



Jan Frouz, Jaroslava Frouzová,
Lenka Divišová, Davina Vačkářová,
Petr Krpec

**Od fungování ekosystémů
k přínosům přírody
pro lidskou společnost**



VÝZKUMNÝ PROGRAM

ZÁCHRANA A OBNOVA KRAJINY

Obsah

Úvod ——— 3

1 Fungování ekosystémů a ekosystémové procesy jako základ ekosystémových služeb ——— 4

1.1 Toky energie ——— 4

1.2 Tok vody ——— 8

1.3 Tok uhlíku ——— 8

2 Měření vybraných ekosystémových procesů ——— 11

2.1 Toky energie ——— 11

2.2 Tok vody ——— 13

2.3 Primární produkce, koloběh uhlíku a tok energie v potravních sítích ——— 19

2.4 Diverzita ——— 28

3 Hodnocení a měření biofyzikálních jednotek na různých časoprostorových škálách a role ekosystémů ——— 30

4 Socioekonomická relevance vybraných ekosystémových procesů ——— 33

5 Praktické příklady měření ekosystémových procesů odpovědných za vybrané ekosystémové služby ——— 38

5.1 Produkce potravin, krmiv, materiálů a biopaliv ——— 38

5.2 Produkce léčiv a genetických zdrojů ——— 45

5.3 Regulace klimatu ——— 45

5.4 Regulace množství a odtoku vody ——— 60

5.5 Regulace kvality vody ——— 64

5.6 Formování, ochrana a dekontaminace půd ——— 65

5.7 Regulace kvality ovzduší ——— 68

5.8 Regulace hazardů a živelních pohrom ——— 70

5.9 Podpora opylovačů a omezování výskytu organismů škodlivých lidem	73
5.10 Podpora habitatů	75
Summary	76
Seznam literatury	77
Autoři	89
Poděkování	91

Úvod

Člověk získává z přírody celou řadu statků a služeb – v nejširším smyslu slova zajišťuje příroda podporu života (přiměřená teplota, ochrana před ionizujícím zářením atp.). Pokud jde o procesy, které jsou bližší lidské společnosti, příroda zajišťuje vodu, potraviny a další zdroje, vytváří obyvatelné prostředí, je důležitá pro naši psychiku a tak podobně. V tomto textu přinášíme přehled systémových procesů, které mohou být významné pro lidskou společnost. Text je rozdělen do několika oddílů. V prvním stručně shrnujeme základní principy fungování ekosystémů ovlivňující hlavní toky energie a látek na ekosystém. V druhé části se zabýváme možnostmi, jak tyto toky měřit na úrovni ekosystému. Již v této části přitom upozorňujeme na případné rozdíly mezi měřením těchto toků obvyklým v ekosystémové ekologii a jejich specifických forem, jež jsou důležité z hlediska ekosystémových služeb a dalších přínosů přírody pro člověka. Zvláštní pozornost potom věnujeme otázkám relevantním z časoprostorových škál, na nichž je třeba tyto procesy měřit. Je totiž velmi časté, že klíčové procesy odpovědné za určité ekosystémové funkce se odehrávají na jiných časoprostorových škálách než na těch, které jsou relevantní pro lidskou společnost. Naopak procesy, které jsou relevantní pro lidskou společnost, jsou často komplexní interakcí ekosystémových procesů odehrávajících se na různých časoprostorových škálách. To vede k tomu, že roli jednotlivých ekosystémů jako systémových procesů nebo složek ekosystémů v těchto přínosech přírody je často obtížné přímo měřit a pro její kvantifikaci se musíme spokojit s řadou přístupů založených na odhadech a modelování těchto procesů. V páté kapitole potom uvádíme přehled přínosů přírody tak, jak byl strukturován IPBES a adaptován Integrovaným projektem LIFE Jedna příroda. V následujících kapitolách se poté detailně věnujeme jednotlivým kategoriím přínosů přírody, možnostem měření biofyzikálních procesů, jejich fungování a dostupným datům ukazujícím vliv různých ekosystémů na tyto ekologické procesy a potažmo důsledky pro potenciální kvantifikaci a modelování ekosystémových služeb. Je to tedy do jisté míry podobný pohled jako v předchozích kapitolách, ale v opačné perspektivě. Pohled je to také více selektivní, neboť se zabýváme pouze procesy, které s lidskou činností nějak přímo interferují, a opomíjíme jiné sice významné procesy, jež interagují s lidskou činností jen vzdáleně a nepřímě. Zatímco v předchozích kapitolách jsme se snažili pochopit, jak ekosystémy fungují, a ukázat si, co z toho může být přínosem pro člověka, zde se zabýváme jednotlivými přínosy přírody a hledáme mechanismy jejich vzniku a způsoby jejich kvantifikace.

1 Fungování ekosystémů a ekosystémové procesy jako základ ekosystémových služeb

1.1 Toky energie

Toky energie v ekosystému bychom mohli dělit podle různých hledisek. Pro účely tohoto textu si je rozdělíme do dvou následujících kategorií: 1) toky energie, která byla vázána do těl živých organismů ve fotosyntéze a případně v dalších chemoautotrofních procesech a je předmětem toku energie v potravních řetězcích, a 2) všechny ostatní (abiotické) energetické toky.

Abiotické toky energie. Tok slunečního záření, které k nám přichází z vesmíru (tzv. **solární konstanta**), je $1360 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$. Avšak protože je Země zakřivená, ne na každý metr dopadne tato energie kolmo, a tím se zachycení energie sníží (největší je toto snížení v polárních oblastech). Navíc na část planety po určitou dobu světlo nedopadá vůbec, a tak průměrné množství energie dopadnuvší na 1 m^2 na horní hranici atmosféry je menší, asi 342 W . Z této energie se část pohltí a rozptýlí v atmosféře, část odrazí například od mraků a asi polovina dopadne na povrch planety. Část této energie se odrazí od povrchu země. Poměr dopadnuvší a odražené energie se nazývá **albedo** a závisí na vlastnostech povrchu. Například vykácení lesa a jeho nahrazení tmavou půdou sníží albedo a přispívá k větší teplotě ploch bez vegetace. Energie, která se neodrazila, je pohlcena povrchy. Z této energie se jen malá část využije ve fotosyntéze a ta je předmětem přesunu energie v potravních řetězcích.

Většina sluneční energie, která dopadla na povrch, se přemění jednak na tzv. citelné teplo, jednak na tzv. latentní teplo. **Citelné teplo** je odpovědné za teplotu povrchů, způsobuje též ohřívání vzduchu nad povrchem, který pak stoupá vzhůru. A protože toto ohřívání je v různých místech různé, způsobuje též horizontální přesuny vzdušných mas, které ovlivňují počasí a klima. Pohyby vzduchu jsou navíc odpovědné za větrnou erozi, přenos aerosolu a v něm obsažených živin a další významné procesy. Ohřívání povrchů vyvolává jejich objemové změny a podporuje zvětvávání. Ohřívání vody pak ovlivňuje objemovou hustotu vody, která se spolupodílí na stratifikaci vodních mas v oceánech, a heterogenita tohoto zahřívání vede k heterogenitě hustot, jež podporují pohyb mořských proudů (tzv. termohalinní výměník). V České republice sice oceány nemáme, ale přesto pohyb mořských proudů ovlivňuje i naše klima. Kromě energie přicházející ze Slunce se na pohybech vody a vzdušných mas popsaných výše podílí i další síly související s rotací Země, gravitačním působením Země a Měsíce a s tepelnou energií nahromaděnou v jádru Země. Tyto síly usměrňují pohyb mořských proudů a vzdušných mas a umožňují posun tektonických desek, které pak určují polohu kontinentů a tím mimo jiné opět působí na pohyby vodních a vzdušných mas.

Latentní teplo je teplo potřebné ke skupenským přeměnám vody (na vypaření vody je třeba $2257 \text{ kJ} \cdot \text{kg}^{-1}$, tato hodnota se může mírně měnit podle teploty). Teplo, které se spotřebuje při vypaření vody (nebo tání ledu), se opět uvolňuje, když voda kondenzuje nebo led tuhne, a to vede k pufrování teplotních výkyvů. Přítomnost vegetace může ovlivnit poměr mezi citelným a latentním teplem. Použijeme-li příklad vykáceného lesa, který převedeme na pole, pak ve chvíli, kdy na poli nebude vegetace, bude jeho teplota vyšší nejen díky tomu, že bude mít menší albedo, jak jsme si řekli výše, ale také proto, že les bude oproti holé půdě vypařovat, v případě vegetace říkáme transpirovat, velké množství vody, a tím se bude vzduch nad lesem ochlazovat. Vypařování vody má i řadu dalších důsledků. Ve své podstatě umožňuje koloběh vody v přírodě, posun vody z oceánů nad pevniny a s ním související procesy, jako je vodní eroze, chemické zvětrávání hornin a tak podobně.

Citelné teplo je představováno dlouhovlnným zářením, které naše planeta vyzařuje zpět do okolního vesmíru. Část tohoto dlouhovlnného záření může být pohlcena skleníkovými plyny, jež následně pohlcenou energii vyzáří, částečně i zpět k Zemi, a tím se zpomaluje ochlazování Země. Skutečnost, že skleníkové plyny propouštějí krátkovlnné záření přicházející ze Slunce, ale zachycují dlouhovlnné záření Země, je principem tzv. skleníkového jevu. Skleníkový jev zvyšuje teplotu naší planety. Odhaduje se, že bez skleníkového jevu by průměrná teplota planety byla asi -18°C . Skleníkový jev je tedy bezesporu jednou ze základních podmínek existence života na Zemi. Nejvýznamnějším skleníkovým plynem je vodní pára. Mezi další významné skleníkové plyny patří oxid uhlíčitý (CO_2) a metan (CH_4). V souvislosti s dlouhodobou regulací klimatu často mluvíme o CO_2 , méně však o vodní páře. Je tomu tak proto, že vodní pára setrvává v atmosféře jen 8–9 dní, takže změny, které by byly vyvolány jen změnou koncentrace vodní páry, by byly velmi krátkodobé. U CO_2 se na výměně mezi atmosférou a dalšími zásobníky podílí řada procesů s různou rychlostí, nicméně doba setrvávání je mnohem delší (cca 300–1000 let) a vliv na klima dlouhodobější. Vodní pára zesiluje působení CO_2 a dalších skleníkových plynů. Je-li v atmosféře více CO_2 , zvedne se poněkud teplota, což vede k vypaření většího množství vody a posílení skleníkového jevu. Z tohoto pohledu se můžeme dívat na CO_2 jako na jakýsi termostat, který reguluje efekt vodní páry a tím celkovou sílu skleníkového jevu.

Není bez zajímavosti, že intenzita skleníkového jevu se během vývoje naší planety měnila. V dávné geologické minulosti Země, kdy příkon slunečního záření byl mnohem menší než dnes, byla intenzita skleníkového jevu mnohem větší a to umožnilo, že teplota na naší planetě byla podobná jako dnes, nebo možná mírně vyšší. Je to dáno tím, že existuje řada regulačních mechanismů, které intenzitu skleníkového jevu ovlivňují. Řada z nich působí na dlouhých časových škálách – například interakce deskové tektoniky a vulkanické činnosti. Když dochází k podsouvání oceánských desek pod pevninské, dochází k tavení hornin a vzniku magmatu, jež uniká na povrch a vytváří sopky. Z nich uniká do atmosféry mimo jiné i CO_2 . Zde se může rozpouštět

ve vodě za vzniku slabé kyseliny. Ta má zásadní význam při chemickém zvětrávání hornin a vzniku uhličitánů, které se hromadí jako sedimenty na mořském dně a s posunem tektonických desek se mohou po milionech let dostat do některé subdukční zóny. Tady se stanou součástí magmatu sopek. Zvětrávání jako každý chemický proces je závislé na teplotě. Při vyšší teplotě dochází k většímu zvětrávání a to odčerpá CO_2 z atmosféry a naopak, je-li zima, zvětrávání je pomalé a sopky CO_2 časem doplní. Tento proces je velmi pomalý, ale mohl pomoci balancovat teplotu planety již v abiotické části vývoje Země. Velké výkyvy vulkanické aktivity v geologické minulosti naopak několikrát vedly k epizodám globálního oteplování a velkým vymíráním. Nicméně kromě tohoto mechanismu máme ještě několik dalších, jež regulují koncentraci CO_2 v atmosféře a tím i globální klima – jedná se zejména o termohalinní cyklus, půdu a vegetaci. Termohalinní cyklus je systém povrchových a hlubinných mořských proudů, poháněných rozdíly teplot mezi rovníkem a polárními oblastmi, a rotací Země, které spolu komunikují v místech s tzv. vzestupným prouděním. Díky tomu se do hlubin oceánů dostávají rozpuštěné plyny včetně CO_2 a k povrchu pak živiny. Tím dochází k odčerpávání CO_2 z atmosféry do hlubokých vrstev oceánů. To se zpomalilo v periodách výše zmíněných velkých vymírání. Došlo k tomu v důsledku globálního oteplování, které zmenšilo teplotní rozdíly mezi póly a rovníkem, což vedlo k zpomalení termohalinního jevu. Následné hromadění CO_2 v povrchových vrstvách oceánů vedlo k jejich acidifikaci a přispělo k vymírání.

Biotické toky energie začínají převážně fotosyntézou, kdy se pomocí energie slunečního záření produkuje biomasa, která je následně využita dalšími organismy, jež požívají biomasu rostlin, případně konzumenty této biomasy. To vede ke komplexním vzájemným vazbám organismů, požívajících jeden druhého, které popisujeme v rámci **potravních sítí**.

Primární produkce vzniká ve fotosyntéze. Rostlina část asimilátů nahromaděných během fotosyntézy ihned prodýchá (Foley a kol., 1996). Tomu, co zbude, říkáme **čistá primární produkce** neboli NPP (anglicky Net Primary Production). Účinnost, s jakou rostliny produkují NPP, měřená jako energetická hodnota NPP (vyprodukovaného na určité ploše za určitý čas) děleno energií slunečního záření, které za daný čas dopadlo na danou plochu, je poměrně malá. Pohybuje se v desetinách, maximálně může dosáhnout jednotek procent. Čistá primární produkce se udává v jednotkách biomasy na danou plochu a čas. Množství vyprodukované biomasy může být udáno buď jako hmotnost (tedy např. $\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$), nebo jako energie ($\text{J} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$). K tomu, abychom převedli hmotnost na energii, nám poslouží tzv. spalné teplo. Jedná se o množství tepla uvolněné kompletním spálením materiálu v kyslíkové atmosféře a určuje celkové množství energie obsažené v daném materiálu. U většiny rostlinných tkání se jeho hodnota pohybuje okolo $17 \text{ kJ} \cdot \text{g}^{-1}$. Kromě NPP někdy uvažujeme takzvanou **hrubou primární produkci** (Gross Primary Production, GPP). Tu bychom získali, kdybychom k NPP přičetli hodnotu respirace za daný časový úsek.

