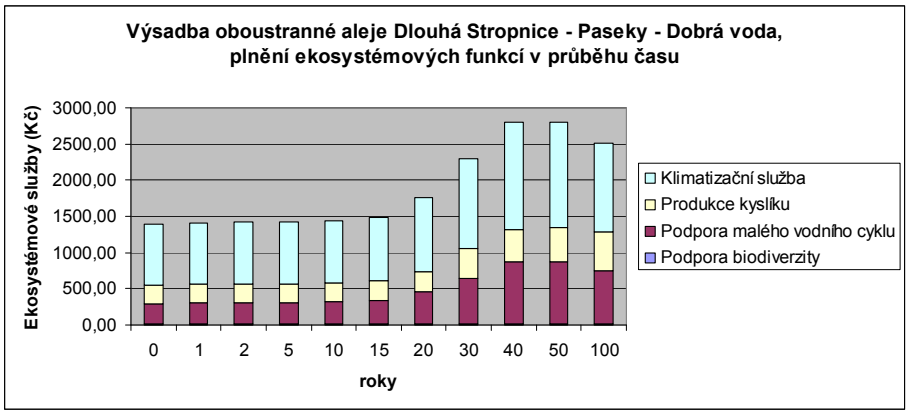
Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	37560,00	16,50	10,20	95,81	574,86	1638,35	103,36	1,85	690,68	96,43	675,01	1890,03
	2	36640,00	17,20	10,63	101,41	608,46	1734,11	107,39	1,92	717,61	100,7	704,90	1973,72
	3	36760,00	18,00	11,12	102,96	617,76	1760,62	109,3	1,96	730,37	102,85	719,95	2015,86
	5	35590,00	19,00	11,74	108,33	649,98	1852,44	113,41	2,03	757,83	107,14	749,98	2099,94
	10	35986,00	19,50	12,05	105,41	632,46	1802,51	107,99	1,93	721,62	104,34	730,38	2045,06
	15	37066,00	20,00	12,36	102,49	614,94	1752,58	102,46	1,83	684,66	101,55	710,85	1990,38
	20	38506,00	21,50	13,29	93,75	562,5	1603,13	86,31	1,54	576,74	93,16	652,12	1825,94
	30	43526,00	24,00	14,83	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	40	50910,00	24,00	14,83	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	50	56175,00	26,40	16,32	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
	100	61110,00	27,60	17,06	79,17	475,02	1353,81	59,22	1,06	395,72	85,71	599,97	1679,92
integrál 10			167,70	103,64	946,44	5678,61	16184,04	989,93	17,72	6614,96	939,03	6573,21	18404,99
průměr za 10 let			16,77		94,64			98,99			93,90		
integrál 30			597,70	369,38	2821,39	16928,31	48245,68	2715,63	48,61	18146,52	2834,88	19844,16	55563,65
průměr za 30 let			19,92		94,05			90,52			94,50		
integrál 50			1089,70	673,43	4404,79	26428,71	75321,82	3900,03	69,81	26060,97	4549,08	31843,56	89161,97
průměr za 50 let			21,79		88,10			78,00			90,98		
integrál			2439,70	1507,73	8363,29	50179,71	143012,17	6861,03	122,81	45847,11	8834,58	61842,06	173157,77
průměr za 100 let			24,40		83,63			68,61			88,35		

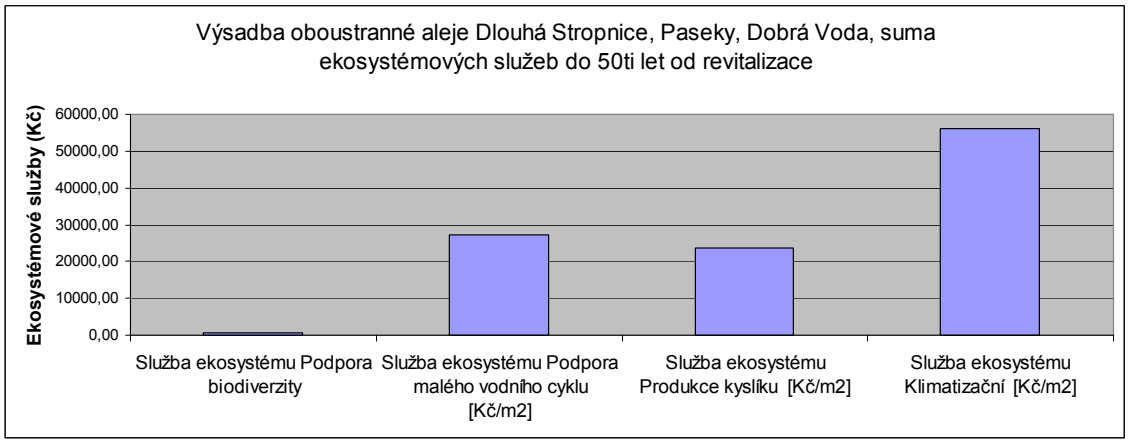




Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda, varianta revitalizace

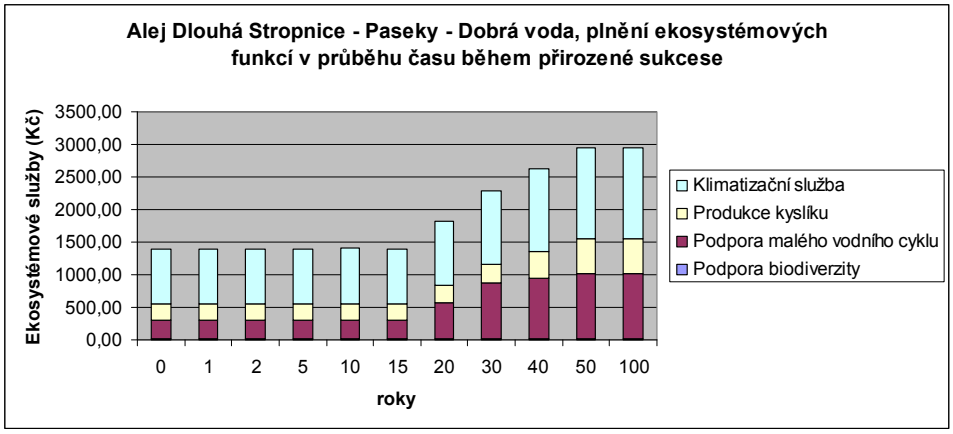
Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	0	951900,00	19,00	11,74	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	1	951072,00	18,98	11,73	16,95	101,6725293	289,77	39,45	0,71	263,59	43,10	301,67	844,68
	2	952812,80	19,02	11,75	17,10	102,6225341	292,47	39,64	0,71	264,89	43,23	302,62	847,34
	5	954798,00	19,06	11,78	17,22	103,3250587	294,48	39,78	0,71	265,85	43,33	303,32	849,31
	10	1007044,75	20,10	12,42	17,66	105,9874671	302,06	40,33	0,72	269,47	43,71	305,99	856,76
	15	1059029,20	21,14	13,06	18,61	111,643588	318,18	41,48	0,74	277,18	44,52	311,64	872,59
	20	1163054,00	23,21	14,35	25,69	154,1522395	439,33	42,71	0,76	285,38	51,88	363,16	1016,86
	30	1201521,20	23,98	14,82	36,68	220,0878659	627,25	62,92	1,13	420,43	62,86	440,01	1232,02
	40	1370974,80	27,36	16,91	50,00	300	855,00	67,38	1,21	450,22	75,63	529,44	1482,44
	50	1460287,00	29,15	18,01	50,00	300	855,00	71,01	1,27	474,49	74,41	520,88	1458,46
	100	1440375,00	28,75	17,77	42,86	257,16	732,91	79,89	1,43	533,84	62,50	437,50	1225,00
integrál 10			173,96	107,51	155,37	932,22	2656,83	358,52	6,42	2395,75	390,32	2732,21	7650,20
průměr za 10 let			17,40		15,54			35,85			39,03		
integrál 30			623,93	385,59	668,67	4011,99	11434,17	1301,64	23,30	8697,88	1425,59	9979,14	27941,59
průměr za 30 let			20,80		22,29			43,39			47,52		
integrál 50			1163,23	718,87	1602,07	9612,43	27395,42	2645,03	47,35	17674,73	2868,28	20077,99	56218,37
průměr za 50 let			23,26		32,04			52,90			57,37		
integrál			2610,66	1613,39	3923,57	23541,43	67093,07	6417,48	114,87	42883,21	6291,07	44037,47	123304,91
průměr za 100 let			26,11		39,24			64,17			62,91		

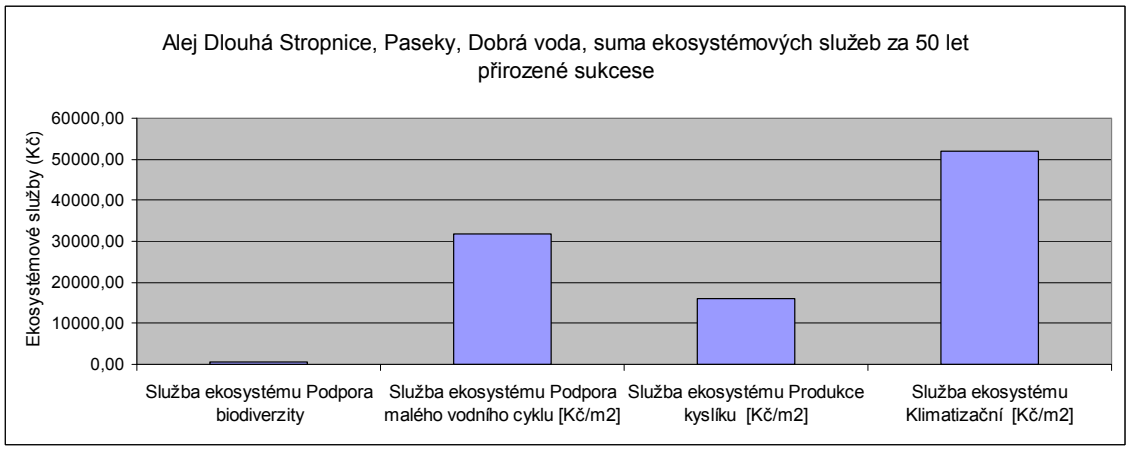




Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice – Paseky – Dobrá Voda, varianta spontánní sukcese

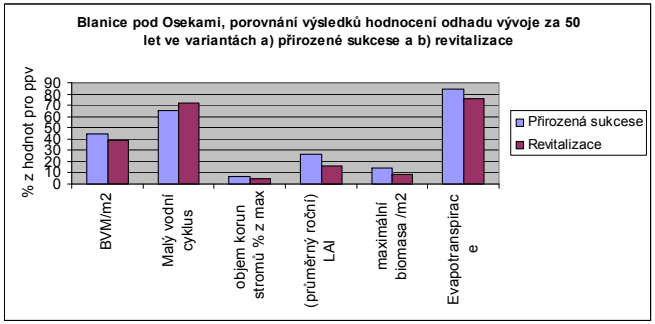
Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda		body celkem	BVM/m2	Služba ekosystému Podpora biodiverzity	Malý vodní cyklus [%]	Malý vodní cyklus [l/m2/rok]	Služba ekosystému Podpora malého vodního cyklu [Kč/m2]	produkce biomasy [%]	produkce biomasy [kg/m2/rok]	Služba ekosystému Produkce kyslíku [Kč/m2]	Evapotrans-pirace [%]	Evapotrans-pirace [l/m2/rok]	Služba ekosystému Klimatizační [Kč/m2]
	1	951900,00	19	11,74	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	2	951072,00	19	11,74	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	3	952812,80	19	11,74	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	5	954798,00	19	11,74	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	10	1007044,75	18,80	11,62	16,67	100,02	285,06	39,69	0,71	265,22	42,86	300,02	840,06
	15	1059029,20	18,60	11,49	16,67	100,02	285,06	39,11	0,70	261,34	42,86	300,02	840,06
	20	1163054,00	21,30	13,16	33	198	564,30	40,16	0,72	268,36	50	350,00	980,00
	30	1201521,20	24,00	14,83	50	300	855,00	44,69	0,80	298,63	57,14	399,98	1119,94
	40	1370974,80	24,50	15,14	54,17	325,02	926,31	62,26	1,11	416,04	64,29	450,03	1260,08
	50	1460287,00	25,00	15,45	58,33	349,98	997,44	79,89	1,43	533,84	71,43	500,01	1400,03
	100	1440375,00	25,00	15,45	58,33	349,98	997,44	79,89	1,43	533,84	71,43	500,01	1400,03
integrál 10			170,50	105,37	150,03	900,18	2565,51	353,44	6,33	2361,77	385,74	2700,18	7560,50
průměr za 10 let			17,05		15,00			35,34			38,57		
integrál 30			590,25	364,77	772,56	4635,33	13210,69	1172,87	20,99	7837,38	1367,89	9575,23	26810,64
průměr za 30 let			19,68		25,75			39,10			45,60		
integrál 50			1080,25	667,59	1855,91	11135,43	31735,98	2418,37	43,29	16160,12	2653,64	18575,48	52011,34
průměr za 50 let			21,61		37,12			48,37			53,07		
integrál			2330,25	1440,09	4772,41	28634,43	81608,13	6412,87	114,79	42852,36	6225,14	43575,98	122012,74
průměr za 100 let			23,30		47,72			64,13			62,25		

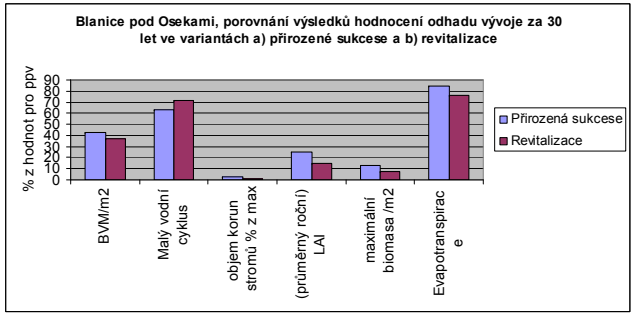


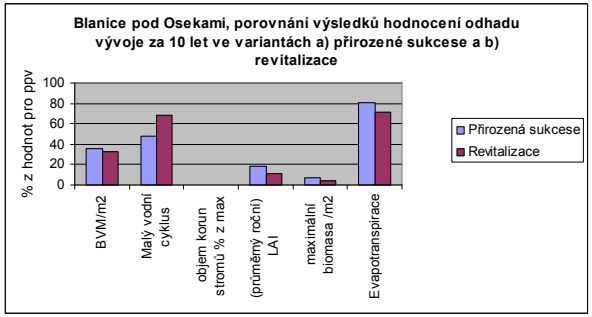


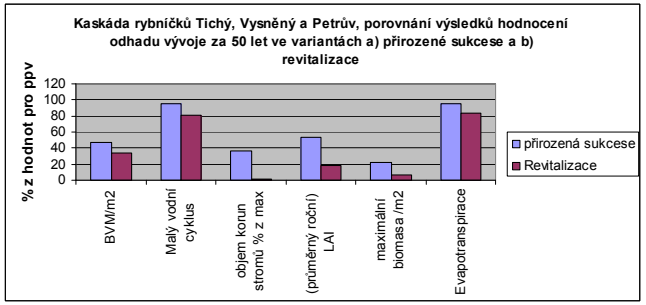
Příloha 9

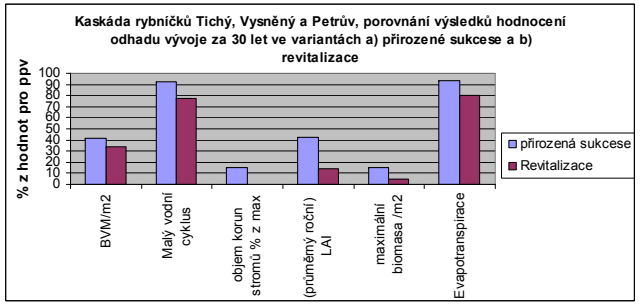
Výsledky hodnocení biodiverzity podle metody BVM a indikátorů ekosystémových funkcí. Jednotlivé sloupce grafů představují celkovou hodnotu (tj. průměr za hodnocené období) z procentických hodnot parametrů, vztažených k potenciální přirozené vegetaci (ppv) v průběhu padesáti, třiceti a deseti let ; porovnání varianty revitalizace a přirozené sukcese.