Část energie vzniklé fotosyntézou může být zkonzumována konzumenty a převedena do biomasy jejich těl. Jako hrubý odhad se často počítá s tím, že biomasa na vyšší trofické úrovni (tedy v organismech, které něco nebo někoho konzumovaly) bude představovat 10 procent biomasy na nižší trofické úrovni (tedy organismů, které byly konzumovány). Tomuto číslu se říká **ekologická účinnost** a je kombinací několika účinností, o nichž jsme mluvili výše. Zahrnuje skutečnost, že z nižší trofické úrovně nemůžeme odebrat vše. Asi polovina musí zbýt, z poloviny část odejde z těla výkaly a exkrece a to, co zbude, je z větší části použito na respiraci a z menší části na produkci tlé nové generace.

Toky energie – shrnutí. Jak již bylo uvedeno, abiotické toky energie, tedy zejména výměna tepla mezi zemským povrchem a jeho okolím, energie potřebná k vypařování vody, představují většinu energetické bilance planety (**tab. 1**). Tyto energetické toky pohánějí mořské a vzdušné proudy, koloběh vody a ve svém důsledku spoluvytváří klimatické poměry naší planety, čímž prakticky zajišťují její obyvatelnost. Je zajímavé, že tyto energetické toky zatím nechápeme jako přínosy přírody. Je to proto, že působí na všechny lidi přibližně stejně a lidská činnost s nimi interferuje jen minimálně. Ostatně i skleníkový jev a globální změna klimatu se dostaly do popředí našeho zájmu až v okamžiku, kdy se ukázalo, že významně interferují s lidskou činností. Naproti tomu energetické toky využívané lidskou společností jsou z globálního pohledu takřka zanedbatelné (tvoří méně než desetinu procenta celkových energetických toků na planetě), nicméně většina tzv. přínosů přírody, kterými se budeme zabývat, nějak ovlivňuje právě tyto energetické toky.

Tab. 1 Globální velikost vybraných energetických toků na Zemi (podle Makarieva a kol., 2008)

Energetický tok	Velikost toku TW (10^{12} W)
Sluneční záření	80 000
Citelné teplo	40 000
Latentní teplo	20 000
Termohalinní cyklus	1 000
Atmosférická cirkulace	1 000
Fotosyntéza	100
Spotřeba energie lidskou společností	15

1.2 Tok vody

Polovina energie, která dopadne na povrch Země, je využita ke skupenským přechodům vody, nejčastěji k jejímu vypaření. Vypařená voda se dostává do atmosféry, kde může za určitých podmínek kondenzovat, nebo dokonce zmrznout, a vytváří srážky, které následně dopadají na povrch Země. Cyklu vody, který zahrnuje výpar z oceánů, jeho přesun nad pevninu, srážky nad pevninou a odtok zpět do oceánu, říkáme **velký cyklus vody**. Naopak koloběh, kdy se voda vypaří z pevniny a zase se vrací na pevninu v podobě srážek, nazýváme **malý cyklus vody**.

Srážka, která dopadne na povrch pevniny, se zachytí. Je-li povrch pokryt vegetací, zachytí se asi 30 procent. Tomuto jevu se říká **intercepce**. Z vody zachycené intercepce se část vypaří, část steče po vegetaci do země a část je přijata rostlinami. Voda, která se dostane na povrch země, se zčásti vsákne (**infiltrace**), zčásti vypaří (**evaporace**) a zčásti odtече **povrchovým odtokem**. Voda, jež se vsákla, se stane součástí půdní vody (zadržované zejména kapilárními silami) anebo se stane součástí podzemní vody. **Půdní voda** se může vypařit, být přijata rostlinami nebo se stane součástí **podzemního odtoku**. Voda z půdy se může vypařovat. Také voda přijatá rostlinami se většinou vypaří. Tomuto výparu vody zprostředkovanému rostlinou říkáme **transpirace**. Často hovoříme o **evapotranspiraci**, což je výpar vody z půdy a rostlin. Celkově je evapotranspirace lesního porostu zpravidla větší než evapotranspirace lučního porostu za podobných podmínek (Zhang L. a kol., 2001). Tento rozdíl se zvětšuje s narůstající srážkou a významným začíná být u srážek okolo 1000 milimetrů ročně.

Větší transpirace lesního porostu má řadu důsledků – v lese je vyrovnanější teplota, ve dne je zde chladněji než například na poli. To vše díky většímu množství energie, která se spotřebuje na výpar. Naopak v noci tady může díky větší vlhkosti snadněji docházet ke kondenzaci vodní páry, přitom se uvolňuje skupenské teplo (dříve spotřebované na výpar) a tím se zpomaluje noční ochlazování. Toto zlepšování mikroklimatu může být významné i pro přibřežní stromovou vegetaci a může pomáhat pufovat výkyvy teplot pro malé vodní toky. Větší transpirace, a tím větší množství páry nad rozsáhlými lesními porosty, podporuje vznik lokálních srážek a malý koloběh vody. Lesní porost může podpořit malý koloběh vody i tím, že se z něj uvolňuje do atmosféry řada aerosolových částic, které mohou sloužit jako kondenzační jádra a umožnit tak vznik dešťových kapek.

1.3 Tok uhlíku

Největší množství uhlíku je uloženo v horninách, zejména v karbonátech, a malé množství i v organických sedimentech. Horninové zásobníky mají jen velmi pomalý obrat. Díky deskové tektonice se sedimentární horniny obsahující uhličitany

posouvají, až se dostanou do míst subdukce, kde se zanořují pod jiné tektonické desky. To vede ke vzniku velkých tlaků a teplot a část zanořených hornin se mění v magma, které se uvolní vulkanickou činností. Uhlík původně obsažený v sedimentech se pak uvolní do atmosféry jako oxid uhličitý (CO_2). Následně se CO_2 rozpouští ve vodě a vytváří slabou kyselinu uhličitou. Ta se podílí na zvětrávání hornin, z nichž vznikají sedimentární karbonátové horniny na dně moří, které se díky deskové tektonice posouvají k místům subdukčním, a celý koloběh se opakuje. Nicméně tento koloběh je skutečně koloběhem pouze v geologických měřítkách. Uvažujeme-li v hodnotách ročních toků, jsou toky spojené s výše popsány procesy takřka zanedbatelné.

Dalšími velkými zásobníky uhlíku jsou uhlík ve formě CO_2 rozpuštěného ve vodě, zejména ve vodě oceánů, uhlík v atmosféře a uhlík v půdách a biotě. Voda pohlcuje značné množství CO_2 , protože rozpuštěný CO_2 reaguje s vodou za vzniku uhličitano-vých a hydrogenuhličitano-vých iontů. Díky tomu dochází neustále k intenzivní výměně CO_2 mezi vodou a atmosférou. Přestože má tato výměna celkově velký objem, je takřka vyrovnaná. Atmosféra a světová vodstva si vymění velké množství CO_2 , ale celkové množství jdoucí oběma směry je skoro stejné. V současnosti kvůli narůstající koncentraci CO_2 ve vzduchu dochází k tomu, že tok z atmosféry do oceánů je větší než zpět, což vede mimo jiné k okyselování oceánů.

Jak již bylo uvedeno, terestrická biota a půdy představují další významný zásobník uhlíku. Biomasa obsahuje zhruba stejné množství uhlíku jako atmosféra a světové půdy pak 2–3× více. Rostliny přijímají CO_2 z atmosféry pomocí fotosyntézy – významnou část zase rostliny prodýchají a zbytek (čistá primární produkce, NPP) je využit v pastevních potravních řetězcích. Větší část uhlíku ale přichází v podobě odumřelé biomasy do půdy, kde se organická hmota rozkládá a uvolňuje se CO_2 . Množství CO_2 uvolněného půdami a biotou je poněkud menší než množství CO_2 vstupujícího to těchto zásobníků, jinými slovy půdy a terestrická biota mohou částečně pohlcovat stávající nárůst koncentrace CO_2 v atmosféře.

Hlavní příčiny nárůstu CO_2 v atmosféře jsou dvě: spalování fosilních paliv a změny v užívání krajiny. Mechanismus působení spalování fosilních paliv si lze snadno představit. Spálením uhlí nebo benzínu se uvolní CO_2 , který unikne do ovzduší. Co si představit pod změnami v užívání krajiny? Jedná se o řadu různých vlivů, jež zvyšují tok CO_2 z půdy do atmosféry oproti stavu v člověkem nenarušených ekosystémech. Těchto procesů je celá řada, a proto uvedeme jen několik z nich. Asi nejprůchořejší je kácení a vypalování ekosystémů. Spálením biomasy se uvolní do atmosféry CO_2 . Po převedení původních ekosystémů na pole často dochází i k ztrátě organické hmoty z půdy, ta se uvolní urychlenou mikrobiální aktivitou a opět odejde do atmosféry. Podobný důsledek má i odvodňování mokřadů a rašeliníšť. Ty díky anaerobním podmínkám vázaly velké množství organické hmoty. Když se půdy kvůli odvodnění okyslíčí, organická hmota se začne rychle rozkládat. Přestože toky CO_2 způsobené spalováním fosilních paliv a změnou v užívání krajiny se nezdají na první pohled velké,

představují konstantní přídavek k jinak dobře vyváženému systému a jsou hlavní příčinou pozorovaného nárůstu atmosférické koncentrace CO_2 .

Cyklus uhlíku je úzce spojen s tokem energie v ekosystémech. Uhlík se z atmosféry, kde byl ve formě CO_2 , pomocí fotosyntézy váže do uhlíkatých sloučenin a tím se energie záření převádí na energii chemických vazeb. Všechny živé organismy následně tyto chemické vazby postupně odbourávají a oxidují organické látky až na CO_2 a vodu (v anaerobních prostředích i na jiné koncové produkty) a tím uvolňují energii, kterou používají pro krytí svých energetických potřeb. Zároveň je CO_2 významným skleníkovým plynem. Jak jsme si řekli, jeho koncentrace může významně ovlivňovat koncentraci vodní páry, a tím i celkovou sílu skleníkového jevu. Vegetace a půdy obsahují značné množství uhlíku a navíc ho velké množství vyměňují s atmosférou pomocí fotosyntézy či respirace půdy. Lze si představit, že na konci dob ledových vedlo oteplení k rychlejší respiraci půd a případně uvolnění metanu z tajícího permafrostu a tento přísun skleníkových plynů do atmosféry posílil oteplování. Naproti tomu dnes může zvýšená rostlinná produkce a vazba uhlíku v půdách vést naopak k odčerpávání CO_2 z atmosféry. Odhaduje se, že nárůst rostlinné produkce, daný nárůstem koncentrace CO_2 a větší dostupností dusíku (a s tím související větší ukládání uhlíku v půdách), pohltí více než polovinu antropogenního přídatku CO_2 do atmosféry.

2 Měření vybraných ekosystémových procesů

2.1 Toky energie

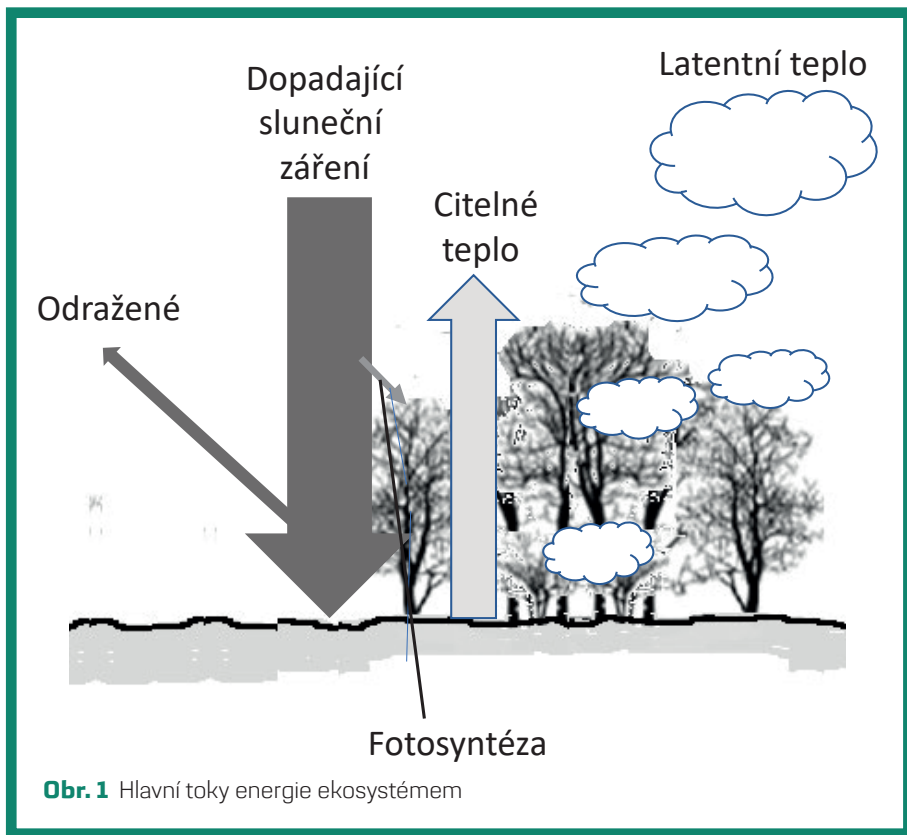
Hlavním zdrojem energie pro fungování ekosystémů je sluneční záření. To, co se s ním na zemském povrchu děje, popisuje radiační bilance. Radiační bilance určuje množství energie dostupné na zemském povrchu k ohřevu vzduchu nebo země, odpařování vody či řízení fotosyntetického procesu (Hatfield a kol., 2022) (**obr. 1**). Osudem energie vázané ve fotosyntéze se budeme zabývat v kapitole 2.3. Zde probereme hlavně procesy vedoucí k ohřívání povrchu, dopady těchto procesů na koloběh vody budou řešeny v kapitole 2.2. Měření radiační bilance povrchu je poměrně komplexní – radiace přichází ve formě krátkovlnného a dlouhovlnného záření, které může být povrchem částečně odraženo a částečně pohlceno a vyzářeno jako dlouhovlnné záření. Pro popis radiační bilance měříme tedy alespoň přicházející a odcházející dlouhovlnné a krátkovlnné záření. Nicméně vztah teploty povrchu a okolního vzduchu závisí na řadě dalších procesů, zejména na tom, jaký podíl pohlceného záření se změní v citelné teplo a jaký poměr slouží k vypaření vody. To udává tzv. Bowenův poměr, který můžeme také empiricky měřit. Dále záleží na drsnosti povrchu a dalších proměnných, jež určují, jak moc se ohřejí aktivní povrchy a vzduch nad nimi (Burakowski a kol., 2018). Měření těchto procesů přináší zevrubné pochopení mechanismů, je však velmi komplexní. Pro studium vlivu různých povrchů na teplotu se proto používají jednodušší srovnávací techniky, jako je ochlazovací efekt. Ten je zásadní například pro posouzení vlivu vegetace, mokřadů nebo vodních ploch pro ochlazování životního prostředí ve městech, které je negativně poznamenáno městským tepelným ostrovem. Ochlazovací efekt je definován jako rozdíl teploty povrchu sledované plošky (například vegetace) a jejího okolí (Chang a kol., 2007). Někteří sledují prostorový dosah tohoto jevu. Například Toparlar a kol. (2018) definovali největší vzdálenost, ve které došlo k změně teploty o 0,1 °C oproti okolí, jako prostorový rozsah chladicího efektu. Údaje o teplotách můžeme získat z dálkového průzkumu, pozemních monitorovacích stanic, specializovaného pozemního šetření anebo modelováním z empirických hodnot (Yu Z. a kol., 2020). Problematikou těchto měření je jejich velká závislost na okolních podmínkách a na tom, jaké okolní plochy jsou použity jako srovnávací. Tyto přístupy dávají dobrou představu o změnách teploty v jednotkách dobře interpretovatelných na kvalitu života lidí ve městech, ale jsou hůře porovnatelné mezi jednotlivými studiemi. Často mohou dávat protichůdné výsledky, a je obtížné je generalizovat (Yu Z. a kol., 2020).

Sám vstup sluneční energie do ekosystému představuje zdroj energie pro různá energetická využití, jako je fotovoltaika, solární ohřev vody a tak dále. Podobně rozdíly v radiační bilanci a jimi vyvolané rozdíly teploty povrchu vyvolávají pohyb vzduchu a vítr. Energie větru může být opět přímo využívána člověkem a probíhá diskuse,

zda tyto druhy energie lze považovat za ekosystémové služby či nikoliv. Tato diskuse stále probíhá a může být zajímavá zejména v situacích, kde využívání sluneční a větrné energie interferuje s ostatními funkcemi ekosystému (Hastik a kol., 2015; Aziz, 2023). V současné době se objevuje řada projektů agrovoltaiky založených na koexistenci fotovoltaiky a zemědělské produkce nebo projektů obnovy přírodních ekosystémů v rámci instalací fotovoltaiky. Kontroverzní je i využití větrné energie. U nás se nyní často projevuje rozpor mezi využitím větrné energie a nemateriálními (zejména estetickými a rekreačními) přínosy přírody. Přitom tyto rozpory mohou v budoucnosti narůstat. Například masivní využívání větrné energie velkými větrnými farmami u pobřeží vede k snížení rychlosti větru na jejich závětrné straně. To by mohlo při velkém rozsahu těchto farem potenciálně ohrožovat ekosystémy, jež jsou na větru závislé – třeba pobřežní duny hostící specializovanou vegetaci závislou na neustálém zasypávání větrem hnaným pískem –, a následně i na ně vázané organismy, například různé druhy hmyzu, které se touto vegetací živí. Dalším známým a často diskutovaným rozporem mezi využíváním větrné energie a ochranou biodiverzity je negativní dopad větrných elektráren na ptáky a netopýry. V tomto směru byla podniknuta řada studií a existuje i řada metodických postupů, jak tyto konflikty minimalizovat.

Co se týče činnosti větru (jakkoli zahrnutí samotné energie větru mezi ekosystémové služby je předmětem diskuse), řada studií považuje za ekosystémovou službu regulaci činnosti větru ať již ve smyslu jeho potenciálního působení na vegetaci, zejména na lesní porost, nebo ve smyslu omezení větrné eroze, či množství aerosolu v ovzduší. Posledně jmenovaný parametr je významný zejména v městském prostředí, kde vyšší koncentrace aerosolu může mít negativní dopady na zdraví lidí a kvalitu života.

Podobná je situace u sluneční energie, kdy některé negativní dopady radiční bilance mohou významně ovlivnit kvalitu života lidí a fungování celé lidské společnosti. Jedná se zejména o vytváření takzvaných tepelných ostrovů měst, které vznikají v důsledku akumulace velkých ploch bez vegetace, jež by jinak prostředí ochlazovala. Zároveň větší koncentrace výškových staveb umožňuje zachycování sluneční energie v částech dne, kdy sluneční paprsky dopadají více zešikma, a tím se ještě více zvyšuje zahřívání městského prostředí, které je v průměru o 1,5 °C teplejší než okolní krajina. Tyto tepelné ostrovy měst mohou významným způsobem zesilovat zdravotní dopady vln veder, které jsou s postupující klimatickou změnou stále častější. Nicméně konkrétní dopady veder v městských a rurálních oblastech závisí i na řadě dalších faktorů, jako je stáří a zdravotní stav populace či dostupnost lékařské péče. Kromě přímých zdravotních dopadů posilují tepelné ostrovy měst i nároky na spotřebu energie spojenou s klimatizací a zejména chlazením městských obydlí.



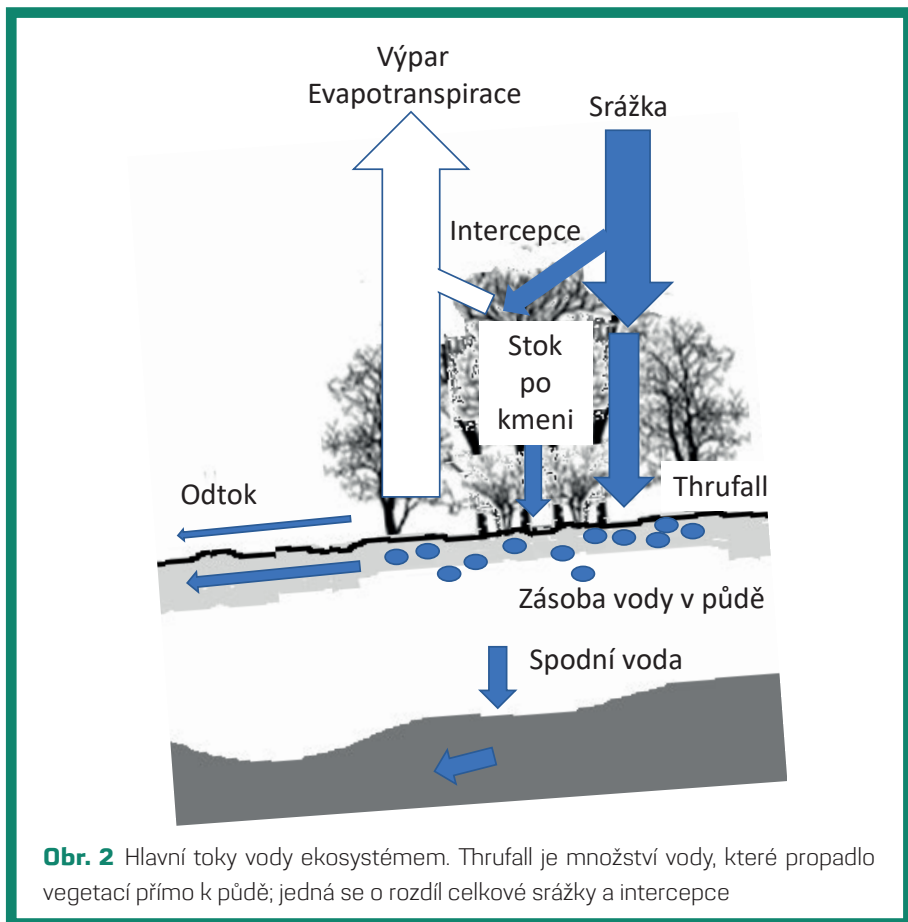
2.2 Tok vody

Při studiu toku vody ekosystémem nás většinou zajímá vodní bilance – co se stalo s vodou, která do daného ekosystému přišla ve formě srážek. Voda může v ekosystému zůstat buď jako zásoba, nebo se vypaří, či odtéče. Podíl vypařené vody úzce souvisí s energetickou bilancí – s podílem takzvaného citelného a latentního tepla neboli tepla použitého na výpar vody. Každá ze složek vodní bilance určitým způsobem podporuje některé ekosystémové služby. Voda, která se vypařila, se může podílet na regulaci teploty v blízkém okolí. Zároveň je většina vypařené vody vypařena rostlinami při procesu transpirace, a je tedy nezbytná pro zajištění primární produkce rostlin. Naopak voda, která odtékla, může být zadržena v krajině ve formě kapalné vody v různých nádržích a může být i použita pro nejrůznější účely (voda pitná, závlahová atd.).

Podívejme se nyní trochu podrobněji na to, jak srážkové vody protékají ekosystémem, a na to, jak můžeme jednotlivé složky tohoto toku měřit (**obr. 2**). Množství srážkové vody, které spadlo na určitou plochu, můžeme měřit srážkoměry. Máme k dispozici celou řadu srážkoměrů podle účelu, k jakému slouží (**obr. 3**). Pouze pro měření množství srážkové vody slouží srážkoměry, které vodu nezachytávají, ale různými mechanismy zaznamenávají množství srážky v čase. Kromě toho máme celou řadu srážkoměrů, jež zachytávají specifickým způsobem srážkovou vodu tak, aby mohla sloužit k dalším analýzám (např. k analýze mokré depozice, izotopovému složení vody). Voda, která spadne do ekosystému, je asi z jedné třetiny zachycena vegetací (tzv. intercepce). Z této třetiny je částečně využita rostlinami, částečně se vypaří a částečně může stéci po vegetaci, a to i po kmenech stromů, do půdy. Ve specializovaných studiích často měříme množství podkorunových a mimokorunových srážek, případně stok vody po kmeni, abychom mohli tyto složky vodní bilance kvantifikovat. Voda, která se dostala na povrch půdy, se může do půdy vsáknout, případně odtéct po povrchu. I významná část vody, jež se vsákla do půdy, se může nakonec stát součástí povrchového odtoku. Celá řada studií ukazuje, že významnou část odtékající vody tvoří voda, která byla předtím zadržena v půdě. Nová srážková voda tuto vodu z jejího místa vytlačí a zaujme její místo. Vsakování vody do půdy je závislé na řadě parametrů – vlastnostech půdy, stupni jejího nasycení vodou a rychlosti, jakou voda přitéká.

V empirických studiích můžeme měřit vlastnosti půdy ovlivňující vsakování (infiltraci) vody infiltrometry. Voda může tedy odtékat z ekosystému po povrchu, podpovrchovým odtokem, případně může posílit rezervoáry podzemní vody. V ekosystémových studiích nejčastěji měříme povrchový odtok. Měření ostatních složek odtoku je komplikovanější. K měření povrchového odtoku užíváme měrné přepady umístěné na vodoteči. Jedná se o místo, kde celý průtok soustředíme do průřezu známého geometrického tvaru, který můžeme následně nakalibrovat tak, abychom věděli, jaký průtok odpovídá příslušné výšce hladiny. Přitom předpokládáme, že voda dotekla k danému měrnému místu po povrchu, a můžeme tedy z mapy nebo digitálního místa terénu vymezit plochu, z níž voda na měrné místo přitekla. Této ploše říkáme povodí. Odtékající voda se dále pohybuje v říční síti, případně může být zachycena v různých nádržích (v přehradách, rybnících a tak podobně). Tok vody a její zadržení můžeme měřit systémem přepadů, které byly popsány výše. V České republice zajišťují získávání těchto dat podniky Povodí a Český hydrometeorologický ústav. Je třeba si říct, že jenom třetina srážkové vody se stane součástí povrchového odtoku. Většina srážkové vody je zadržena v půdě a může se buď vypařit, nebo se stane součástí podzemní vody.

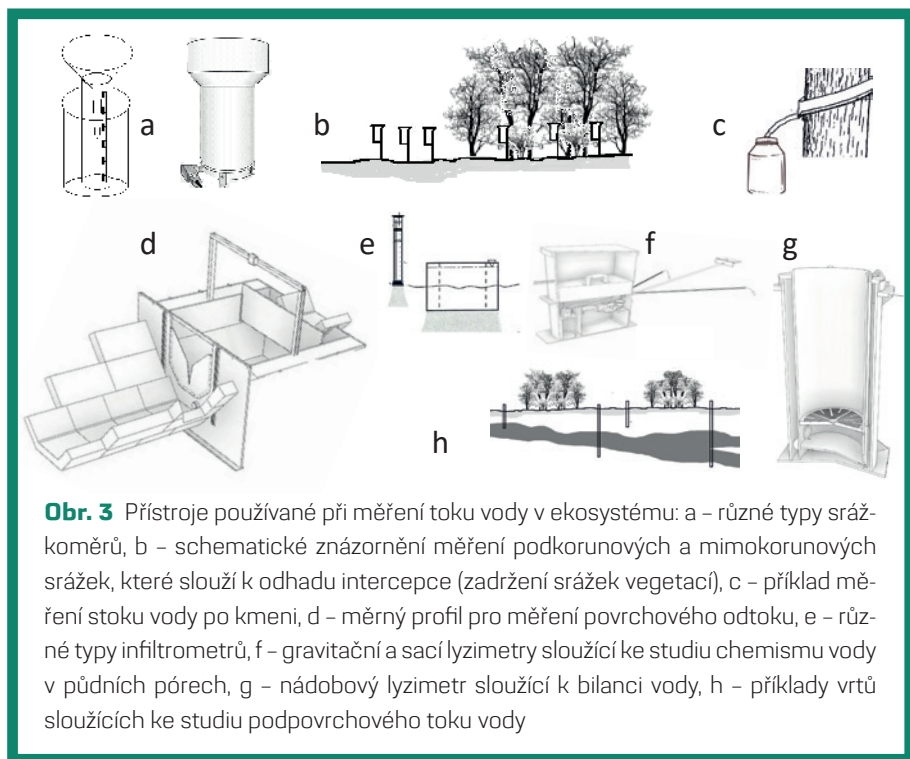
Voda je v půdě zadržována celou řadou sil, z nichž ovšem nejvýznamnější jsou síly kapilární, které závisí na množství tenkých kapilárních pórů v půdě. Množství vody zadržené v půdě závisí na fyzikálních vlastnostech půdy, zejména pak na podílu jílovitých částic. Půdy s vysokým obsahem jílovitých částic mají velké množství



malých pórů, a proto zadržují velké množství vody. Naopak půdy písčité zadržují vody méně. Potenciál půdy zadržovat vodu můžeme laboratorně měřit. Při tomto stanovení měříme objem vody, který je určitý objem půdy schopen zadržet oproti danému tlaku. Celkové množství vody zadržené v půdě ale nemusí být využitelné rostlinami. Část vody je totiž zadržována tak pevně, že rostliny ji nemohou využít (hovoříme o tzv. bodu vadnutí). Množství vypařené vody můžeme přímo měřit celou řadou technik, nicméně ve většině praktických aplikací se toto množství dopočítává.