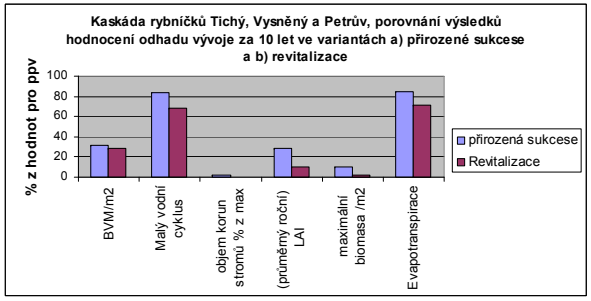


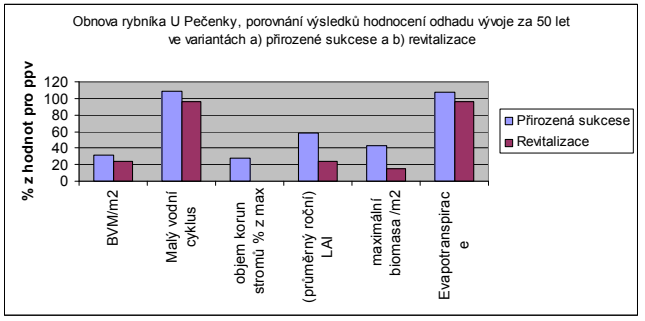


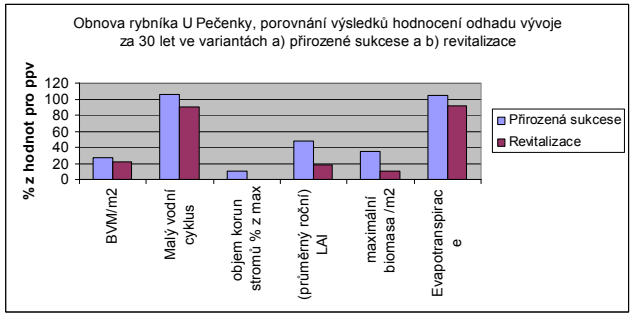


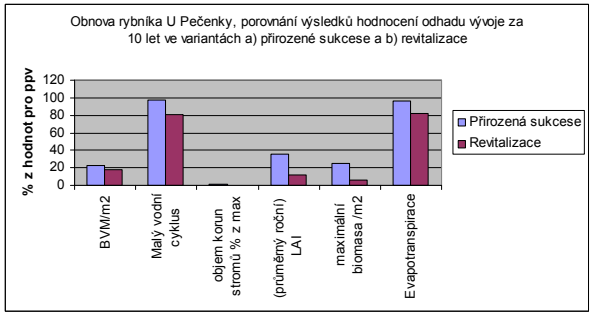


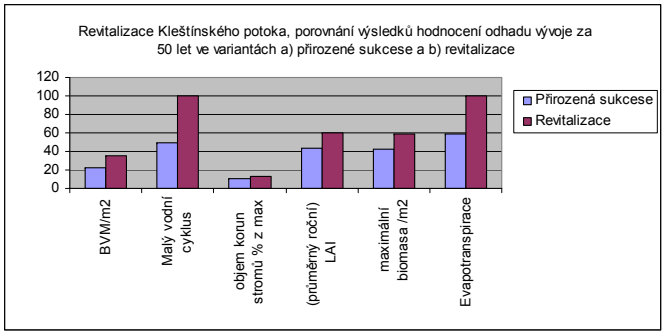


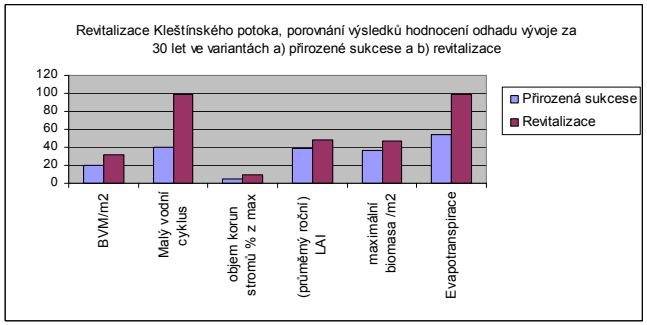


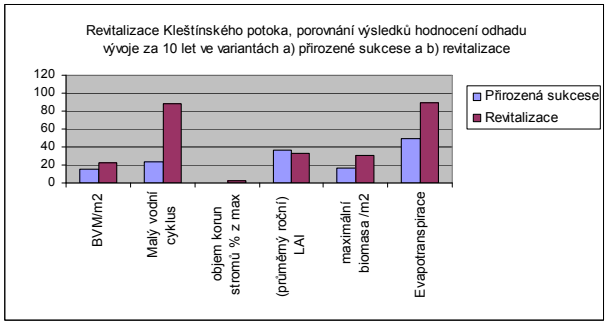


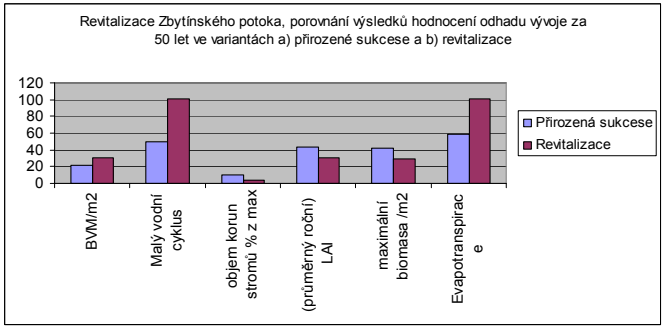


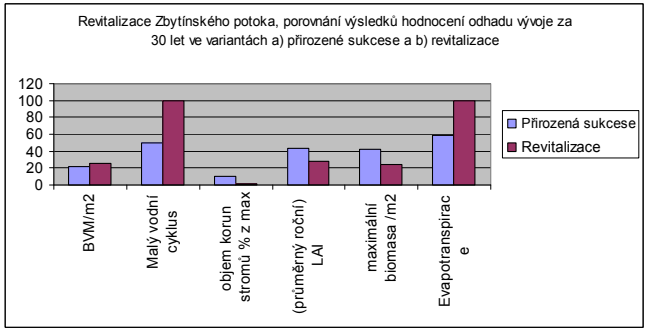


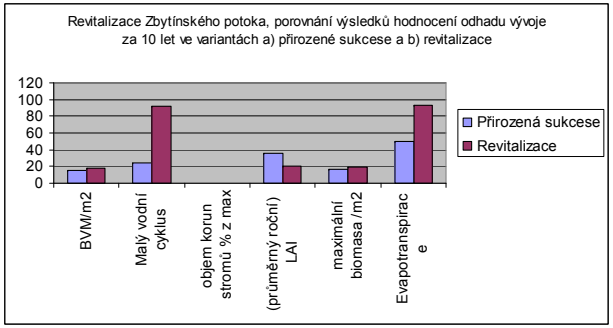

Revitalizace Kleštínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

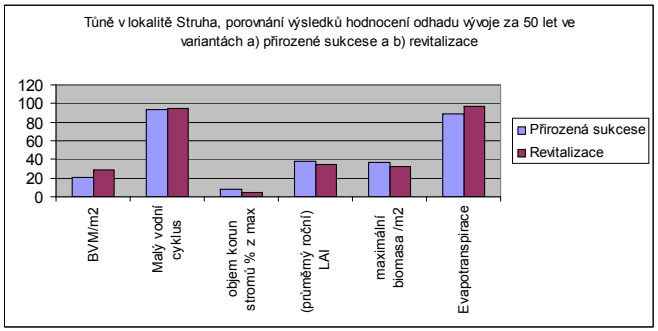

Revitalizace Kleštínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

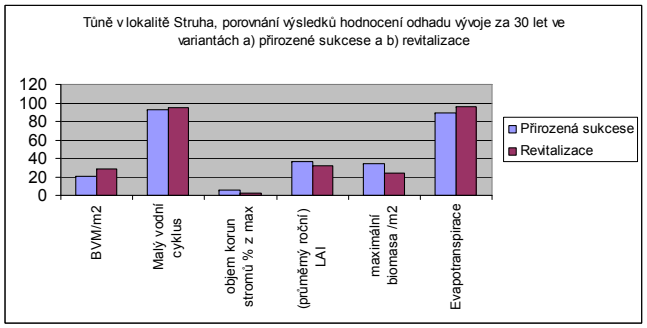

Revitalizace Kleštínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

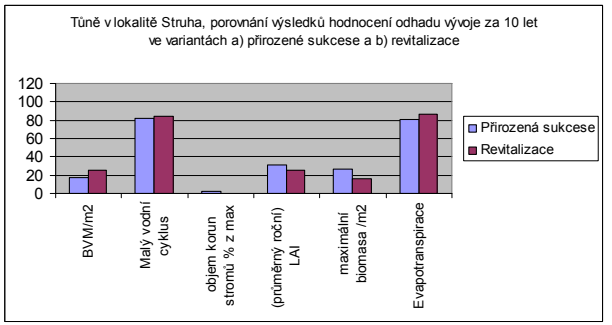

Revitalizace Zbytínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirac e
Přirozená sukcese
Revitalizace

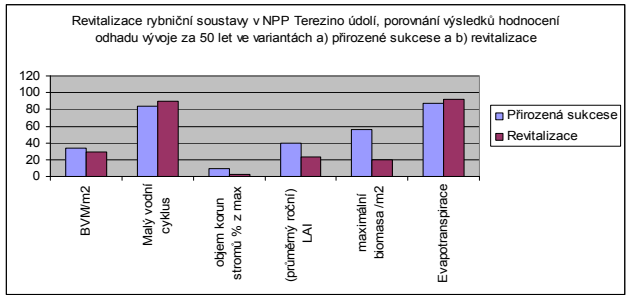

Revitalizace Zbytínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirac e
Přirozená sukcese
Revitalizace

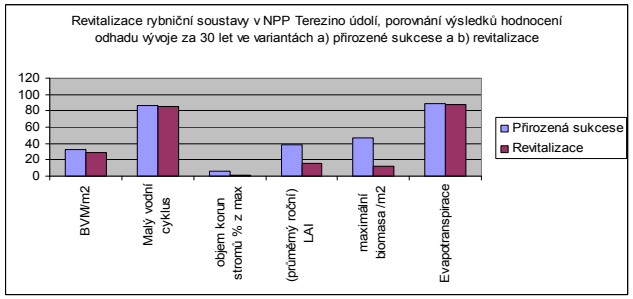

Revitalizace Zbytínského potoka, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirac e
Přirozená sukcese
Revitalizace