Jak je vidět, tok vody v krajině je velmi komplexní záležitostí a navíc různé složky toku vody mohou podporovat různé ekosystémové služby. To vede k značné nejednotnosti v používání jednotlivých termínů. Náznorným příkladem je zadržování vody

v krajině. Dokument Evropské komise o opatřeních k retenci vody v krajině je definuje jako opatření, jejichž cílem je chránit a zvyšovat potenciál akumulace vody v krajině, půdě a vodonosných vrstvách obnovou ekosystémů, přírodních prvků a charakteristik vodních toků a využitím přírodních procesů (EU Commission, 2014). Těžištěm retence je tedy celkové množství vody zadržené ve všech dostupných zásobnících v celé krajině. Zadržením, odborně retencí vody, v hydrologii rozumíme přirozené či umělé krátkodobé zadržení vody v krajině. Podobně definuje retenci i Kvíték (2020). Všímá si však i dalšího, časového rozměru zadržení vody. Retence vody je důležitým faktorem pro zachycení srážek a transformaci průtokových, jinak též povodňových vln. Jde tedy o určitou pufrací schopnost, nikoli přímo o to, kolik vody je nyní v krajině, ale kolik je tam volného místa (absorpční kapacity) pro vodu, která může přijít, a jak tato kapacita může regulovat odtok. Tyto dva parametry (celková zásoba a volná kapacita) spolu mohou, ale nemusí korelovat (plný rybník bude mít velkou zásobu vody, ale žádný volný objem, který by umožnil pohltit přítok nové vody, a u prázdného rybníka nebo suchého polderu to bude naopak). Řada autorů však v souvislosti



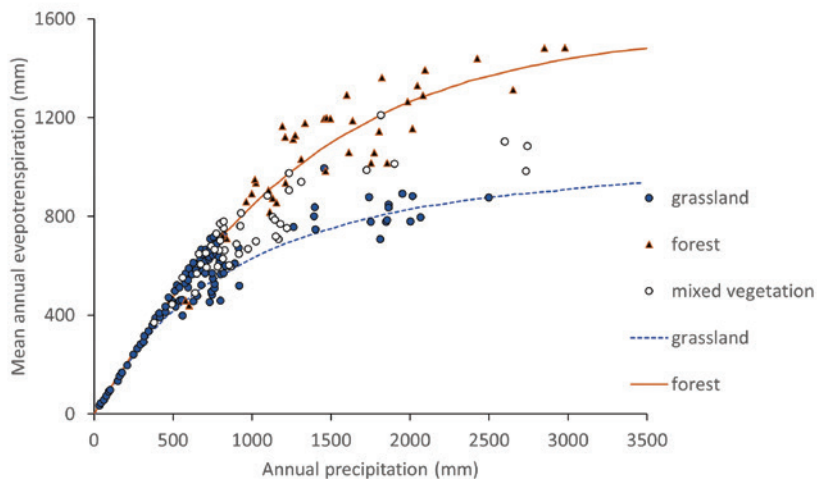
s retencí akcentuje i další aspekty. Například projekt Water Retention Landscape of Tamera udává, že podpora retence vody v krajině má za cíl působit proti rostoucí erozi a dezertifikaci (EEA, 2016). Významným aspektem je zde zejména omezení povrchového odtoku. Tedy to, v jakých zásobnících v krajině se voda skladuje a jak se mezi nimi přesouvá. Další autoři si všímají vztahu retence a kvality odtékající vody (Kvítek, 2020) a tak bychom mohli pokračovat. Vidíme, že hovoříme-li o ekosystémových funkcích spojených s retencí vody v krajině, můžeme mít na mysli celou řadu ekosystémových procesů, které jsou přímo či nepřímo hybateli řady ekosystémových služeb, jež mohou pozitivně i negativně ovlivnit lidskou ekonomiku a kvalitu života. Jejich přehled udává **tabulka 2**.

Tab. 2 Jednotlivé složky vodní bilance a jejich vztah k ekosystémovým službám a dalším přínosům přírody pro lidskou společnost

Složka vodní bilance	Vazba na další ekosystémové procesy	Dopad na lidskou společnost
Srážky	Jsou primárním zdrojem vody pro suchozemské ekosystémy. Určují celkové množství vody dostupné pro další složky vodní bilance.	Kromě vlivu na všechny ostatní složky vodní bilance ovlivňuje energie deště přímo intenzitu eroze.
Intercepce a související procesy v nadzemní části vegetace	Určuje množství vody, které se dostane k povrchu půdy a může být předmětem infiltrace, odtoku a zadržení vody v půdě či dalších podzemních zásobnících.	Omezuje erozní účinek deště. Podporuje výpar vody, a tím ochlazování okolí. Může zvyšovat citlivost vegetace na atmosférickou depozici.
Vsakování	Určuje množství vody, která se může stát součástí půdní a podzemní vody a povrchového odtoku.	Spoluurčuje zásobení půdy a vegetace vodou, odtok, intenzitu eroze.
Zadržení vody v půdě a sedimentech (rašelinách)	Celkové množství vody v těchto zásobnících pufruje lokální klima jednak díky tepelné kapacitě vody, jednak díky tomu, že determinuje množství vody, které může být vypařeno. Rozdíl mezi okamžitým nasycením a maximální kapacitou určuje schopnost pufrovat výkyvy odtoku. Charakter půd a vegetace určuje schopnost odčerpávat živiny a odbourávat polutanty.	Určuje vodu dostupnou pro rostliny a tím primární produkci. Podílí se na regulaci odtoku a s tím souvisejících efektů odtoku, jako je eroze či povodně. Určuje kvalitu odtékající vody.
Podzemní voda – podpovrchový odtok	Vede k transportu vody na delší vzdálenosti, může se podílet na vzniku jeskyní a krasových jevů, při vyvěrání na povrch doplňuje půdní vodu a posiluje odtok.	Může být zdrojem pitné vody a vody pro další užití v zemědělství a průmyslu.

Složka vodní bilance	Vazba na další ekosystémové procesy	Dopad na lidskou společnost
Povrchový odtok	Vede k transportu vody na delší vzdálenosti, může se podílet na erozi půdy a břehů, přenosu plavenin a formování sedimentů. V některých případech, zejména v asociovaných mokřadech, může podporovat odběr živin a odbourávání polutantů.	Může být (vzácně) zdrojem pitné vody, častěji jako vody pro další užití v zemědělství a průmyslu. Umožňuje lodní dopravu. Je habitatem vodních organismů, které mohou být předmětem lovu nebo chovu.
Zadržení povrchového odtoku v nádržích a sedimentech	Vede k zpomalení odtoku, posiluje výpar, může posílit schopnost pufovat odtok, nejsou-li zásobníky zcela naplněny. V některých případech, zejména v mokřadech, může podporovat odběr živin a odbourávání polutantů.	Může být zdrojem pitné vody a vody pro další užití v zemědělství a průmyslu. Umožňuje lodní dopravu. Je habitatem vodních organismů, které mohou být předmětem lovu nebo chovu.
Výpar	Ovlivňuje cyklus vody, podíl malého a velkého cyklu vody, voda vypařená rostlinami je důležitá pro primární produkci.	Ovlivňuje lokální a globální klima. Ovlivňuje primární produkci.

Ekosystémy mohou ovlivnit tok vody řadou způsobů na řadě časoprostorových škál. Zde se zaměříme zejména na to, jak mohou ekosystémy regulovat rozdělení



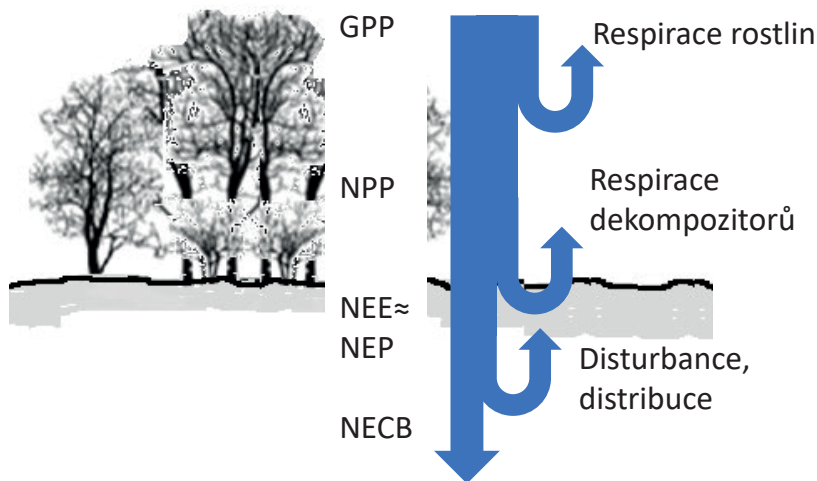
Obr. 4 Srovnání evapotranspirace ze zalesněných a zatravněných povodí při různých intenzitách srážek; podle Zhang L. a kol. (2001) (upraveno)

dopadající vody. Bylo ukázáno, že charakter ekosystému významně ovlivňuje podíl vody, která se vypaří, a vody, která je k dispozici pro ostatní procesy. Obecně se více vody vypaří z povodí porostlých převážně lesní vegetací než z povodí pokrytých travinnou nebo jinou podobnou vegetací (**obr. 4**). Nicméně tento rozdíl je též závislý na celkovém objemu srážek a projevuje se zejména při vyšších srážkových úhrnech, a tak je v našich podmínkách poměrně malý. Dalším významným faktorem, který ekosystémy ovlivňuje, je poměr retence vody v ekosystému a povrchového a podpovrchového odtoku. Ten je dán jednak infiltrací a jednak schopností ekosystému zadržovat vodu. Tendence vody z krajiny odtékat je dána primárně geomorfologií terénu. Je vcelku snadno představitelné, že na prudších svazích bude tendence vody odtékat větší než na svazích mírných či na rovině. Proti tomu působí zadržování vody v půdě. Bylo odhadnuto, že půdy v České republice zadržují asi 5× více vody než všechny toky a nádrže, jež máme. Voda je v půdě zadržována zejména kapilárními silami. Schopnost půdy zadržovat vodu se zvyšuje s obsahem jílu a s množstvím organické hmoty.

2.3 Primární produkce, koloběh uhlíku a tok energie v potravních sítích

Koloběh uhlíku (viz kap. 1.3) je z hlediska dopadů na lidskou společnost zajímavý z řady důvodů. Pokud jde o tok uhlíku, největší pozornosti se těší procesy spojené s výměnou CO_2 mezi atmosférou a ekosystémy. Jednak proto, že tok CO_2 z atmosféry do ekosystémů ve své podstatě determinuje primární produkci a tím většinu produkčních funkcí ekosystému spojených s produkcí potravin, dřeva, vláken atp., jež jsou základem lesní a zemědělské produkce, ale i produkce přirozených ekosystémů, kterou lidská společnost využívá. Za druhé proto, že uhlík může být v ekosystémech (zejména ve vegetaci a v půdách) dále skladován. Vegetace globálně obsahuje přibližně stejné množství uhlíku, než kolik je ho v atmosféře, a půdy obsahují asi 3–4× tolik uhlíku, než kolik je ho v atmosféře. Kvůli nárůstu atmosférické koncentrace CO_2 a také kvůli antropogennímu přídatku dostupného dusíku do ekosystémů (výrobou průmyslových hnojiv pomocí Haber-Boschova procesu a spalováním fosilních paliv) dochází globálně k nárůstu primární produkce, který je následován zvýšeným ukládáním uhlíku do půd. Díky toku vegetace a půdy pohltí více než polovinu antropogenního přídatku CO_2 do atmosféry. I proto budou tyto různé dopady – primární produkce a vliv na výměnu CO_2 mezi atmosférou a ekosystémy (a dynamiku skleníkového jevu) – pojednány níže odděleně.

Podívejme se tedy nyní na to, jaké veličiny tok uhlíku v ekosystémech popisují a jak je můžeme měřit. Naprostá většina uhlíku, který vstupuje do živé složky ekosystému, je vázána rostlinami v procesu fotosyntézy (**obr. 5**). Rostliny přijímají CO_2 a přeměňují ho v uhlík v organických látkách, jež jsou stavebními prvky rostlinných



Obr. 5 Tok uhlíku (a energie) ekosystémem. GPP hrubá primární produkce, NPP čistá primární produkce, NEE čistá výměna uhlíku mezi ekosystémem a atmosférou, NEP čistá produkce ekosystému, NECB ekosystémová bilance uhlíku. Pro porovnání s celkovými toky energie v ekosystému – jedná se o část energie zachycenou fotosyntézou v **obr. 1**

pletiv. Celkové množství uhlíku, a tedy i energie, které rostliny v procesu fotosyntézy přijmou, popisuje takzvaná hrubá primární produkce zvaná též GPP (z anglických slov Gross Primary Production). Nicméně rostliny zároveň dýchají a tím vrací ihned část fotosyntetizovaného oxidu uhličitého do atmosféry. To, co můžeme měřit jako přírůstek biomasy rostlin, je tedy takzvaná čistá primární produkce NPP (Net Primary Production). Hrubou primární produkci, pakliže ji potřebujeme znát, zpravidla dopočítáváme tak, že k čisté primární produkci přičteme respiraci rostlin. Čistá primární produkce může být využita dalšími trofickými úrovněmi, tady herbivory a tak podobně. Nicméně většina čisté primární produkce v suchozemských ekosystémech přichází do půdy a tam je rozložena dekompozitory. Rozdíl čisté primární produkce a respirace konzumentů a dekompozitorů bývá označován jako čistá systémová výměna NEE (Net Ecosystem Exchange) nebo také jako čistá produkce ekosystému NEP (Net Ecosystem Production). V dlouhodobém horizontu může být část této produkce přemístěna do jiných ekosystémů, například v důsledku vyluhování, eroze, anebo ztracena kupříkladu při požáru a podobně. Zde může hrát roli člověk, který může část produkce odebrat a využít tak, že se opět přemění v oxid uhličitý – například spálit,

využít jako potravu, krmivo hospodářských zvířat a tak dále. Část čisté ekosystémové produkce může být také vrácena do atmosféry v důsledku disturbancí – například požáru, urychlené dekompozice po přírodních nebo antropogenních katastrofách a podobně. Čistá primární produkce se započtením těchto přesunů a ztrát disturbancí se nazývá ekosystémová bilance uhlíku (Net Ecosystem Carbon Balance, NECB). V krátkých časových horizontech, například během jednoho roku nebo nevyskytují-li se žádné disturbance ani odběr uhlíku z ekosystému, se NECB přibližně rovná NEE, v delších časových obdobích to však zpravidla neplatí.

Pro měření čisté ekosystémové bilance uhlíku můžeme buď použít metody, které dlouhodobě měří čistou ekosystémovou výměnu (NEE), anebo sledovat změnu uhlíku v hlavních zásobnících, tedy ve vegetaci a v půdách.

Měření produkce a biomasy. Produkci rozumíme přírůstek biomasy, hmoty rostlin (nebo častěji hmotu sušiny rostlin), za čas. K tomu, abychom mohli změřit produkci, musíme změřit biomasu producentů nejméně 2× (ale lépe vícekrát) nebo měřit kontinuálně nějaký parametr, který s produkcí souvisí (např. produkci kyslíku nebo spotřebu CO_2) (**obr. 6**). Ve výjimečných případech stačí změřit biomasu jen jednou (např. sklizeň jednoletých rostlin), protože můžeme udělat opodstatněný předpoklad o tom, jaká byla biomasa na začátku. Níže uvádíme několik metod užívaných k odhadování produkce a biomasy.

Nejjednodušší metodou měření NPP je metoda sklizňová. Dá se s výhodou použít u jednoletých rostlin. Její podstatou je to, že sklídíme biomasu rostlin na dané ploše v době, kdy dosáhla svého maxima, a předpokládáme, že počáteční biomasa se rovnala biomase semen, kterou buď nějak odhadneme, nebo zanedbáme. U jednoletých rostlin můžeme takto odhadnout nadzemní i podzemní biomasu. Uvažujeme-li pouze nadzemní produkci, můžeme tuto metodu použít i u vytrvalých rostlin, jež každý rok obrůstají (např. u lučních porostů) a kde předpokládáme, že po zimě byla nadzemní biomasa nulová a že sklizeň v době maximální biomasy je odhadem roční produkce. Například u lučních porostů je sklizňová metoda jednou z nejpoužívanějších metod stanovení NPP. Jak jsme již řekli, nezahrnuje většinou podzemní biomasu, produkci kořenových exudátů, části rostliny, které před sklizní odumřely, padly, případně se rozložily nebo byly sežrány herbivory. Odhaduje se, že tyto nezapočtené položky obvykle představují více než polovinu NPP. Popisujeme to zde tak podrobně, abychom demonstrovali, že zdánlivě jednoduchá metoda má řadu úskalí a zdroj chyb. Tato, ale i všechny ostatní metody mají své zdroje chyb. Ty nemusí být samy o sobě problémem, pokud nám jde například o porovnání daného jevu na různých místech, kdy můžeme předpokládat, že chyby jsou všude podobné. Jiná situace ovšem je, když z nějakého důvodu potřebujeme celkovou bilanci.

Nevýhodou sklizňové metody je to, že je destruktivní. Sklidit například část lesa je jednak pracné, jednak už takový les nebudeme moci v budoucnu sledovat. Proto se vyvinula řada metod, jak sledovat biomasu nedestruktivně, pomocí nepřímých

ukazatelů. Často se používají metody založené na alometrických rovnicích. Jsou to rovnice, které na základě řady empirických měření odhadují biomasu jednotlivých jedinců na základě více či méně jednoduše změřitelných parametrů. Například v lesnictví se často používá metoda odhadu biomasy stromu na základě jeho výšky nebo průměru kmene či kombinace těchto parametrů. To nám umožní přeměřit část lesa opakovaně v čase a zjistit, jak přirůstá. Jistě i zde platí, že rovnice je zatížena určitou chybou, navíc její získání je pracné, a tak často používáme rovnice získané za poněkud jiných podmínek, což přináší další zdroje chyb. Tuto metodu můžeme rozšířit na stanovení parametrů porostu a odhadovat biomasu porostu například podle jeho výšky a pokryvnosti. Výhodou takového postupu je, že výšku i pokryv listovým můžeme měřit metodami dálkového průzkumu Země (DPZ; Zemek, 2014), například z letadla či kombinací LiDAR a multispektrálního skeneru. Můžeme tak (opakovaně) odhadnout biomasu na větší ploše (**obr. 6**).

Poslední skupinou metod, které zde zmíníme, jsou metody založené na výměně plynů mezi ekosystémem a okolím. Tyto metody vycházejí z toho, že produkce biomasy, tedy fotosyntéza, spotřebovává CO_2 a produkuje O_2 . Naopak spotřeba biomasy během respirace produkuje CO_2 a zpravidla spotřebovává O_2 . Měřením výměny plynů můžeme tedy tyto procesy kvantifikovat. Jednou z nejstarších a velmi elegantních metod tohoto typu je metoda černých a bílých lahví používaná v hydrobiologii. Nabeřete vodu do tří lahví, v jedné lahvi použijete vodu k stanovení okamžité koncentrace kyslíku ve vodě, další dvě lahve uzavřete a budete je inkubovat ve vodním sloupci (**obr. 6**). Přitom jedna z těchto lahví bude průhledná, druhá nikoliv. Po nějaké době (řádově po hodinách) obě lahve vyndáte a stanovíte obsah kyslíku v obou lahvích. Jestliže jste pokus provedli během dne, pak v průhledné lahvi činností fytoplanktonu probíhala fotosyntéza a obsah kyslíku zde naroste. Zároveň s fotosyntézou zde probíhá i respirace, takže pozorovaný nárůst je výsledkem nárůstu O_2 vyprodukovaného fotosyntézou a spotřebovaného respirací. Jinými slovy je zde proporcionální NPP. V temné lahvi probíhala pouze respirace, dojde zde tedy k úbytku kyslíku. Jestliže tento prorespirovaný kyslík přičteme k NPP, dostaneme GPP.

V terestrických ekosystémech můžeme analogicky měřit produkci a spotřebu CO_2 pomocí různě velkých komor, kterými přikryjeme část půdy i s vegetací. Pomocí toho můžeme měřit celkovou výměnu plynů mezi ekosystémem a okolím, případně je-li komora tmavá, také celkovou respiraci systému. U ekosystémů založených na dřevinách by bylo použití komor obtížné, navíc komory měří jen ve velmi omezené ploše. Pro sledování výměny plynů mezi atmosférou a ekosystémem lze použít metody založené na tzv. eddy kovarianci. Jsou založeny na sledování turbulentního proudění mezi atmosférou a aktivním povrchem. Lze si to představit tak, že například ve dne, díky příkonu slunečního záření, je povrch teplejší. Z povrchu se pak odtrhávají víry teplejšího vzduchu, které stoupají vzhůru, a jsou naopak nahrazovány víry chladnějšího vzduchu z atmosféry. Těmto vírům říkáme eddies (převzaté z angličtiny). Eddy

kovarianční měření je založeno na tom, že do cesty těmito eddies umístíme přístroje měřící rychlost pohybu vzduchu ve 3D a koncentraci CO_2 a vodní páry. Víry stoupající vzhůru budou během dne ochuzeny o CO_2 oproti vírům klesajícím dolů a v noci to bude naopak. Měříme-li dostatečně často, běžné eddy věže měří $9\times$ za sekundu, můžeme s trochou matematiky zahrnující Reynoldsovu dekonvoluci a přesahující rámec tohoto textu spočítat, kolik CO_2 bylo za daný čas (den, měsíc, rok, či jak dlouho měříme) pohlceno nebo emitováno ekosystémem. Je třeba zdůraznit, že jak komory, tak věže měří celkovou výměnu CO_2 mezi atmosférou a ekosystémem. Ta je dána rozdílem NPP a heterotrofní respirace. Protože většina produkce v terestrických ekosystémech je zpracována v půdě, často ostatní složky heterotrofní respirace zanedbáváme a odhadujeme NPP jako celkovou výměnu plynů po odečtení heterotrofní respirace půdy. Respiraci půdy můžeme změřit pomocí komor, podobných, jaké byly zmíněny výše, ale zakrývajících jen půdu, nezahrnujících tedy vegetaci. Problémem je, že tato respirace půdy se skládá z heterotrofní respirace dekompozitorů a z respirace kořenů. Respirace kořenů může být hodně variabilní a představuje 10–90 procent celkové půdní respirace. Oddělení kořenové a heterotrofní respirace je možné řadou způsobů, například měřením respirace půdy bez kořenů nebo pomocí stabilních izotopů, přičemž každý z nich má svá úskalí.

Výše popsanými postupy tedy dokážeme změřit NPP na jedné nebo na několika plochách. Ale jak postupovat, chceme-li odhadnout NPP na větší části krajiny, případně na celém světě? První pokusy nějak odhadnout NPP vychází z využití klimatických dat. Rosenzweig (1968) odhadl NPP pomocí AET (aktuální evapotranspirace, z anglického Actual Evapotranspiration), což se stalo základem řady klimatických modelů odhadujících NPP na základě srážkových a teplotních dat. Jejich nevýhodou je, že závislost NPP na klimatických proměnných vykazuje značný rozptyl, neboť hodnoty NPP jsou ovlivněny živinami a dalšími parametry. Podobnou nevýhodu mají i modely, které se snaží předpovídat NPP na základě radiace. Opět pracují dobře v modelových systémech nelimitovaných vodou a živinami, dostupnost těchto zdrojů však může být reálně v krajině velmi heterogenní. Později se objevily metody odhadující NPP na základě odhadů rostlinné biomasy provedených dálkovým průzkumem Země (DPZ). Nejčastějším nástrojem pro globální odhad biomasy je NDVI (Normalized Difference Vegetation Index). Je založen na tom, že živá vegetace dobře pohlcuje (a tím málo odráží) červenou část viditelného spektra (RED), a naopak málo pohlcuje (a tím dobře odráží) blízké infračervené záření (NIR). Naproti tomu holé povrchy a mrtvá vegetace odrážejí relativně méně NIR a mnohem více RED. Počítáme tedy NDVI jako rozdíl odraženého NIR a RED lomeno součtem těchto dvou vlnových pásem:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}).$$

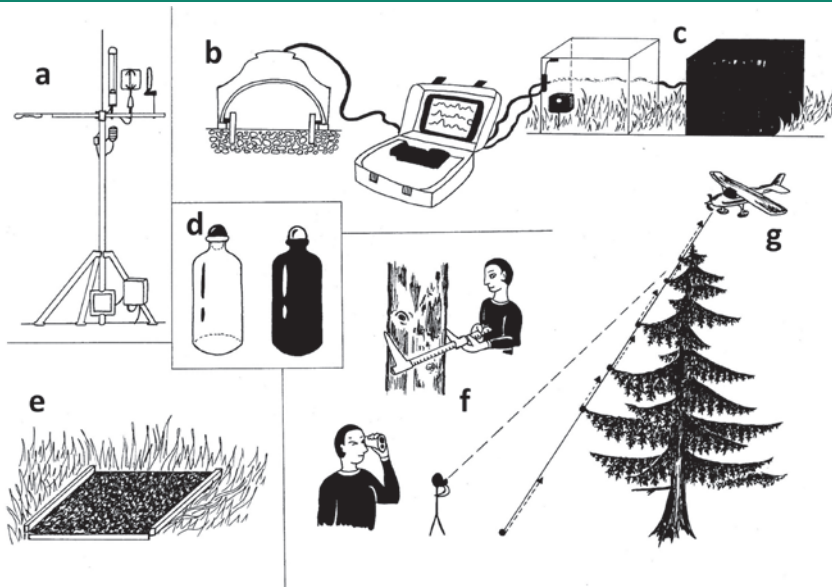
NDVI velmi dobře koreluje s pokryvností vegetace, respektive podílem celkové plochy, který je pokrytý vegetací. Proto NDVI dobře koresponduje s biomasou vegetace u porostů s jednoduchou prostorovou architekturou, ideálně majících jen jedno vegetační patro. Odhaduje však biomasu rostlin hůře v porostech s komplexní architekturou. Například rozdíl mezi porosty s podobnou pokryvností, ale jinou výškou kmenů nebo rozdíl v biomase patrovitých porostů, kde se patra překrývají – zejména když dosáhne pokryvnost vegetace hodnot přes 100 procent (tj. podíváme-li se na porost zespodu kolmo vzhůru, vidíme spíše překryv mezi listy než mezery mezi nimi). Výhodou NDVI je, že může být měřeno pomocí družic víceméně pravidelně pro každé místo na Zemi každých několik týdnů a umožňuje počítat reálný přírůst nadzemní biomasy. Tento odhad jde ovlivnit tím, že závislost mezi změnou NDVI a změnou biomasy není lineární. U vyšších hodnot NDVI znamená menší změna NDVI relativně větší změnu biomasy z důvodů popsaných výše. K tomu, aby se odstranily výše zmíněné nedostatky NDVI, byly vyvinuty modely účinnosti produkce (Production Efficiency Model, PEM), které kombinují odhad listové plochy získané dálkovým průzkumem Země podobný NDVI s empirickými odhady maximálního potenciálu využití světla a s možnými limitacemi dalších ekologických faktorů ovlivňujících intenzitu fotosyntézy a respirace. V současné době se pro odhad NPP pomocí dálkového průzkumu Země používají modely založené na využití dat z MODIS senzorů (MODIS – Moderate Resolution Spectrorofotometer), tzv. MODIS modely. Nejčastěji používaným je MODIS17, v něm se NPP odhaduje jako GPP minus respirace (R) rostlin:

$$NPP = GPP - R,$$

kde GPP je vypočítána podle rovnice

$$GPP = e * PAR * FPAR.$$

Zde e je účinnost konverze (nebo efektivita využití světla), která transformuje fotosynteticky aktivní záření absorbované listy do růstu tkáně. Tento parametr je specifický pro každý biom, reflektuje tedy typ vegetace a zároveň klimatické poměry (konkrétně denní minimální teplotu a sytostní doplněk). Další dva parametry pak popisují množství světla zachycené rostlinou, PAR je fotosynteticky aktivní záření (Photosynthetic Active Radiation) a je odhadováno ze slunečního záření. FPAR (Fraction of Photosynthetically Active Radiation) je zlomek PAR absorbovaný rostlinami, odhadnutý na základě pokryvnosti listové plochy (Leaf Area Index, LAI), který je odvozen na základě dat ze vzdáleného průzkumu Země a v podstatě nahrazuje index NDVI. Dýchání rostlin má dvě složky: denní udržovací dýchání (R_m), počítané jako funkce denní průměrné teploty vzduchu, a roční růstové respirace (R_g); pokud se měření provádí v krátkých intervalech, bývá tento parametr zanedbáván (Zhao a kol., 2005).



Obr. 6 Příklady různých metod měření primární produkce a výměny CO_2 mezi atmosférou a ekosystémem: (a) eddy kovariance; (b) měření produkce CO_2 respirační a porovnání CO_2 produkce respirační a její spotřeby fotosyntézou (c); (d) metoda tmavých a světlých lahví; (e) sklizňová metoda; (f) měření rozměrů stromů a jeho výpočet na základě alometrických rovnic a jejich porovnání s metodami dálkového průzkumu Země, jako je NDVI či lidarové měření výšky vegetace (g)

S výjimkou metod dálkového průzkumu Země měří většina ostatních výše uvedených metod biomasu rostlin anebo její produkci na jednotlivých lokalitách. Tedy víceméně bodově. K tomu, abychom dostali odhad produkce na většině území, musíme tato data nějakým způsobem interpolovat. Často však lze pro měření produkce použít korelaci s daty o zemědělské nebo lesní produkci, které získáváme v rámci zemědělského nebo lesního provozu. Tato data jsou předmětem provozních statistik, a přestože neposkytují údaje o celkové biomase či produkci, silně s ní korelují a je možno tyto korelace použít k odhadu celkové produkce, jak bude detailněji pojednáno v dalších kapitolách.

Měření zásoby z hromadění uhlíku v půdách. Půdy představují globálně nejvýznamnější zásobník uhlíku v suchozemských ekosystémech. Jsou i významným hráčem mitigací globální změny klimatu. Odhaduje se, že kdybychom byli schopni zvýšit zásobu uhlíku v půdách o 4 promile jejího stávajícího stavu každý rok, zcela by

to kompenzovalo antropogenní přídavek CO_2 do atmosféry daný spalováním fosilních paliv.

Kromě celkové zásoby uhlíku nás může zajímat i to, v jakých hlavních zásobnících se organická hmota – uhlík – v půdě nachází. V současnosti se má za to, že existují dva hlavní zásobníky uhlíku: Je to uhlík uložený v drobných úlomcích rozkládajících se organických zbytků zpravidla rostlinného původu. Tomuto uhlíku říkáme POM (z anglického Particulate Organic Matter). Objemově často ještě významnějším zásobníkem uhlíku je organická hmota vázaná na minerální matici MAOM (z anglického Mineral Associated Organic Matter). Matrice je tvořena odumřelými těly mikroorganismů, které vyrostly v důsledku transformace odumřelých rostlinných pletiv. Tyto dvě složky organické hmoty mají celou řadu odlišností. Uhlík POM setrvává v půdě zpravidla daleko kratší dobu a jeho produkce je podporována, jestliže se rostlinný opad rozkládá pomalu. Vzhledem k tomu, že tato složka organické hmoty není vázaná na minerální matici, nemůže být její akumulace limitována dostupností minerálních povrchů. Říkáme také, že nemůže dojít k saturaci. Nicméně akumulace je zpravidla pomalejší. Naproti tomu akumulace MAOM je podporována, přichází-li do půd opad, který se rozkládá snadno. Takový opad je mikroorganismy velmi účinně transformován v mikrobiální biomasu pokrývající minerální povrchy. Po odumření této mikrobiální biomasy zůstávají mrtvé pozůstatky mikrobiální buněk „nalepeny“ na minerálních površích a vytvářejí MAOM. Matrice MAOM se akumuluje velmi rychle zejména u půd, jež nejsou uhlíkem nasyceny. Obecně se má za to, že MAOM je stabilnější a delší dobu setrvává v půdě. Akumulace MAOM je ale závislá na dostupnosti minerálních povrchů. Jsou-li všechny minerální povrchy obsazeny, akumulace MAOM se zastaví. Hovoříme o saturaci půdy uhlíkem.