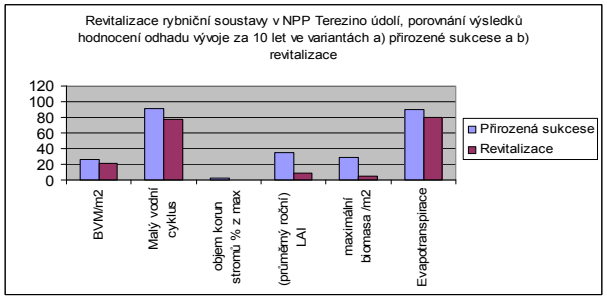

Tůně v lokalitě Struha, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

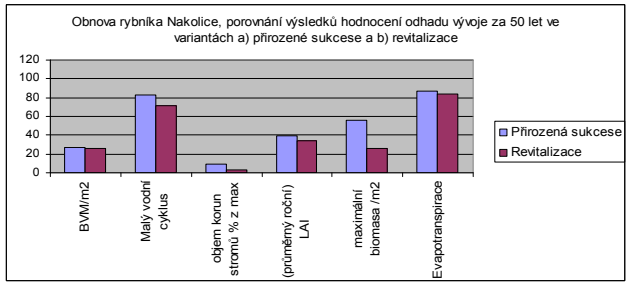

Tůně v lokalitě Struha, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

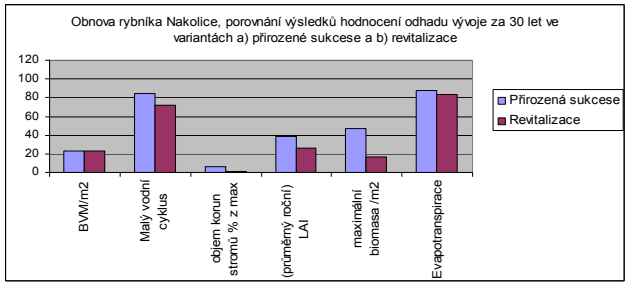

Tůně v lokalitě Struha, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

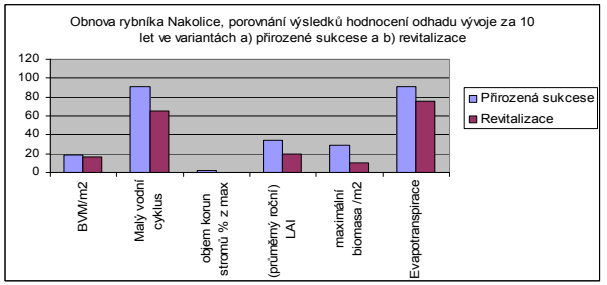

Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

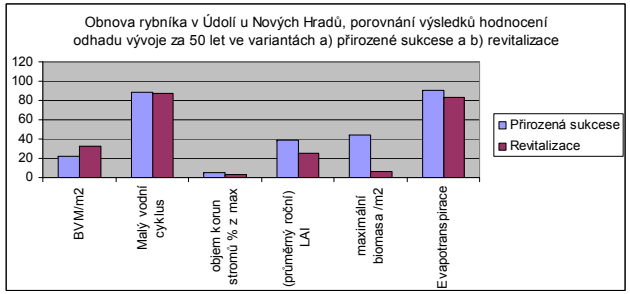

Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

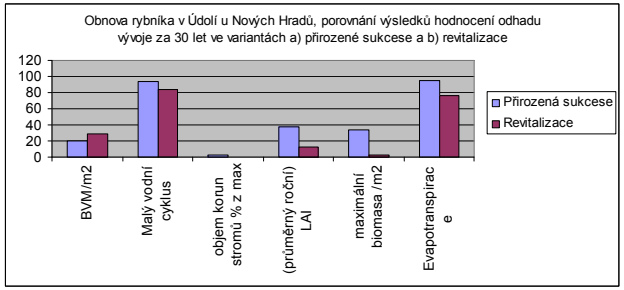

Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

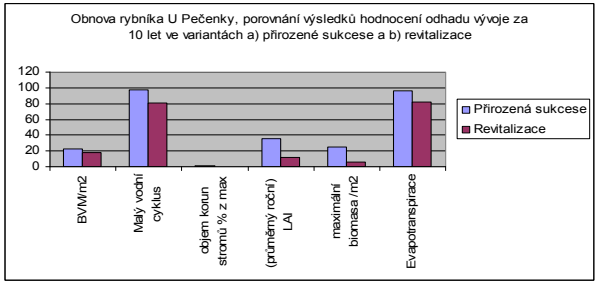

Obnova rybníka Nakolice, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

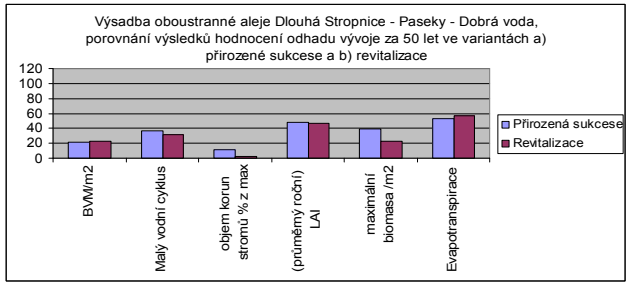

Obnova rybníka Nakolice, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

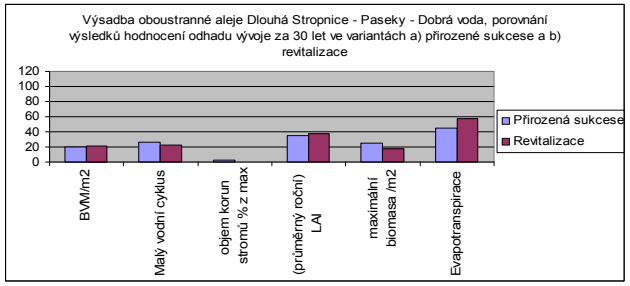

Obnova rybníka Nakolice, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

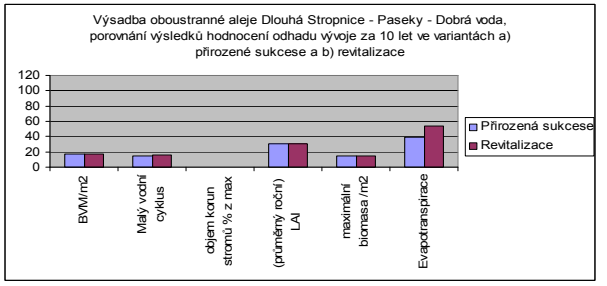

Obnova rybníka v Údolí u Nových Hradů, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace


Obnova rybníka v Údolí u Nových Hradů, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirac e
Přirozená sukcese
Revitalizace


Obnova rybníka U Pečenky, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace


Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 50 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

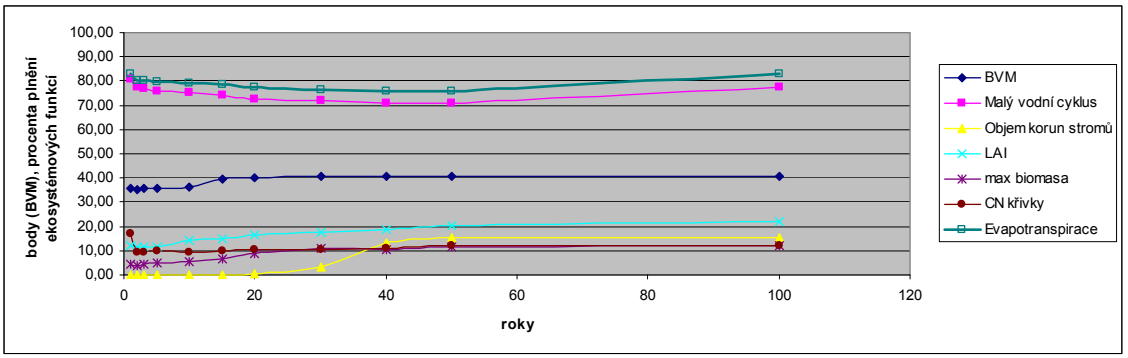

Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 30 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace


Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda, porovnání výsledků hodnocení odhadu vývoje za 10 let ve variantách a) přirozené sukcese a b) revitalizace
120
100
80
60
40
20
0
BVM/m2
Malý vodní cyklus
objem korun stromů % z max
(průměrný roční) LAI
maximální biomasa /m2
Evapotranspirace
Přirozená sukcese
Revitalizace

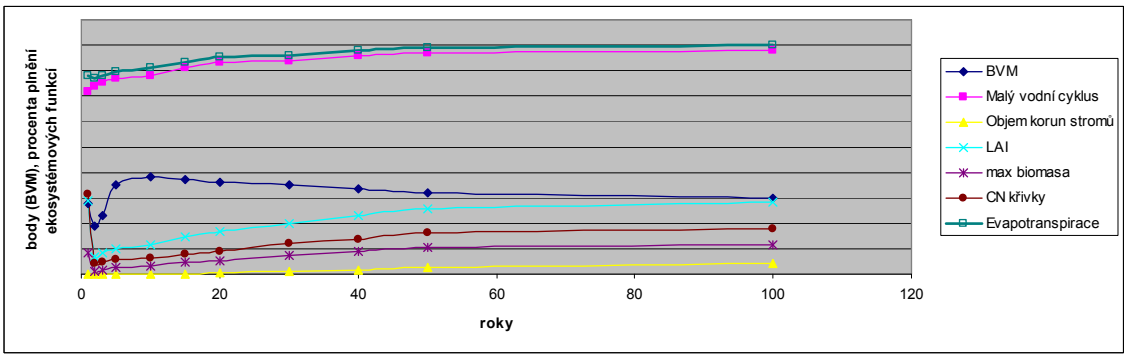
Příloha 10

Pro deset hodnocených revitalizačních opatření byla vytvořena a) tabulka souhrnných hodnot parametrů pro jednotlivé roky a b) graf s křivkami vývoje hodnot biodiverzity podle metody BVM a jednotlivých indikátorů ekosystémových funkcí.

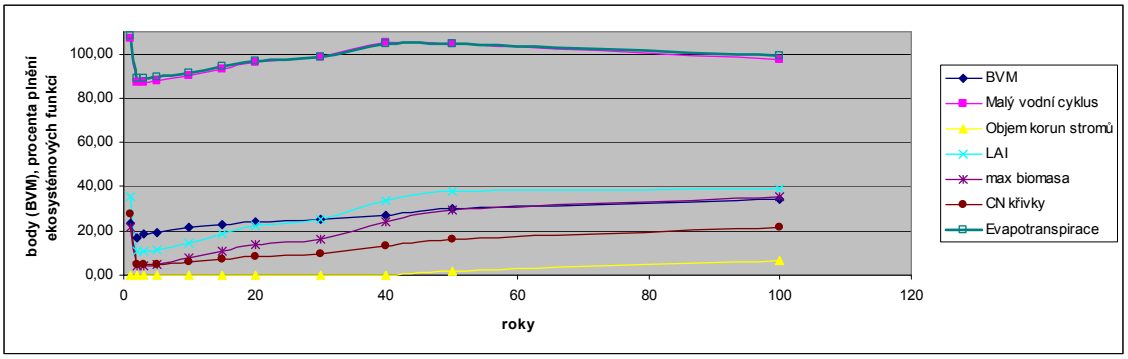
Blanice pod Osekami		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	72021,00	35,81	80,81	0	0,00	12,05	4,42	48,82	17,28	83,2
	2	71163,00	35,39	77,45	10	0,02	11,73	3,92	87,24	9,39	80,46
	3	71272,50	35,44	76,65	12	0,02	11,77	4,57	86,76	9,55	79,96
	5	71905,70	35,76	75,88	14	0,02	11,81	5,20	86,30	9,7	79,48
	10	73194,00	36,40	75,33	38,5	0,06	14,11	5,65	85,97	9,18	79,14
	15	79668,50	39,62	74,41	130	0,22	14,89	6,40	85,42	10	78,56
	20	80871,00	40,21	72,75	294	0,49	16,29	8,99	84,42	10,33	77,52
	30	81750,00	40,65	72,25	1980	3,28	17,54	11,04	83,52	10,63	76,59
	40	82130,00	40,84	70,87	7928	13,14	18,90	10,31	82,55	10,95	75,58
	50	81974,50	40,76	70,97	9425	15,62	20,42	11,33	82,74	11,85	75,77
	100	81957,50	40,75	77,55	9425	15,62	21,89	12,02	82,23	12,01	82,91



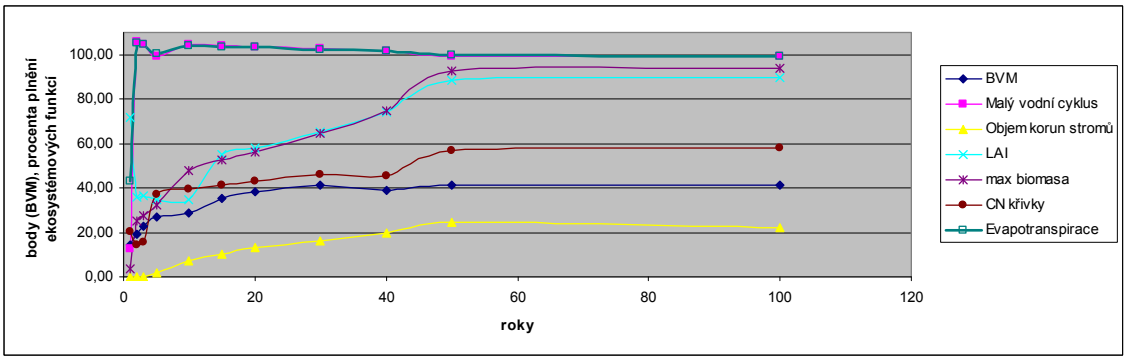
Kaskáda rybníčků Tichý, Vysněný a Petrův		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	292960,00	27,95	71,63	0	0,00	28,76	8,4	78,71	31,39	78,27
	2	198082,00	18,90	73,88	0	0,00	7,00	1,16	82,32	4,21	77,15
	3	243449,40	23,23	75,17	0	0,00	8,39	1,77	83,41	4,89	78,27
	5	369050,00	35,21	76,83	0	0,00	10,18	2,56	84,80	5,77	79,72
	10	402420,00	38,40	78,26	100	0,03	11,73	3,23	86,00	6,53	80,98
	15	388240,00	37,05	80,96	500	0,16	14,65	4,48	88,27	7,97	83,34
	20	378840,00	36,15	83,04	1000	0,32	16,91	5,45	90,02	9,08	85,16
	30	367160,00	35,03	83,59	2500	0,80	19,76	7,22	88,80	11,8	85,88
	40	351880,00	33,58	85,74	5500	1,75	22,94	8,73	88,67	13,86	87,85
	50	335040,00	31,97	86,76	8500	2,70	25,74	10,35	88,27	16,23	88,92
	100	312040,00	29,77	87,85	12600	4,01	28,05	11,62	88,34	18,03	89,99



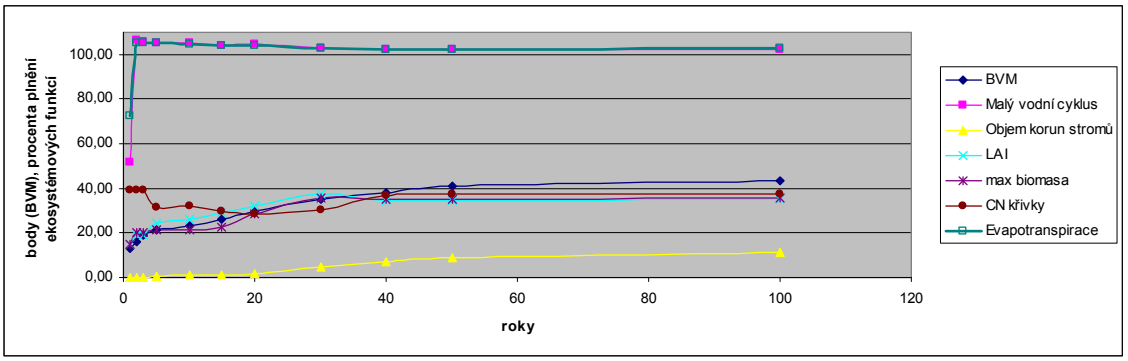
Obnova rybníka U Pečenky		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	39472,00	23,29	107,14	0	0,00	35,68	21,43	113,41	27,81	108,33
	2	28345,00	16,72	87,02	0	0,00	10,59	4,26	79,54	4,58	88,87
	3	31466,00	18,56	87,24	0	0,00	10,87	4,50	96,44	4,68	89,06
	5	33020,00	19,48	87,68	0	0,00	11,43	4,97	96,80	4,88	89,44
	10	36676,00	21,64	90,11	0	0,00	14,51	7,56	98,76	5,99	91,53
	15	38208,00	22,54	93,21	0	0,00	18,43	10,85	101,25	7,41	94,18
	20	41199,00	24,31	96,01	0	0,00	21,97	13,84	103,50	8,68	96,58
	30	43183,00	25,48	98,52	0	0,00	25,14	16,50	105,52	9,83	98,73
	40	45500,00	26,84	105,38	0	0,00	33,82	23,80	111,04	12,95	104,61
	50	51220,00	30,22	104,89	1000	1,97	37,97	29,56	107,67	16,49	104,61
	100	58216,00	34,35	97,15	3250	6,39	38,92	35,45	94,77	21,43	98,92



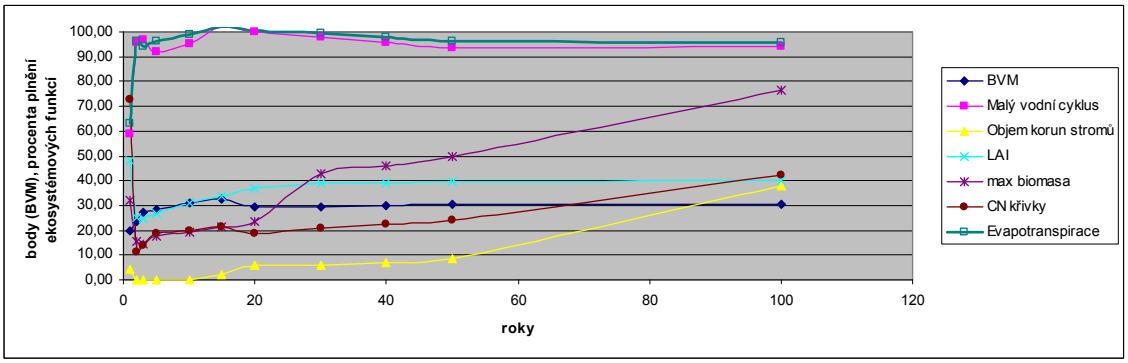
Revitalizace Kleštínského potoka		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	85500,00	14,29	12,50	0	0,00	71,54	3,56	50,28	20,38	42,86
	2	115250,00	19,26	105,87	20	0,01	36,12	25,31	111,72	14,16	105,34
	3	137026,50	22,89	104,80	525	0,29	36,33	27,61	109,76	15,25	104,40
	5	162128,25	27,09	99,34	3200	1,78	34,42	32,12	103,49	37,29	100,39
	10	172746,00	28,86	104,63	13000	7,24	34,73	47,65	108,42	39,73	103,97
	15	210671,50	35,20	104,08	18480	10,29	55,01	52,53	107,52	41,48	103,49
	20	228991,50	38,26	103,66	23500	13,09	58,07	56,19	106,85	42,91	103,14
	30	247496,50	41,35	102,69	29000	16,15	65,29	64,74	105,28	45,82	102,30
	40	232621,50	38,87	101,57	35200	19,60	74,35	74,50	103,49	45,24	101,35
	50	246121,50	41,12	99,48	44000	24,51	88,71	92,81	100,13	57,04	99,56
	100	247021,50	41,27	99,35	39600	22,06	89,67	94,03	99,91	57,83	99,44



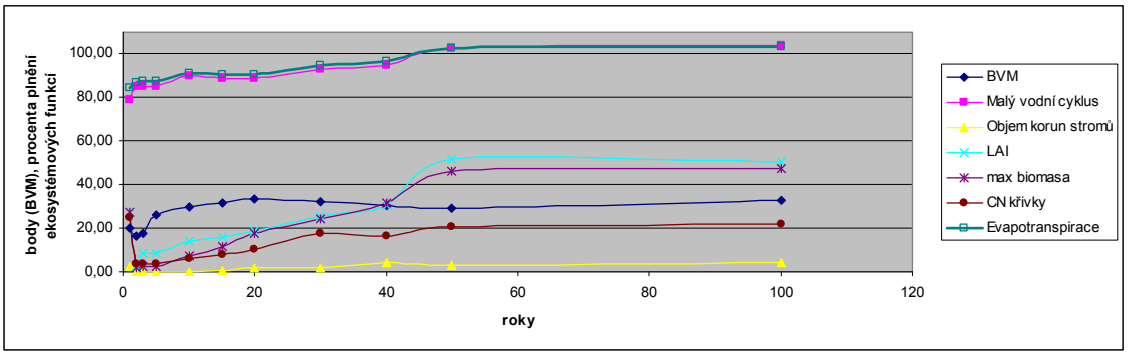
Revitalizace Zbytínského potoka		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	628260,00	13,06	51,96	0	0,00	14,82	14,82	78,57	39,14	72,27
	2	765233,00	15,91	106,25	57	0,00	19,02	19,94	111,88	39,05	105,51
	3	922732,00	19,18	106,00	726	0,05	19,11	20,49	111,74	38,99	105,36
	5	1026629,00	21,34	105,39	4615	0,32	24,42	21,42	111,40	31,7	105,00
	10	1117541,00	23,23	105,01	19077	1,32	26,40	21,59	111,18	31,93	104,77
	15	1248560,00	25,95	104,23	21162	1,47	28,92	22,38	110,72	29,53	104,28
	20	1430297,00	29,73	104,49	26944	1,87	31,82	28,72	107,24	28,25	104,07
	30	1690050,00	35,13	102,58	70000	4,85	37,18	35,54	102,72	30,09	102,60
	40	1842774,00	38,30	101,98	106000	7,34	34,61	35,35	101,32	37	102,14
	50	1985640,00	41,27	101,98	125000	8,66	34,61	35,35	104,24	37,18	102,14
	100	2089120,00	43,42	102,50	160000,00	11,09	35,27	35,91	104,66	37,5	102,58



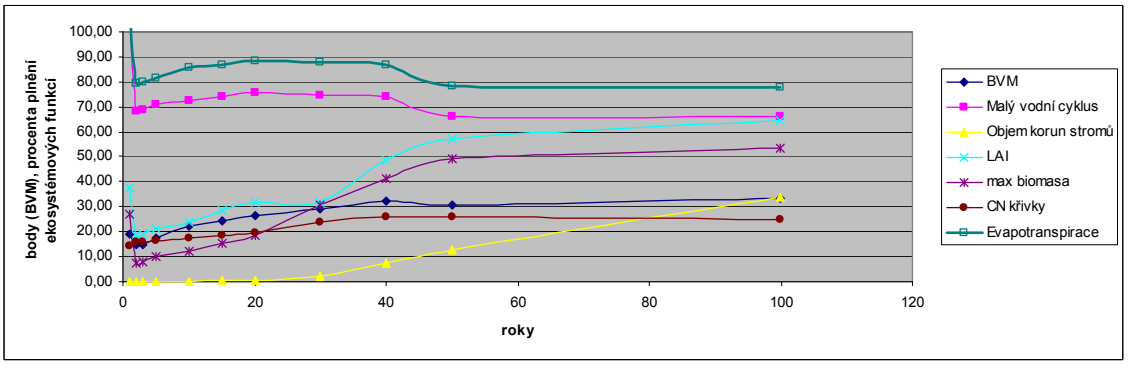
Tůně v lokalitě Struha		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	13980,00	19,97	58,99	920	4,38	48,19	32,20	52,58	72,81	63,30
	2	16625,00	23,75	95,83	0	0,00	25,03	15,73	103,36	11,37	96,43
	3	19050,00	27,21	96,90	0	0,00	24,60	14,43	97,96	13,82	94,08
	5	19906,00	28,44	92,14	0	0,00	26,75	17,63	99,27	18,51	96,32
	10	21709,00	31,01	95,35	20	0,10	30,82	19,47	101,85	19,97	99,08
	15	22980,00	32,83	102,14	400	1,90	33,81	21,35	105,56	21,65	102,24
	20	20740,00	29,63	99,76	1180,00	5,62	37,11	23,61	100,05	18,59	100,71
	30	20700,00	29,57	97,92	1250,00	5,95	38,82	42,79	96,05	20,94	99,49
	40	20920,00	29,89	95,83	1500,00	7,14	39,08	45,96	92,58	22,27	97,96
	50	21184,00	30,26	93,33	1800,00	8,57	39,38	49,77	88,41	23,87	96,12
	100	21480,00	30,69	94,05	8000	38,10	40,09	76,69	89,94	42,47	95,92