Abychom mohli měřit změnu zásoby uhlíku v půdách, musíme odhadnout zásobu uhlíku nejméně ve dvou časových intervalech. Změna celkové zásoby uhlíku v půdě je poměrně pomalý proces, a proto musí být od sebe tyto dva body dostatečně vzdáleny v čase, nejméně 5–10 let. To je nutné i proto, že obsah uhlíku v půdách je prostorově velmi heterogenní, což vede k tomu, že odhad je postižen určitou chybou a při kratších intervalech by změna obsahu uhlíku mohla snadno být menší než tato chyba.

K tomu, abychom mohli odhadnout zásobu uhlíku v půdě, musíme vědět, kolik předmětná vrstva půdy váží a jaká je v ní koncentrace uhlíku. Zmínili jsme se zde o vrstvě půdy. Různé metodické přístupy totiž uvažují různou hloubku půdy při měření zásoby uhlíku. Nejčastěji používanou hloubkou je 30 centimetrů, což je i hloubka, kterou doporučuje IPCC (The Intergovernmental Panel on Climate Change). Nicméně velké množství uhlíku je uloženo i ve větších hloubkách.

K tomu, abychom odhadli hmotnost této vrstvy, potřebujeme znát takzvanou objemovou hmotnost neboli hustotu půdy. Můžeme ji stanovit tak, že odebereme reprezentativní vzorek půdy o známém objemu, například kalibrovaným válečkem, ten následně zvážíme a zjistíme tak objemovou hmotnost půdy. Drobnou komplikací

může být fakt, že vzorek může obsahovat menší či větší kameny, které zpravidla do analýzy uhlíku nezahrnujeme. Pak je třeba odhadnout podíl těchto kamenů v půdním profilu. Máme-li stanovenou objemovou hmotnost půdy, případně korigovanou na objem kamenů, potřebujeme ještě stanovit obsah uhlíku v této půdě pomocí chemické analýzy. Zde je k dispozici řada metod. V současnosti se nejčastěji používají prvkové analyzátoři uhlíku a dusíku. Nicméně jsou možné jednodušší principy, například můžeme půdu v laboratorní peci spálit (při teplotě 550 stupňů po dobu pěti hodin) a tím stanovíme obsah organických látek v půdě – přibližně polovinu těchto organických látek představuje uhlík. Jak jsme již zmínili, velkým problémem při stanovení zásoby uhlíku v půdě je jeho prostorová heterogenita. Tento problém se ostatně vyskytoval již při měření primární produkce a rostlinné biomasy. Avšak při studiu nadzemní části ekosystému jsme heterogenitu zpravidla schopni odhadnout. Při studiu podzemní části ekosystému je to daleko složitější. Proto významnou součástí empirických měření zásoby uhlíku v půdě je pečlivé naplánování způsobu vzorkování, odhadnutí potřebného počtu vzorků a jejich rozmístění v prostoru tak, abychom získali odhad s přiměřenou chybou.

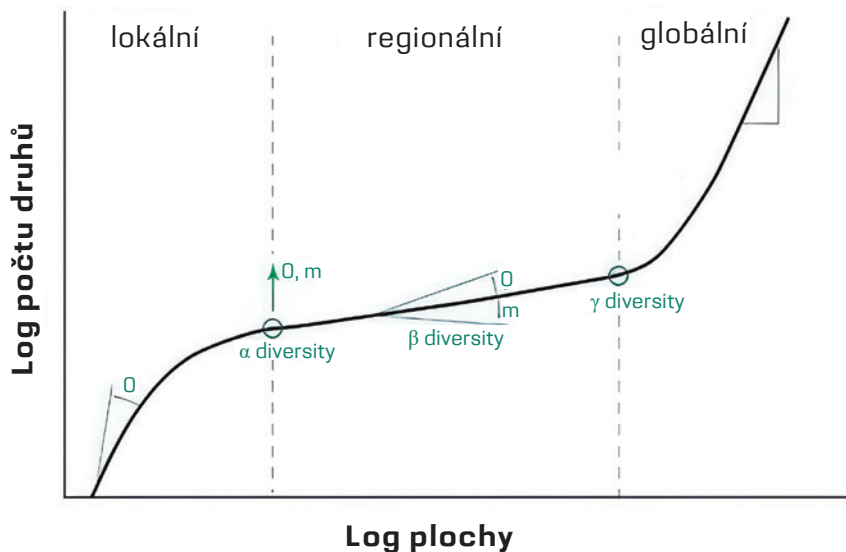
Jak již bylo řečeno, pro odhad časových změn obsahu uhlíku v půdě potřebujeme měřit zásobu uhlíku alespoň dvakrát, s velkým časovým rozestupem. To může být při některých studiích problém. Proto někdy používáme pro odhad rychlosti změn půdní zásoby uhlíku takzvané chronosekvence neboli nahrazení času prostorem. Princip těchto stanovení je založen na tom, že najdeme řadu ploch, které měly podobný původ a co nejpodobnější vývoj v čase a jsou různého stáří. Následně můžeme odebrat vzorky z těchto různě starých ploch a stanovit v nich zásobu uhlíku (případně i jiné parametry) a předpokládáme, že rozdíly mezi různě starými plochami budou podobné těm, jaké by se na jednotlivých plochách vyskytly během času. Tento přístup se často používá a umožňuje nám nahlédnout do dlouhodobých změn půd nebo celých ekosystémů. Má však i řadu úskalí, jednotlivé plochy nejsou zcela totožné, navíc plochy vzniklé v minulosti se mohly vyvíjet za jiných klimatických podmínek než plochy vzniklé nyní a tak podobně.

Při sledování zásoby uhlíku v půdě se uplatní i metody dálkového průzkumu Země, i když jen omezeně. Je to proto, že půda je zpravidla pokryta vegetací. Metody dálkového průzkumu Země nacházejí své uplatnění zejména při odhadu zásoby uhlíku v orných půdách. Zde jsou půdy v určitém období bez vegetace a lze tak snadno získat jejich spektrální charakteristiky. Navíc orba pozemků pravidelně promíchává vrchní vrstvu půdy, a tak je možné hodnoty získané z povrchové vrstvy vztáhnout na celou orniční vrstvu. Tyto postupy ale neumožní studium zásoby organické hmoty na plochách trvale pokrytých vegetací. Umožňují však získat představu o variabilitě potenciálu jednotlivých půd zadržovat organickou hmotu ve vztahu k abiotickým podmínkám, podložní topografii terénu a dalším parametrům, které množství organické hmoty v půdě do značné míry ovlivňují.

2.4 Diverzita

Diverzita ekosystému, tedy pestrost živých forem, které tyto ekosystémy obsahují, sama o sobě člověku nepřináší přímé přínosy. Na druhou stranu diverzita je základem celé řady procesů, které ve svém důsledku zajišťují řadu různých systémových služeb – od služeb produkčních přes služby regulační až po služby kulturní (rekreační atraktivita, kulturní a spirituální inspirace atp.). Nicméně stále častěji bývá biodiverzita sledována jako samostatná entita, a to jednak z důvodu výše zmíněného významu pro ostatní služby, jednak proto, že k zachování biodiverzity máme i další důvody, jako je například morální obligace.

Diverzita živých organismů je obrovská. Dosud bylo popsáno asi 1,7 milionu druhů organismů. Odhaduje se však, že na Zemi žije 5 až 30 milionů druhů organismů. O neprobádanosti biodiverzity svědčí skutečnost, že každý rok je popsáno přibližně 13 000 nových druhů organismů. Objevování nových druhů přitom zdaleka není jen doménou tropických oblastí. Právě tak variabilní jsou metody studia biodiverzity. Jejich úplný výčet by přesáhl rozsah tohoto textu. Při studiu biodiverzity organismů, které se nepohybují a jsou dobře vidět (například u rostlin), si můžeme nicméně vystačit s prostým pozorováním, které nám často umožní udělat soupis druhů v dané lokalitě přímo v terénu. U velkých organismů, jež se pohybují, využíváme celou řadu



Obr. 7 Obecná závislost počtu druhů organismů na velikosti (ploše) habitatu

záznamových zařízení, jako jsou fotopasti nebo záznamníky zvuku. U řady dalších druhů používáme nejrůznější druhy pastí. U mnoha druhů pak odebíráme vzorky prostředí, z nichž můžeme organismy různým způsobem vypudit či jinak vyseparovat. Tento přístup je nezbytný zejména při studiu půd a sedimentu. V poslední době se velmi rozšiřuje postup, při němž z daného prostředí extrahujeme DNA a na základě sekvenace určitých úseků DNA pak můžeme stanovit organismy, které se v daném prostředí nacházely.

Jak již bylo řečeno, studium biodiverzity jednotlivých skupin organismů je náročné a často vyžaduje specializaci badatelů na jednotlivé skupiny. Je proto velmi obtížné získat úplný seznam organismů, které se vyskytují na určitém území. Taková věc je relativně snadno proveditelná třeba u takzvaných vyšších rostlin, ale například úplný seznam hmyzu na určitém území je obtížné získat a často to vyžaduje spolupráci desítek odborníků na různé skupiny hmyzu.

Často se proto pro odhad vztahu biodiverzity používají zástupné parametry popisující stav biotopů. Nejčastějším parametrem je rozloha ekosystémů, které slouží jako habitaty jednotlivých druhů. Platí zde přibližná úměra, že klesne-li rozloha habitatu na jednu desetinu, klesne množství druhů přibližně na polovinu. Nicméně u velmi malých ploch narůstá množství druhů s plochou rychleji. Praktickým důsledkem je to, že i na malých plochách habitatu může přežívat více druhů, než bychom podle této predikce čekali (**obr. 7**). Avšak počet druhů může být kromě plochy ovlivněn i kvalitou habitatu.

3 Hodnocení a měření biofyzikálních jednotek na různých časoprostorových škálách a role ekosystémů

V předchozím textu jsme se zabývali chováním jednotlivých toků energie a látek v ekosystému. Přitom jsme viděli, že řada těchto toků je závislá na procesech, které se odehrávají na malých časoprostorových škálách. Například fotosyntéza probíhá v chloroplastech listu, většina dekompozice organické hmoty je prováděna mikroorganismy a odehrává se na úrovni mikrobiálních buněk. V obou případech se tedy jedná o procesy probíhající na škálách setin až tisícín milimetru. Nicméně kumulace těchto procesů na mikroskopické úrovni ovlivňuje procesy na úrovni celého ekosystému. Často tyto procesy vstupují na mikroskopických škálách do řady interakcí a jejich dopad na větších prostorových škálách, nebo za delší časové úseky, zpravidla není prostým násobkem intenzity procesu na nižších prostorových škálách. Naopak, dochází zde k řadě netriviálních interakcí na různých časoprostorových škálách. Například voda v půdě je zadržena zejména v kapilárních pórech, které se nacházejí uvnitř půdních agregátů. Na druhé straně vsakování vody do půdy se odehrává ve větších nekapilárních pórech, které se nacházejí mezi jednotlivými půdními agregáty. Některé z těchto pórů jsou významně větší a mohou se stát místy preferenčního odtoku vody z daného místa. Výsledný odtok je tak výslednicí řady procesů na různých časoprostorových škálách. Ve vědeckých studiích máme často zájem pochopit principy jednotlivých procesů, a proto sledujeme tyto procesy na odpovídajících, často velmi detailních časoprostorových škálách. Nicméně z pohledu bilance celých ekosystémů, anebo z pohledu dopadů těchto procesů na člověka a lidskou společnost, je často významnější integrace těchto procesů na úrovni celého ekosystému. Přitom tyto časoprostorové škály mohou být různé pro různé procesy – například u zásoby vody v půdě jakožto zdroje vody pro rostliny bude relevantní prostorovou škálou rozsah kořenového systému jednotlivých rostlin. Při sledování odtoků pak bude relevantní velikostní škálou celé povodí, a tak bychom mohli pokračovat. V **tabulce 3** jsou uvedeny příklady relevantních časoprostorových škál pro různé druhy ekosystémových procesů.

To přináší řadu problémů. Jedním z nich je skutečnost, že přesné sledování některých procesů na časoprostorových škálách relevantních pro jiné ekosystémové procesy anebo pro celou společnost je často velmi obtížné. Je často jednodušší sledovat tyto parametry na detailnějších časoprostorových škálách a následně tyto hodnoty integrovat do větších časoprostorových škál. To samo o sobě znamená určité obtíže. Například fakt, že v přírodě jsou jednotlivé parametry a procesy často velmi heterogenní jak v prostoru, tak v čase. Získání dostatečného množství dat a jejich vhodného rozmístění v čase a prostoru představuje velký problém. Často jej obcházíme tím, že sledujeme některé ukazatele na větších časoprostorových škálách, například pomocí dálkového průzkumu Země, které jsme nakalibrovali řadou měření na drobnějších

časoprostorových škálách. Dalším přístupem je odhadnout hodnoty parametrů na větším území interpolací dat získaných v jednotlivých bodech. Přitom často může jít o pouhou prostorovou interpolaci, protože prostředí je velmi heterogenní. Zde tudíž kromě prostorové interpolace využíváme závislost sledovaných parametrů na jiných parametrech, jejichž rozmístění v prostoru můžeme snadněji změřit – například nadmořská výška, konfigurace terénu atd. V řadě případů, například pro odhad odtoku vody z povodí, můžeme využít komplikovanější modely, které zahrnují celou řadu parametrů a berou v potaz jejich prostorové umístění v terénu.

To, jak se hlavní environmentální faktory řídící daný proces na jednotlivých časoprostorových škálách liší, si ukážeme názorně na interakci organické hmoty a zadržování vody v půdě.

Zadržování vody v půdě významným způsobem závisí na množství organické hmoty. Půdní organické látky však mají velmi proměnlivé účinky na pohyb a ukládání půdní vody v různých prostorových měřítkách (**tab. 3**). Na nejmenší úrovni to souvisí s procesy probíhajícími uvnitř půdních agregátů. Agregáty jsou sekundární částice vytvořené přeskupením a cementováním primárních minerálních částic pomocí půdní organické hmoty. Tvorba humuso-jílových komplexů je klíčová pro strukturální stabilitu půdy a hydraulické vlastnosti půdy. V souladu s tím může akumulace organické hmoty zvýšit kapacitu půd zadržovat vodu (Brady a Weil, 2002). Část těchto komplexů však zadržuje vodu tak velkými silami, že ji rostliny nemohou přijmout, a v důsledku toho se zvyšuje bod vadnutí. Nicméně zvýšení polní vodní kapacity (množství vody, které může půda dlouhodobě zadržet) s rostoucí SOM je obvykle vyšší než zvýšení bodu vadnutí. Lze tedy jinými slovy shrnout, že zvýšení obsahu SOM zvyšuje zásobu dostupné vody pro rostliny.