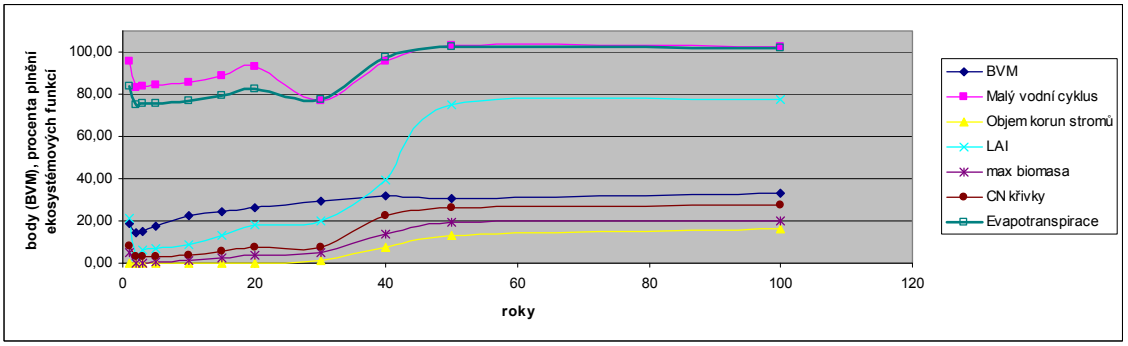
Revitalizace rybniční soustavy v NPP Terezino údolí		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	441700,00	19,90	78,77	16800	2,52	27,17	27,58	85,15	24,83	84,65
	2	359700,00	16,20	85,02	0	0,00	2,54	1,82	94,66	3,67	87,16
	3	396000,00	17,84	85,13	0	0,00	8,21	2,26	94,75	3,72	87,25
	5	574317,00	25,87	85,24	0	0,00	8,35	2,38	94,84	3,77	87,35
	10	657390,00	29,61	89,75	0	0,00	14,05	7,17	98,46	5,83	91,21
	15	704440,00	31,73	89,02	5000,00	0,75	15,86	11,49	96,18	7,65	90,83
	20	744640,00	33,54	88,44	11300,00	1,70	18,58	17,32	93,56	10,11	90,63
	30	715500,00	32,23	92,94	13000,00	1,95	25,37	24,15	96,50	17,82	94,59
	40	678560,00	30,57	94,78	28000,00	4,20	30,61	31,55	96,17	16,17	96,43
	50	649200,00	29,24	102,78	22000,00	3,30	51,71	45,89	106,22	20,89	102,51
	100	722000,00	32,52	103,83	29000,00	4,35	50,39	47,39	106,01	21,76	103,60



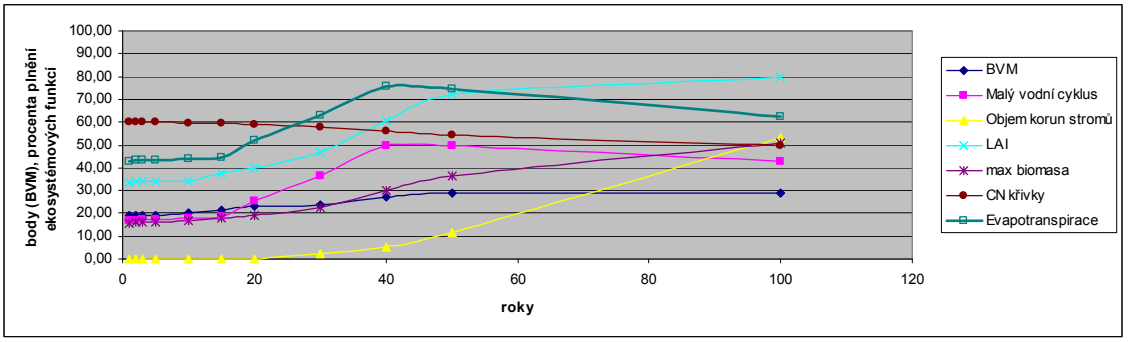
Obnova rybníka Nakolice		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus (% z max)	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů (% z max)	(průměrný roční) LAI (% z max)	maximální biomasa /m2 (% z max)	produkce biomasy (% z max)	retenční schopnost podle CN křivek (% z max)	Evapotranspirace (% z max)
	1	41230,00	19,00	108,33	0	0,00	37,55	26,94	113,41	14,3	107,14
	2	31850,00	14,68	68,43	1	0,00	18,56	7,38	86,31	15,61	79,33
	3	32045,50	14,77	69,01	2,3	0,00	19,16	8,08	86,78	15,85	79,82
	5	38415,50	17,70	71,00	10,62	0,02	21,40	10,13	88,35	16,53	81,46
	10	48745,50	22,46	72,73	57,2	0,09	23,65	12,29	81,75	17,25	85,96
	15	53388,00	24,60	74,02	230,80	0,35	28,50	15,46	82,55	18,46	87,03
	20	57262,00	26,39	75,42	502,00	0,77	31,82	18,50	83,29	19,77	88,24
	30	63253,00	29,15	74,85	1210,00	1,86	31,54	30,64	80,14	23,65	87,98
	40	69510,00	32,03	73,92	4900,00	7,53	48,84	41,42	78,67	26,07	86,89
	50	66960,00	30,86	65,88	8230,00	12,64	57,31	49,31	71,89	25,90	78,50
	100	72216,00	33,28	65,88	21970,00	33,75	64,64	53,22	74,24	25,11	77,71



Obnova rybníka Obecní v Údolí u Nových Hradů		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů % z max	(průměrný roční) LAI	maximální biomasa /m2	produkce biomasy	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace
	1	37560,00	29,12	95,34	0	0,00	21,12	4,91	102,96	8,38	84,01
	2	36640,00	28,40	83,33	0	0,00	3,40	0,13	93,3	2,9	75
	3	36760,00	28,50	83,77	0	0,00	6,48	0,3	93,65	3,1	75,33
	5	35590,00	27,59	84,31	0	0,00	7,17	0,52	94,09	3,35	75,74
	10	35986,00	27,90	85,51	0	0,00	8,69	1	95,06	3,9	76,64
	15	37066,00	28,73	88,79	0	0,00	12,83	2,30	97,69	5,39	79,09
	20	38506,00	29,85	93,16	0	0,00	18,36	4,04	101,20	7,38	82,37
	30	43526,00	33,74	77,14	1000	1,46	19,82	4,89	96,74	7,74	77,29
	40	50910,00	39,47	95,60	5000	7,28	39,10	13,76	92,18	22,42	97,78
	50	56175,00	43,55	102,91	9100	13,25	74,84	19,18	104,68	26,40	102,49
	100	61110,00	47,37	102,51	11200	16,30	77,59	19,85	109,37	27,30	102,15



Výsadba oboustranné aleje Dlouhá Stropnice - Paseky - Dobrá voda		body celkem	BVM/m2	Malý vodní cyklus	objem korun stromů (m^3)	objem korun stromů % z max	(průměrný roční) LAI	maximální biomasa /m2	produkce biomasy	retenční schopnost podle CN křivek	Evapotranspirace
	1	951900,00	19,00	16,67	0,00	0,00	33,79	15,73	77,65	60,00	42,86
	2	951072,00	18,98	16,95	10,62	0,00	33,85	16,02	77,67	59,92	43,10
	3	952812,80	19,02	17,10	60,20	0,00	33,89	16,19	77,68	59,87	43,23
	5	954798,00	19,06	17,22	208,90	0,01	33,91	16,31	77,69	59,83	43,33
	10	1007044,75	20,10	17,66	1125,70	0,07	34,01	16,78	77,72	59,70	43,71
	15	1059029,20	21,14	18,61	2823,20	0,19	37,64	17,78	77,78	59,42	44,52
	20	1163054,00	23,21	25,69	2823,20	0,19	39,63	18,85	77,85	59,12	51,88
	30	1201521,20	23,98	36,68	33630,00	2,24	47,07	22,81	62,92	57,99	62,86
	40	1370974,80	27,36	50,00	81448,30	5,42	60,97	30,23	67,38	55,89	75,63
	50	1460287,00	29,15	50,00	174251,20	11,59	72,30	36,27	71,01	54,18	74,41
	100	1440375,00	28,75	42,86	796500,00	52,99	80	51,05	79,89	50,00	62,50



Příloha 11

Seznam biotopů České republiky a jejich bodových hodnot (HB)

Číslo	Typ biotopu nebo podskupina typů biotopů	Parametr								Su.	ZBH	HB
		Z	P	DS	DD	VB	VD	CB	OB	%		
1	V00.1 Podzemní vody intersticiální	6	6	2	1	2	1	6	3	56	180	**31**
2	V00.2 Podzemní vody puklinové	6	6	2	1	4	1	6	4	63	225	**39**
3	V0.1 Podzemní krasová jezírka	6	6	3	2	6	1	4	3	65	221	**36**
4	V0.2 Podzemní krasové toky	6	6	3	3	6	1	4	3	67	252	**44**
5	V1 Makrofytní vegetace přirozeně eutrofních a mezotrofních stojatých vod	5	5	4	4	4	4	4	3	69	270	**47**
6	V2.1 Makrofytní vegetace mělkých stojatých vod	5	6	4	4	4	3	5	4	73	304	**53**
7	V2.2 Periodické stojaté vody	5	6	3	3	4	2	5	4	67	255	**44**
8	V2.3 Vody zvláštního chemizmu	5	6	3	2	6	1	4	3	63	224	**39**
9	V3 Makrofytní vegetace oligotrofních jezírek a tůní	6	6	4	3	6	3	5	4	77	342	**59**
10	*V4 Makrofytní vegetace vodních toků* V4.1 Pramenné stružky	6	6	3	3	4	1	5	3	65	234	**41**
11	*V4 Makrofytní vegetace vodních toků* V4.2 Pstruhová pásma horských a podhorských toků	6	6	3	4	4	2	5	3	69	266	**46**
12	*V4 Makrofytní vegetace vodních toků* V4.3 Lipanová pásma podhorských potoků a řek	6	6	4	4	4	2	5	4	73	300	**52**
13	*V4 Makrofytní vegetace vodních toků* V4.4 Parmová pásma toků	5	6	4	5	4	3	4	4	73	300	**52**
14	*V4 Makrofytní vegetace vodních toků* V4.5 Cejnová pásma toků	5	6	5	5	4	6	4	3	79	357	**62**
15	V5 Vegetace parožnatek	6	6	3	3	6	3	5	4	75	324	**56**
16	V6 Vegetace šídlatek (Isoëtes)	6	6	3	2	6	2	6	3	71	289	**50**
17	M1.1 Rákosiny eutrofních stojatých vod	4	5	3	4	2	2	3	3	54	160	**28**
18	M1.2 Slanomilné rákosiny a ostřicové porosty	5	5	3	4	6	3	4	5	73	306	**53**
19	M1.3 Eutrofní vegetace bahnitých substrátů	4	5	3	4	4	3	3	3	60	208	**36**
20	M1.4 Říční rákosiny	4	6	3	3	2	2	3	3	54	160	**28**
21	M1.5 Pobřežní vegetace potoků	4	6	3	3	4	2	3	3	58	192	**33**
22	M1.6 Mezotrofní vegetace bahnitých substrátů	5	5	3	3	4	3	3	3	60	208	**36**
23	M1.7 Vegetace vysokých ostřic	4	5	3	3	2	2	3	3	52	150	**26**
24	M1.8 Vápnitá slatiniště s mařicí pilovitou (Cladium mariscus)	5	6	3	4	6	3	5	5	77	342	**59**
25	M2.1 Vegetace letněných rybníků	5	5	3	3	6	2	4	3	65	240	**42**
26	M2.2 Jednoletá vegetace vlhkých písků	5	5	2	3	6	2	5	3	65	240	**42**
27	M2.3 Vegetace obnažených den teplých oblastí	5	5	3	3	6	3	5	3	69	272	**47**
28	M2.4 Vegetace jednoletých slanomilných trav	6	5	2	2	6	2	5	6	71	285	**49**
29	M3 Vegetace vytrvalých obojživelných bylin	5	6	3	3	4	2	4	3	63	221	**38**
30	M4.1 Štěrkové náplavy bez vegetace	6	6	2	2	4	1	2	4	56	176	**31**
31	M4.2 Štěrkové náplavy s židovníkem německým (Myricaria germanica)	6	6	3	2	6	2	4	4	69	272	**47**
32	M4.3 Štěrkové náplavy s třtinou pobřežní (Calamagrostis pseudophragmites)	5	6	3	2	6	2	3	4	65	240	**42**
33	M5 Devětsilové lemy horských potoků	5	5	4	4	4	2	3	4	65	234	**41**
34	M6 Bahnité říční náplavy	3	6	3	4	4	2	3	3	58	192	**33**
35	M7 Bylinné lemy nížinných řek	4	5	3	4	4	2	3	3	58	192	**33**
36	R0.1 Prameny prostých vod	6	6	2	2	4	1	5	3	60	208	**36**
37	R0.2 Termální a minerální prameny	6	6	2	2	4	1	4	3	58	192	**33**
38	R1.1 Luční pěnovcová prameniště	5	5	3	4	6	4	5	6	79	357	**62**
39	R1.2 Luční prameniště bez tvorby pěnovců	5	5	3	4	6	3	5	5	75	323	**56**
40	R1.3 Lesní pěnovcová prameniště	5	6	4	2	6	3	4	4	71	289	**50**
41	R1.4 Lesní prameniště bez tvorby pěnovců	5	6	4	3	6	3	4	4	73	306	**53**
42	R1.5 Subalpínská prameniště	5	6	3	4	6	3	5	4	75	324	**56**
43	R2.1 Vápnitá slatiniště	5	5	3	4	4	5	5	5	75	324	**56**
44	R2.2 Nevápnitá mechová slatiniště	5	5	3	4	6	3	5	4	73	306	**53**
45	R2.3 Přechodová rašeliniště	5	6	4	4	4	4	5	4	75	323	**56**
46	R2.4 Zrašelinělé půdy s hrotnosemenkou bílou (Rhynchospora alba)	6	6	3	4	6	3	6	5	81	380	**66**
47	R3.1 Otevřená vrchoviště	6	6	4	3	6	3	6	5	81	380	**66**
48	R3.2 Vrchoviště s klečí (Pinus mugo)	6	6	4	3	6	3	6	5	81	380	**66**
49	R3.3 Vrchovištní šlenky	6	6	3	3	6	3	6	5	79	360	**63**
50	S1.1 Štěrbinová vegetace vápnitých skal a drolin	5	6	3	5	6	5	2	4	75	323	**56**
51	S1.2 Štěrbinová vegetace silikátových skal a drolin	5	6	3	5	4	4	2	4	69	266	**46**
52	S1.3 Vysokostébelné trávníky skalních terásek	5	6	3	4	6	3	2	4	69	270	**47**

53	S1.4 Vysokobylinná vegetace zazemněných drolin	5	6	3	3	6	3	2	4	67	255	**44**
54	S1.5 Křoviny skal a drolin s rybízem alpínským (*Ribes alpinum*)	5	6	4	4	6	2	2	4	69	266	**46**
55	S2 Pohyblivé sutě	6	6	3	4	6	2	2	3	67	247	**43**
56	S3 Jeskyně	6	6	3	4	6	1	2	3	65	228	**40**
57	A1.1 Vyfoukávané alpínské trávníky	6	6	3	3	6	4	5	4	77	342	**59**
58	A1.2 Zapojené alpínské trávníky	6	5	3	3	6	4	5	4	75	323	**56**
59	A2.1 Alpínská vřesoviště	6	6	4	3	6	3	4	4	75	323	**56**
60	A2.2 Subalpínská brusnicová vegetace	6	6	4	3	6	3	4	4	75	323	**56**
61	A3 Sněhová vyležiska	6	6	3	3	6	3	5	4	75	324	**56**
62	A4.1 Subalpínské vysokostébelné trávníky	6	6	3	4	6	4	4	4	77	342	**59**
63	A4.2 Subalpínské vysokobylinné nivy	6	6	4	5	6	4	4	4	81	378	**66**
64	A4.3 Subalpínské kapradinové nivy	6	6	4	4	6	4	4	4	79	360	**63**
65	A5 Skalní vegetace sudetských karů	6	6	3	5	6	4	5	4	81	380	**66**
66	A6 Acidofilní vegetace alpínských skal a drolin	6	6	3	5	6	4	5	4	81	380	**66**
67	A7 Kosodřevina	6	6	4	5	6	3	4	3	77	336	**58**
68	A8.1 Subalpínské křoviny s vrbou laponskou (*Salix lapponum*)	6	6	4	4	6	3	4	4	77	340	**59**
69	A8.2 Vysoké subalpínské listnaté křoviny	5	6	4	5	6	2	4	4	75	320	**56**
70	T1.1 Mezofilní ovsíkové louky	3	4	4	5	2	3	4	3	58	192	**33**
71	T1.2 Horské trojštětové louky	4	5	4	4	4	4	4	5	71	289	**50**
72	T1.3 Poháňkové pastviny	3	4	4	4	4	2	4	5	63	225	**39**
73	T1.4 Aluviální psárkové louky	4	5	4	6	2	3	5	4	69	266	**46**
74	T1.5 Vlhké pcháčové louky	4	5	4	6	2	4	5	4	71	285	**49**
75	T1.6 Vlhká tužebníková lada	4	5	4	6	2	4	4	4	69	266	**46**
76	T1.7 Kontinentální zaplavované louky	4	6	4	6	6	4	5	4	81	380	**66**
77	T1.8 Kontinentální vysokobylinná vegetace	4	5	4	6	6	4	5	4	79	361	**63**
78	T1.9 Střídavě vlhké bezkolencové louky	5	5	4	5	4	5	5	5	79	361	**63**
79	T1.10 Vegetace vlhkých narušovaných půd	3	4	4	4	4	3	4	4	63	225	**39**
80	T2.1 Subalpínské smilkové trávníky	5	5	3	4	6	4	5	4	75	323	**56**
81	T2.2 Horské smilkové trávníky s alpínskými druhy	4	5	3	4	6	4	5	4	73	304	**53**
82	T2.3 Podhorské až horské smilkové trávníky	3	5	3	4	4	3	4	4	63	225	**39**
83	T3.1 Skalní vegetace s kostřavou sivou (*Festuca pallens*)	5	6	4	6	4	6	4	4	81	378	**66**
84	T3.2 Pěchavové trávníky	5	6	4	5	6	5	5	4	83	400	**69**
85	T3.3 Úzkolisté suché trávníky	5	6	4	6	6	6	5	6	92	483	**84**
86	T3.4 Širokolisté suché trávníky	4	5	4	6	4	6	5	4	79	361	**63**
87	T3.5 Acidofilní suché trávníky	4	5	4	6	4	5	4	4	75	323	**56**
88	T4.1 Suché bylinné lemy	4	5	4	6	4	5	5	4	77	342	**59**
89	T4.2 Mezofilní bylinné lemy	3	5	4	5	2	4	4	4	65	238	**41**
90	T5.1 Jednoletá vegetace písčin	4	5	2	4	6	3	4	4	67	255	**44**
91	T5.2 Otevřené trávníky písčin s paličkovcem šedavým (*Corynephorus canescens*)	4	5	2	3	6	3	4	4	65	238	**41**
92	T5.3 Kostřavové trávníky písčin	4	5	3	5	6	3	4	4	71	289	**50**
93	T5.4 Panonské stepní trávníky na písku	5	5	3	5	6	5	5	4	79	360	**63**
94	T5.5 Podhorské acidofilní trávníky	4	4	3	4	4	2	3	3	56	180	**31**
95	T6.1 Acidofilní vegetace efemér a sukulentů	5	6	3	5	4	3	4	4	71	285	**49**
96	T6.2 Bazifilní vegetace efemér a sukulentů	5	6	3	5	6	4	4	4	77	342	**59**
97	T7 Slaniska	6	5	3	5	6	4	6	6	85	418	**73**
98	T8.1 Suchá vřesoviště nížin a pahorkatin	4	5	4	5	6	4	3	5	75	324	**56**
99	T8.2 Sekundární podhorská a horská vřesoviště	4	4	4	5	4	2	4	4	65	238	**41**
100	T8.3 Brusnicová vegetace skal a drolin	6	6	4	4	6	2	3	3	71	280	**49**
101	K1 Mokřadní vrbiny	4	5	5	5	2	2	4	3	63	209	**36**
102	K2.1 Vrbové křoviny hlinitých a písčitých náplavů	4	5	5	5	2	2	4	3	63	209	**36**
103	K2.2 Vrbové křoviny štěrkových náplavů	4	6	5	5	6	2	4	3	73	300	**52**
104	K3 Vysoké mezofilní a xerofilní křoviny	4	5	5	5	2	3	2	3	60	190	**33**
105	K4 Nízké xerofilní křoviny	4	5	5	5	6	4	3	4	75	323	**56**
106	L1 Mokřadní olšiny	5	6	5	5	4	3	4	4	75	315	**55**
107	L2.1 Horské olšiny s olší šedou (Alnus incana)	5	6	5	6	6	3	3	3	77	330	**57**
108	L2.2 Údolní jasanovo-olšové luhy	4	6	6	6	2	3	3	3	69	242	**42**
109	L2.3 Tvrdé luhy nížinných řek	4	6	6	5	6	4	3	5	81	378	**66**
110	L2.4 Měkké luhy nížinných řek	4	6	6	6	6	3	3	5	81	374	**65**
111	L3.1 Hercynské dubohabřiny	4	6	6	5	3	3	3	4	71	273	**47**
112	L3.2 Polonské dubohabřiny	4	6	6	5	5	3	3	4	75	315	**55**
113	L3.3 Karpatské dubohabřiny	4	6	6	5	5	4	3	4	77	336	**58**
114	L3.4 Panonské dubohabřiny	4	6	6	6	5	4	3	4	79	352	**61**
115	L4 Suťové lesy	4	6	6	6	2	3	3	3	69	242	**42**
116	L5.1 Květnaté bučiny	4	6	6	4	3	3	3	4	69	260	**45**