Na úrovni agregátů mohou hydrofobicitu půdy ovlivnit některé rostlinné látky, zejména pak mikrobiálně produkovaná organická hmota. Role hydrofobicity v pohybu vody v půdě je komplexní. Je zřejmé, že pokud je hydrofobita vysoká a trvale podpořená vosky nebo houbovou biomasou, může omezit infiltraci vody do půdy a podpořit povrchový odtok. Nicméně hydrofobita způsobená proteiny na povrchu agregátů může způsobit hydrofobicitu v suché půdě, ale uvolňuje se, když jsou proteiny hydratovány. Taková hydrofobnost podporuje stabilitu půdních agregátů a zvyšuje infiltraci do hlubších vrstev půdy, protože nutí vodu, aby se pohybovala přednostně nejprve ve velkých pórech mezi poměrně stabilními půdními agregáty. Když jsou tyto velké póry nasyceny, proteiny na povrchu agregátů se hydratují a hydrofobnost se snižuje. V důsledku toho může být voda z makropórů uložena v kapilárních pórech uvnitř agregátů. To umožňuje rychlou infiltraci a také efektivní skladování vody. Tento jednoduchý příklad ilustruje, že jednotlivé interakce mezi organickou hmotou a půdní vodou je třeba chápat v kontextu a jejich účinky jsou závislé na podmínkách. Již jsme zmínili vliv hydrofobnosti a organizace agregátů na infiltraci. Ve větších prostorových měřítkách může být infiltrace ovlivněna preferenčními cestami, které

Tab. 3 Přehled klíčových půdních a krajinných struktur (domén), které působí v různých prostorových měřítkách. Tabulka dohlíží na hlavní interakci mezi konkrétní formou půdní organické hmoty (POH), která ovlivňuje vodní bilanci (voda). Jsou uvedeny také hlavní abiotické environmentální faktory, jež mohou interagovat s těmito procesy v jednotlivých prostorových měřítkách

Doména	Mikro-agregáty	Uvnitř agregátů	Agregáty	Makropóry	Půdní profil	Ekosystém
Škála	10^{-7} – 10^{-6} m	10^{-5} – 10^{-4} m	10^{-3} m	10^{-2} m	10^{-1} – 10^0 m	10^1 – 10^2 m
POH	Mikrobiální nekromasa	Org. hmota vázaná na jíl	Org. hmota vázaná na jíl			
Voda	Kapilární síly	Kapilární síly	Hydro-fobicita	Infiltrace	Preferenční póry	Souhra půdních parametrů a intercepce
Env. faktory	Obsah jílu	Obsah jílu	Obsah jílu, pH	Obsah jílu, pH, skelet	Obsah jílu, pH, skelet topografie	Topografie

se často soustřeďují podél biostruktur, jako jsou koridory tvořené pohybem kořenů nebo žížal. Interakce mezi všemi těmito procesy určuje infiltraci vody a její ukládání do půdy. To je do značné míry dáno i typem vegetace.

Hovoříme-li o významu ekosystémů při utváření toku energie a látek, které jsou podkladem pro ekosystémové služby, řada lidí si představí zejména roli biotické složky ekosystémů, tedy například roli vegetace. Jak ale bylo ukázáno v úvodních kapitolách, velká část energetických a látkových toků v ekosystému je určována abiotickými procesy. Organismy, zejména pak vegetace a půdní organismy, mají bezesporu schopnost tyto abiotické složky významným způsobem ovlivňovat. Přesto jsou zde určité limity dané abiotickými faktory, které je obtížné překročit. Proto je velmi těžké přijít s konkrétními hodnotami systémových procesů vztaženými pouze k převládajícímu typu habitatu. Daleko realističtější je pohled, při němž jsou velikosti toků do značné míry určovány abiotickými procesy a modulovány vegetací a ostatními organismy.

V přirozených ekosystémech reaguje vegetace na klíčové abiotické faktory. Role vegetace tedy nespočívá ani tak v zásadní změně jednotlivých energetických materiálových toků, jako spíše v jejich modulaci do podoby, která byla výhodná pro daný typ vegetačního pokryvu, nebo chceme-li pro daný ekosystém. Budeme-li toto vnímat prizmatem jednotlivých ekosystémových funkcí, pak to, co dané ekosystémy zajišťovaly, nebyla ani tak maximalizace jednotlivých funkcí, jako spíše modulace v proporcích, aby umožňovala dlouhodobou existenci společenstev, jež tyto funkce spoluvytvářely.

4 Socioekonomická relevance vybraných ekosystémových procesů

V předchozím textu jsme si ukázali, že řada ekosystémových procesů má svůj dopad na člověka, lidskou společnost i ekonomiku.

Viděli jsme také, že tyto dopady často souvisí s regulací významnějších energetických a látkových toků. Například s přerozdělením toku vody v ekosystému mezi vodu, která se vypaří v procesu evapotranspirace, a je tedy základem rostlinné produkce, a vodu, jež může z ekosystému odtéct a na jednu stranu se stát zdrojem pitné vody, na druhou stranu mohou iregularity tohoto odtoku způsobovat škody (například v podobě povodní).

Také jsme si ukázali, že v mnoha případech energetické a látkové toky v ekosystému významným způsobem přesahují toky, které člověk odebírá. Nicméně celkové energetické látkové toky v ekosystému zajišťují náš „life support“ a skutečnost, že je nyní nevnímáme jako ekonomicky vyjádřitelné přínosy přírody, je dána prostě tím, že fungují normálně na celém světě, je jich dostatek a lidská činnost je významným způsobem neovlivňuje. Na druhé straně v mnoha případech může poptávka po ekosystémových službách převyšovat jejich nabídku a tím i kapacitu ekosystémů tyto služby poskytovat. Tyto situace mohou vést k ekologickému deficitu či degradaci ekosystémů, pokud společnost nenalezne za nedostatkové služby náhradu.

V současné době si proto všímáme pouze některých přínosů přírody – zejména těch, které vykazují značnou prostorovou variabilitu, mají přímé ekonomické nebo společenské dopady a zároveň je může lidská činnost ovlivnit. Zajímáme se tedy zejména o takové situace, kdy v důsledku lidské činnosti může nastat rozpor mezi schopnostmi přírody poskytovat různé druhy služeb. Přitom řada těchto služeb je výslednicí většího množství ekosystémových procesů. **Tabulka 4** obsahuje přehled hlavních přínosů přírody. Je adoptovaná Integrovaným projektem LIFE Jedna příroda na základě dokumentů IPBES (vidíme, že tyto přínosy můžeme rozdělit na materiální, nemateriální a regulační; Díaz a kol., 2018). V konceptu ekosystémových služeb bychom přibližně mohli také analogicky hovořit o podpůrných, produkčních (zásobovacích), kulturních a regulačních službách, tedy v rámci klasifikace zavedené Miléniovým hodnocením ekosystémů (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

První kategorie hovoří o poskytování materiálních přínosů a statků, které lidská společnost z přírody odebírá. Je zajímavé, že například na rozdíl od konceptu ekologické stopy zde zpravidla neuvažujeme schopnost přírody zpracovávat odpadní produkty lidské společnosti. Tato schopnost je víceméně nepřímou zahrnuta ve službách (nebo přínosech) regulačních, i když ne zcela kompletně. Materiální nebo produkční přínosy zahrnují tedy produkci potravin a krmiv, materiálů, energie a genetických a léčivých zdrojů. Produkce potravin a krmiv je, zjednodušeně řečeno, základem zemědělské

produkce, a není proto obtížné si ji představit. Podobně hlavní složkou produkce materiálů bude produkce dřeva. Do položky energie zahrnujeme zejména biopaliva, využití rostlinné produkce k energetickým účelům. Jak jsme již dříve zmínili, probíhá diskuse o tom, zda do tohoto konceptu zahrnout i ostatní toky energie, zejména pak energii větru, sluneční energii a energii vody. Tyto služby jsou v některých klasifikacích (např. ve Společné mezinárodní klasifikaci ekosystémových služeb, CICES) označovány jako abiotické služby. Lze se domnívat, že tyto energetické toky bude v blízké budoucnosti nezbytné takto koncepčně zvažovat, protože s využíváním obnovitelných zdrojů bude čím dál tím častěji nastávat konflikt mezi získáváním energie z těchto energetických toků a dalšími přínosy přírody (ekosystémovými službami).

Dalším produkčním přínosem přírody jsou zde léčivé látky a genetické zdroje. Léčivé látky si lze poměrně snadno představit a jejich současné využívání se dá poměrně snadno kvantifikovat. Co se týče genetických zdrojů, je situace složitější. Variabilita genů na druhové i mezidruhové úrovni je totiž veliká a do budoucna nevíme, jaké geny mohou být klíčové. V současnosti například používáme při celé řadě molekulárně biologických technik takzvanou amplifikaci DNA. Tento proces slouží k vytvoření většího množství kopie DNA a je esenciální při řadě aplikací v medicíně, v zemědělském či biotechnologickém výzkumu, v kriminalistice atd. Při tomto procesu se DNA a ostatní reagenty opakovaně zahřívají na teplotu okolo 90 stupňů a zase ochlazují. Klíčovým aktérem, který umožňuje kopírování DNA, je enzym DNA polymeráza. V současnosti používáme ve většině amplifikačních přístupů DNA polymerázu z bakterií, jež žijí v yellowstonských horkých pramenech. Je to hezká ukázka toho, jak využití specifického genetického zdroje, tedy v tomto případě konkrétního enzymu jednoho organismu, který žije celkem skrytým způsobem života, vytváří technologický základ pro velké odvětví lidské činnosti. My samozřejmě nevíme, jaké geny budou klíčové pro fungování budoucí lidské společnosti ani jaký ekonomický přínos může využití takových genů přinést. Na druhou stranu, každá ztráta biologické rozmanitosti přináší potenciální ztrátu těchto genetických zdrojů.

V následujících příkladech měření se budeme tedy zabývat zejména materiálními přínosy, které souvisí s rostlinnou produkcí. Pak zde máme nemateriální přínosy přírody, kam patří učení a inspirace, fyzické a kulturní zážitky, podpora identit a udržování budoucích možností. Tyto služby souvisí jak s kvalitou ekosystémů, tak s jejich percepcí člověkem, a je obtížné je vyjádřit v biofyzikálních jednotkách, případně by se tyto jednotky vázaly spíše ke společenským a ekonomickým indikátorům (počet návštěvníků, jejich chování, postoje atp.), a proto se jimi v dalším textu nebudeme zabývat. A konečně zde máme přínosy (služby) regulační. Tyto služby zajišťují obyvatelnost naší planety a vhodné životní prostředí. Patří sem například regulace klimatu, regulace odtoku vody a její kvality, ochrana před živelními pohromami atp. Přitom si nelze nevšimnout, že některé kategorie jsou závislé na podobných vlastnostech ekosystému nebo ekosystémových procesech. Například regulace množství a odtoku

vody, podobně jako ochrana před povodněmi, závisí na procesech generování odtoku. V následujícím textu se proto budeme snažit pojednat společně tyto přínosy, které mají podobný základ z pohledu společných ekosystémových procesů. Jak jsme si ukázali v prvních kapitolách, na zajištění tohoto úkolu se podílí velká část energetických a látkových toků na naší planetě. Patří sem například rotace planety, vytváření magnetického pole, pohyb litosférických desek a tak dále. Není nám však zatím známo, že by tyto procesy nějakým významným způsobem interagovaly s lidskou činností, a proto je zpravidla v konceptu ekosystémových služeb nebo přínosů přírody neuvažujeme. Ostatně i regulace klimatu, která představuje jednu z významných regulačních služeb, se dostala do popředí až v okamžiku, kdy se ukázalo, že člověk může významným způsobem měnit globální klima prostřednictvím změn globálního cyklu uhlíku. Je to tedy hezká ukázka toho, že v tomto konceptu neuvažujeme všechny ekosystémové procesy, jež zajišťují naši existenci na planetě a ovlivňují kvalitu našeho života, ale pouze takové, které přímým způsobem interferují s lidskými aktivitami a pozitivně přispívají ke kvalitě lidského života a ekonomice, případně negativně ovlivňují lidskou společnost.

Další regulační službou je vytváření habitatů. Jedná se do značné míry o velmi souhrnný parametr, protože vytváření při zachování existence habitatů, nebo chcete-li ekosystémů, je předpokladem celé řady dalších služeb včetně zachování genetické rozmanitosti, a tím i výše zmíněné ochrany genetických zdrojů.

Tab. 4 Přehled hlavních přínosů přírody (ekosystémových služeb)

Materiální přínosy	Nemateriální přínosy	Regulační přínosy
Produkce potravin a krmiv	Učení a inspirace	Regulace klimatu
Produkce materiálů (dřevo, vlákna)	Fyzické a duševní zážitky	Regulace množství a odtoku vody
Produkce biopaliv	Podpora identit	Regulace kvality vody
Léčiva a genetické zdroje	Udržování budoucích možností	Formování, ochrana a dekontaminace půd
		Regulace kvality ovzduší
		Regulace hazardů a živelních pohrom
		Opylování a roznášení semen
		Regulace organismů škodlivých člověku
		Vytváření a udržování habitatů

Dalším významným aspektem regulačních služeb je skutečnost, že zde velmi často existuje rozpor mezi posilováním služeb produkčních a regulačních. Zde záleží

do značné míry i na tom, jak budeme produkční služby vnímat. Bude-li nás zajímat pouze absolutní velikost produkce, pak zde často nastává výrazný rozpor mezi službami regulačními a produkčními. Nicméně je zde i možnost nahlížet na produkci z pohledu její stability a udržitelnosti v čase či energetické látkové a ekonomické náročnosti. Při těchto pohledech jsou rozpory mezi regulačními službami a dlouhodobým zajištěním stabilní produkce o poznání menší. Je přitom třeba rozlišovat mezi přirozenými rozdíly v produktivitě jednotlivých ekosystémů a antropogenní snahou o navyšování produkce vybraných statků. U přirozených ekosystémů měly produkční ekosystémy větší spotřebu vody a živin, ale zpravidla se vyskytovaly v místech, kde byl živin i vody dostatek. Navíc produkční ekosystémy často podporovaly vznik hlubších půd s větší schopností zadržovat vodu a živiny, takže zde nedocházelo k velkému úniku živin do okolních ekosystémů. U méně produkčních ekosystémů mohly být schopnosti půdy zadržovat vodu a živiny menší. I přesto byly tyto ekosystémy většinou porostlé rostlinami s konzervativní růstovou strategií, které zadržují velké množství živin ve svých tělech. To spolu s malým přísunem živin opět přispělo k malým ztrátám živin do okolních ekosystémů. A dá se tedy říct, že přirozené ekosystémy, byť měly různou produktivitu, byly vždy uzavřenými systémy s malou ztrátou živin a byly dobře přizpůsobené k tomu, aby odolávaly dominantním typům disturbancí.