117	L5.2 Horské klenové bučiny	4	6	6	4	5	3	3	4	73	300	**52**
118	L5.3 Vápnomilné bučiny	4	6	6	5	5	4	3	5	79	357	**62**
119	L5.4 Acidofilní bučiny	4	6	5	3	3	2	3	4	63	216	**38**
120	L6.1 Perialpidské bazifilní teplomilné doubravy	5	6	6	5	6	4	3	5	83	396	**69**
121	L6.2 Panonské teplomilné doubravy na spraši	5	6	6	6	6	4	3	5	85	414	**72**
122	L6.3 Panonské teplomilné doubravy na písku	5	6	6	5	6	4	3	5	83	396	**69**
123	L6.4 Středoevropské bazifilní teplomilné doubravy	5	6	6	6	4	4	3	4	79	345	**60**
124	L6.5 Acidofilní teplomilné doubravy	4	6	6	5	4	3	3	4	73	294	**51**
125	L7.1 Suché acidofilní doubravy	4	6	5	3	3	2	3	4	63	216	**38**
126	L7.2 Vlhké acidofilní doubravy	4	6	5	3	4	2	3	4	65	234	**41**
127	L7.3 Subkontinentální borové doubravy	5	6	5	3	4	2	3	4	67	247	**43**
128	L7.4 Acidofilní doubravy na písku	5	6	5	3	6	3	3	4	73	304	**53**
129	L8.1 Boreokontinentální bory	5	6	5	3	4	2	3	3	65	228	**40**
130	L8.2 Lesostepní bory	5	6	6	5	6	3	3	4	79	352	**61**
131	L8.3 Perialpidské hadcové bory	5	6	5	5	6	3	3	4	77	336	**58**
132	L9.1 Horské třtinové smrčiny	5	6	5	3	3	2	3	3	63	209	**36**
133	L9.2 Rašelinné a podmáčené smrčiny	5	6	5	3	3	3	3	4	67	247	**43**
134	L9.3 Horské papratkové smrčiny	5	6	5	3	4	3	3	3	67	247	**43**
135	L10.1 Rašelinné březiny	5	6	5	3	6	3	4	4	75	323	**56**
136	L10.2 Rašelinné brusnicové bory	6	6	5	3	6	2	4	4	75	320	**56**
137	L10.3 Suchopýrové bory kontinentálních rašelinišť	6	6	5	3	6	3	4	4	77	340	**59**
138	L10.4 Blatkové bory	6	6	5	3	6	3	4	4	77	340	**59**
139	XV1 Vegetace nových vodních ploch	2	3	3	2	2	2	2	3	40	90	**16**
140	XV2 Degradovaná biota vod	1	3	3	3	2	1	3	2	38	80	**14**
141	XV3 Odvodňovací kanály	1	3	3	3	2	1	2	3	38	80	**14**
142	XV4 Lokálně upravené vodní toky	4	3	3	3	2	2	4	2	48	130	**23**
143	XM1 Zamokřelá ruderální lada	2	4	3	3	2	2	3	2	44	108	**19**
144	XR – (R 3.4) Degradovaná vrchoviště	6	4	3	3	4	2	5	4	65	240	**42**
145	XS1 Nové těžební prostory ve skal. masivech a jejich kamenné odvaly	2	3	2	2	4	1	1	3	38	81	**14**
146	XS2 Opěrné zdi, suché zídky a plochy s umělým kamen. povrchem	2	2	2	2	3	1	1	3	33	64	**11**
147	XS3 Opuštěná důlní díla, neužívané tunely a sklepy	3	2	1	2	6	2	2	3	44	104	**18**
148	XS4 Sesuvy, obnažené půdy a spáleniště	3	4	2	2	4	3	1	3	46	121	**21**
149	XT1 Postagrární víceleté úhory	2	2	3	4	2	2	2	3	42	99	**17**
150	XT2 Degradovaná vlhká lada	2	2	3	3	2	2	2	4	42	100	**17**
151	XT3 Intenzivní nebo degradované mezofilní louky	2	3	3	3	1	1	3	2	38	77	**13**
152	XT4 Degradované suché trávníky a vřesoviště	3	3	3	3	2	2	2	3	44	108	**19**
153	XT5 Bylinné porosty náspů dopravních staveb a zemních hrází	2	3	3	3	2	1	2	3	40	88	**15**
154	XT6 Nové těžební prostory a odvaly zemních substrátů	2	2	2	2	4	1	1	3	35	72	**13**
155	XK1 Extenzivní nebo opuštěné sady a vinice	3	3	3	5	4	3	3	5	60	210	**36**
156	XK2 Lada s křovinnými porosty a stromy	3	4	4	3	4	2	2	2	50	140	**24**
157	XK3 Dřevinné porosty náspů dopravních staveb	3	3	3	3	2	1	2	3	42	96	**17**
158	XK4 Pionýrská dřevinná vegetace nekultivovaných antropog. ploch	2	3	4	3	2	1	1	2	38	72	**13**
159	XL1 Remízky, aleje a liniové porosty dřevin v krajině	3	3	4	3	2	1	4	4	50	143	**25**
160	XL2 Soliterní stromy	3	3	4	3	2	1	4	4	50	143	**25**
161	XL3 ~~4~~ Monokultury stanovištně nevhodných dřevin	2	4	3	4	3	1	3	2	46	117	**20**
162	XL4 ~~3~~ Degradované lesní porosty s ruderálními společenstvy	2	4	5	3	1	2	3	2	46	112	**19**
163	XL5 Paseky, les po výsadbě a renaturalizační výsadby dřevin	2	3	3	3	2	2	2	3	42	99	**17**
164	X1.1 Nové umělé nádrže z přírodních materiálů	2	2	1	2	2	2	1	2	29	49	**9**
165	X1.2 Betonové nádrže (bazény)	1	1	1	2	2	1	1	3	25	35	**6**
166	X1.3 Systematicky upravené vodní toky	2	2	1	2	2	1	2	1	27	42	**7**
167	X1.4 Znečištěné vody	1	2	2	2	1	1	1	2	25	35	**6**
168	X2 Technicky upravená prameniště, vytěžená či odvodněná rašeliniště bez vegetace	2	2	2	2	6	1	1	3	40	88	**15**
169	X3.1 Zbořeniště	1	3	3	3	4	1	1	3	40	90	**16**
170	X3.2 Užívané štoly, tunely a sklepy	1	1	1	1	2	1	1	3	23	28	**5**
171	X4.1 Tradiční náves	2	2	3	3	6	2	1	5	50	140	**24**
172	X4.2 Jednoleté úhory	1	2	2	2	3	2	3	4	40	84	**15**
173	X4.3 Víceleté kultury na orné půdě	1	2	2	2	1	1	3	3	31	56	**10**
174	X4.4 Jednoleté a ozimé kultury na orné půdě	1	2	2	2	1	1	3	3	31	56	**10**
175	X4.5 Bylinné porosty na opuštěných degradovaných plochách, nerekultivovaných haldách a skládkách	1	1	3	2	3	1	2	2	31	56	**10**
176	X4.6 Železniční stanice (seřazovací stanice a jim podobná překladiště)	1	1	2	1	3	1	2	3	29	45	**8**
177	X4.7 Lada v průmyslových, skladových a zemědělsko-techn. areálech	1	2	2	2	1	1	1	2	25	35	**6**
178	X5.1 Živé ploty	2	2	3	2	2	1	2	3	35	72	**13**
179	X5.2 Užitkové zahrady a zahrádkářské kolonie	1	2	3	3	2	1	3	3	37	81	**14**

180	X5.3 Intezivní vinice, chmelnice a sady	1	2	2	2	4	1	3	3	37	77	**13**
181	X6.1 Parky a zahrady s převahou nepůvodních druhů	2	3	5	3	2	1	2	3	44	104	**18**
182	X6.2 Hřbitovy s převahou nepůvodních druhů	1	2	5	3	2	1	2	3	40	88	**15**
183	X6.3 Lesní a ovocné školky, plantáže lesních dřevin	1	2	2	3	4	1	1	3	35	72	**13**
184	X6.4 Monokultury alochtonních druhů dřevin (např. akátiny)	1	2	3	2	3	1	1	2	31	56	**10**
185	XX1.1 Nádrže čističek a odkaliště	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
186	XX1.2 Chemicky znehodnocené vody	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
187	XX1.3 Zatrubněné toky	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
188	XX2 Chemicky znehodnocené mokřiny	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
189	XX3.1 Plošně zastavěné území s minimální vegetací	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
190	XX3.2 Nepropustné plochy a plochy trvale bez vegetace	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
191	XX4.1 Skládky a smetiště v intravilánu	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**
192	XX4.2 Chemicky znehodn. plochy a otevřené povrchy skládek abiotických materiálů	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	**0**