Člověk začal intenzifikovat rostlinnou produkci nejrozličnějším způsobem. Zpočátku pouze tak, že vypaloval lesy a zvyšoval podíl bezlesí a využíval přitom skutečnosti, že střední stadia sukcese mají zpravidla větší produkci než klimax. Následně se člověk soustředil na pěstování jednoletých plodin. K tomu, aby zvyšoval produkci těchto plodin, zavedl pravidelnou kultivaci, jež podporovala uvolňování živin z organické hmoty v půdě a zároveň pomáhala potlačovat plevel. Kromě toho člověk různým způsobem odebíral živiny z krajiny. Například pásł dobytek v okolní krajině a hnůj, který takto vznikal, použil na polích. Podobně hrabal lesní hrabanku, kterou používal jako stelivo, jež se stalo součástí hnoje. Tím docházelo k ochuzování okolní krajiny o živiny, což mohlo paradoxně vést k navýšení biodiverzity některých skupin organismů, zejména vázaných na živinově chudá nelesní stanoviště. Postupem doby se zemědělská výroba začala intenzifikovat. Souviselo to s většími nároky na produkci potravin a menším množstvím pracovníků, kteří se zemědělstvím zabývali. To vedlo k intenzivnějšímu používání průmyslových hnojiv, většímu využití mechanizace, zvětšování velikosti pozemků a tak podobně. Právě tyto intenzifikační kroky vedou například k poklesu diverzity, zvýšení eroze, snížení obsahu organické hmoty v půdách. To významným způsobem narušuje ekosystémové procesy, které zajišťují regulační služby krajiny.

Základní typy přínosů můžeme uvažovat v obecných kategoriích ekosystémových služeb (viz výše). Nicméně přínosy poskytované lidské společnosti přírodou tvoří v podstatě kontinuum odrážející vztah ekosystémových procesů popsanych v úvodní kapitole a naše klasifikace odráží aktuální stav poznání a přístup k „měření“ benefitů

z nich odvozených. Proto například IPBES zavádí generalizující perspektivu a kontextově specifický přístup k hodnocení ekosystémových služeb. Nicméně z obou perspektiv je klíčové hledisko, nakolik změny toku služeb přispívají, ať již pozitivně, či negativně, ke kvalitě lidského života a k blahobytu. Příkladem může být ekosystémová služba produkce kyslíku, jež se v běžných obecných klasifikacích nezařazuje mezi regulační služby. Koncentrace kyslíku v atmosféře se od „velké kyslíkové revoluce“ ustálila na 21 procentech a představuje relativně dostupný a hojný zdroj pro život na Zemi. Nicméně na úrovni například lesních porostů či parků může produkce kyslíku blahodárně působit na lidské zdraví (Chen H. a kol., 2022). Podobně v případě nedostatku kyslíku ve vodním prostředí dochází ke vzniku hypoxických či mrtvých zón s důsledky pro život ve vodě a další ekosystémové procesy. Podobných příkladů, kdy ekosystémové procesy nejsou obecně zařaditelné jako služby, ale jsou významné v určitém kontextu, bychom našli celou řadu. Uvedme ještě alespoň příklad ekosystémových služeb poskytovaných mrchožrouty, které nyní získávají určitou pozornost. V některých kontextech jsou organismy živící se odumřelou živou hmotou významné v ekologickém i kulturním kontextu. V ekologickém smyslu přispívají k tomu, že předcházejí šíření patogenů z mršin (Inagaki a kol., 2022). Zároveň mají organismy jako supi, šakali či chrobáci kulturní a nemateriální význam pro lidskou kulturu a společnost.

5 Praktické příklady měření ekosystémových procesů odpovědných za vybrané ekosystémové služby

5.1 Produkce potravin, krmiv, materiálů a biopaliv

Tyto funkce nebo služby jako systému slučujeme do jedné kategorie, neboť jsou všechny založeny na primární produkci rostlin a rostlinných společenstev. Je třeba zmínit, že při studiu rostlinné produkce můžeme zjistit několik typů parametrů. Je to třeba celková biomasa, jež je přítomna na daném místě a představuje zásobu, kterou je možno odebírat. Má ale svůj význam i při poskytování dalších ekosystémových služeb. Například z pohledu regulace klimatu váže uhlík v biomase. Může působit mechanicky a omezovat vodní a větrnou erozi, poskytovat habitat, podporovat zachycování aerosolu a tím přispívat ke kvalitě ovzduší atd. Naproti tomu různé míry produkce ukazují množství uhlíku odebraného z atmosféry. Tento uhlík se do atmosféry určitým způsobem vrací jednak respirací rostlin, jednak respirací dekompozitorů, kteří rozkládají odumřelé rostlinné zbytky, a dále působením různých disturbancí a distribucí (například sklizně, těžby dřeva anebo přírodní požáry). Z pohledu formální logiky by do kapitoly produkce zapadalo pouze měření těchto produkčních parametrů. Ale protože produkce i biomasa jsou spolu úzce spojeny, budeme se v této kapitole zabývat nejen otázkou rostlinné produkce, ale i rostlinné biomasy. Je tomu také proto, že u některých typů porostů, například u porostu jednoletých rostlin anebo kosených lučních porostů, je hodnota biomasy na svém maximu často považována za aproximaci roční produkce. Proto v této kapitole pojednáme nejen o produkci biomasy, ale i měření biomasy živé či odumřelé – zejména mrtvého dřeva, které může souviset s celkovým hromaděním uhlíku v lesních porostech. Co se týče rašelin a produkce rašeliny, budou naopak zmíněny níže v souvislosti s akumulací uhlíku v půdách. Důvodem pro toto rozdělení je značná metodická podobnost studia zásoby biomasy a jejího přírůstu na jedné straně a podobnosti studia zásoby uhlíku v půdách a rašelinách na straně druhé.

Hovoříme-li o zásobě biomasy, primární produkci a vazbě uhlíku v stávající či nově produkované biomase, pak tyto veličiny jsou zpravidla vyjadřovány na jednotku plochy (m^2 nebo ha), u produkce pak za čas. Vlastní biomasa může být znázorněna jako sušina (tedy suchá hmotnost biomasy), výjimečně jako čerstvá hmotnost (u bylinných pletiv můžeme přibližně počítat, že sušina se rovná 25% živé hmotnosti). Může být také vyjádřena jako obsah uhlíku – rovná se přibližně polovině sušiny (hodnota 50% je doporučována i IPCC) – a někdy též jako množství CO_2 , které bylo v rámci atmosféry odčerpáno nebo uvolněno; hmotnost CO_2 lze spočítat jako uhlík násobený 3,67.

O hlavních metodách měření produkce rostlinné biomasy jsme již hovořili v předchozích kapitolách. U nelesních, zejména pak lučních porostů většinou používáme destruktivní měření přírůstu biomasy během roku. U lesních porostů využíváme zpravidla opakované měření klíčových parametrů porostu, zejména průměru stromů

v prsní výšce (1,3 m) a výšky stromů, z kterých následně pomocí alometrických rovnic můžeme stanovit biomasu porostu. Kromě těchto měření v přirozených ekosystémech můžeme pro odhad biomasy a produkce použít data získávaná z komerčních zemědělských ploch. Je však třeba si uvědomit, že zatímco data z přirozených ekosystémů ukazují na přirozený produkční potenciál daného místa, na plochách kulturních je produkce biomasy často ovlivňována poskytnutím dodatečné energie ve formě lidské práce, hnojiv a dalších vstupů a je ovlivněna i intenzitou odběru biomasy (frekvencí kosení). Při porovnávání produkce přirozených a antropogenně řízených ekosystémů je proto třeba uvažovat o tom, že celá produkce přirozených ekosystémů představuje přírodní produkt, který nevyžadoval žádnou dodatekovou energii, a tedy ani s ní spojené náklady. Naopak dosažení vyšší produkce v antropogenně ovlivněných ekosystémech je podmíněno vstupem dodatečné energie, a tudíž i dodatekových nákladů. **Tabulka 5** obsahuje údaje o produkci hlavních typů přirozených či polopřirozených lučních ekosystémů v České republice. Jedná se jak o polopřirozené nehnobené porosty, tak o porosty kulturní, uměle založené.

Tab. 5 Roční produkce nadzemní biomasy (v hmotnosti sušiny) a vybraných typů luk (v t.ha⁻¹).

Typ porostu	Oblast	Porost nehnobený	Porost hnobený [N v kg.ha ⁻¹]	NPK	Autor
a) přirozené					
<i>Nardetum strictae</i>	Karpatská (Slovensko)	1,38	(N 480)	4,77	Krajčovič a Regal, 1976
<i>Polygalo-Nardetum strictae</i>	Českomoravská vrchovina	1,80	(N 100)	5,18	Halva a Lesák, 1979
<i>Brometum erecti</i> (s <i>Avenastrum pratense</i>)	Karpatská (Slovensko)	2,50	(N 200) (N 480)	7,31 7,96	Krajčovič a Regal, 1976
<i>Festucetum rubrae</i> (s <i>Agrostis tenuis</i>)	Karpatská (Slovensko)	2,09	(N 480)	8,97	Krajčovič a Regal, 1976
<i>Arrhenatheretum elatioris</i> (s <i>Dactylis glomerata</i> a vikvovitými)	Karpatská (Slovensko)	2,36	(N 480)	9,01	Krajčovič a Regal, 1976
<i>Trisetetum flavescentis</i> (s vikvovitými)	Karpatská (Slovensko)	3,42	(N 480)	9,67	Krajčovič a Regal, 1976

Typ porostu	Oblast	Porost nehnojený	Porost hnojený [N v kg.ha ⁻¹]	NPK	Autor
<i>Festucetum pratense</i> (s <i>Alopecurus pratensis</i> a vikvovitými)	Karpatská (Slovensko)	4,33	(N 480)	10,85	Krajčovič a Regal, 1976
<i>Serratulo-Festucetum commutatae</i> (s <i>Festuca sulcata</i>)	jižní Morava	5,40	–	–	Rychnovská, 1979
<i>Gratiolo-Caricetum praecocis-suzae</i> (s <i>Alopecurus pratensis</i>)	jižní Morava	7,21	–	–	Rychnovská, 1979
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	jižní Morava	10,41	–	–	Rychnovská, 1979
<i>Glycerietum maximae</i> (nekosené)	jižní Morava	11,53	–	–	Rychnovská, 1979
<i>Calthion</i>	Železné hory	4,80	–	–	Klimešová a kol., 2011
<i>Caricion fuscae</i>	Železné hory	3,40	–	–	Klimešová a kol., 2011
<i>Molinion</i>	Železné hory	4,70	–	–	Klimešová a kol., 2011
<i>Rašelinné louky</i>	Železné hory	2,70	–	–	Klimešová a kol., 2011
b) uměle založené					
<i>Festuca pratensis</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Trifolium pratense</i>	Českomorav- ská vrchovina	2,14	(N 100) (N 200)	6,70 9,08	Halva a Lesák, 1979
<i>Phleum pratense</i> + <i>Lolium perenne</i> + <i>Trifolium repens</i>	Irsko	9,62	–	–	Stewart a Chestnutt, 1974
<i>Phleum pratense</i> + <i>Lolium perenne</i>	Irsko	–	(N 200)	11,50	Stewart a Chestnutt, 1974
<i>Phleum pratense</i>	Ardeny (Belgie)	–	(N 265)	13,10	Lambert a kol., 1974

Typ porostu	Oblast	Porost nehnojený	Porost hnojený [N v kg.ha ⁻¹]	NPK	Autor
<i>Onobrychis satira</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Dactylis glomerata</i> (bez závlahy)	Podunají (Bulharsko)	9,80	(N 120)	11,50	Maslinkov a kol., 1974
<i>Medicago sativa</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Dactylis glomerata</i> , <i>Poa pratensis</i> (se závlahou)	Podunají (Bulharsko)	11,40	(N 240)	16,10	Maslinkov a kol., 1974
<i>Phalaris arundinacea</i>	dolní Odra (NDR)	7,14	(N 360)	16,56	Schalitz, 1977
<i>Trifolium pratense</i> , <i>Festuca pratensis</i> , <i>Arrhenatherum elatius</i>	Českomorav- ská vrchovina	7,02	(N 300)	14,62	Halva a kol., 1977
<i>Phleum pratense</i>	Leningradská oblast (SSSR)	–	(N 150)	18,53	Rychnovská a kol., 1985
<i>Jetelotravní směs s 50 % Trifolium pratense</i>	Česká republika	7,59	(N 80) (N 169)	8,30 9,23	Petřík, 1987 Petřík, 1987
<i>Jetelotravní směs s 50 % Trifolium repens</i>	Česká republika	–	(N 100) (N 200) (N 300)	9,72 10,38 11,14	Petřík, 1987 Petřík, 1987 Petřík, 1987

Je zajímavé upozornit na to, že s nárůstem dodatkových nákladů neroste produkce lineárně. Naopak, čím větší je vstup dodatkových nákladů, například hnojiv, tím menší je přírůstek produkce na jednotku dodaných vstupů. To je ostatně vidět i ve výše uvedené tabulce. Kromě toho v dlouhodobém horizontu klesá efektivita využití hnojiv a dalších antropogenních vstupů. Například efektivita využití dusíku klesá, jak narůstá jeho podíl pocházející z biologické fixace a narůstá podíl pocházející z průmyslových hnojiv. Podobně intenzivní zemědělství často vede k obsahu organické hmoty v půdě. Efektivita využívání dusíku klesá s klesajícím obsahem organické hmoty (Frouz a Frouzová, 2021).

Tabulka 5 obsahuje údaje o primární produkci nadzemní části travinných ekosystémů. Rostliny ale produkují i velké množství podzemní biomasy ve formě kořenů. Přehled produkce kořenové biomasy lučních porostů udává **tabulka 6**. Je zajímavé si povšimnout, že produkce podzemní části ekosystému je u lučních porostů zpravidla vyšší než produkce nadzemní části ekosystému. Je také dobré si uvědomit, že poměr

produkce podzemní a nadzemní biomasy klesá s dodávkou živin. Nehnojené porosty produkují relativně mnohem více kořenů než porosty hnojené. Lze se domnívat, že to souvisí s větší potřebou získávat živiny z půdy. Stojí ještě za zmínku, že kromě kořenů a biomasy produkují rostliny velké množství takzvaných kořenových exudátů. Jedná se o pestrou skupinu látek zahrnující jak látky vysokomolekulární, sloužící k usnadnění pronikání kořenů půdou, tak řadu nízkomolekulárních látek, které mají celou řadu rolí v kompetici s jinými druhy rostlin, v boji s patogeny a škůdci, anebo naopak signalizaci prezence kořenů pro potenciální symbionty. Odhaduje se, že rostliny mohou až 20 procent z celkové produkce asimilátů investovat do kořenových exudátů. Bohužel, prozatím jsme schopni měřit kořenové exudáty pouze v laboratorních podmínkách, a tak přesnější terénní odhady jejich produkce do půdy chybí.

Tab. 6 Produkce podzemní biomasy (v g.m⁻²)v lučních porostech a její porovnání s nadzemní produkcí

	Průměrná podzemní biomasa	Roční produkce živé nadzemní biomasy	Roční produkce podzemní biomasy	Poměr podzemní biomasy a nadzemní produkce	Autoři
<i>Serratula-Festuce-tum commutatae</i>	1556	957	389	1,62	Rychnovská, 1979
<i>Gratiolo-Caricetum praecocis-suzae</i>	1221	1016	407	1,20	Rychnovská, 1979
<i>Phalaridetum arundinaceae</i>	1664	1388	554	1,19	Rychnovská, 1979
<i>Trisetetum flavescens</i> s dominantní <i>Festuca rubra</i>					Speidel, 1976; Speidel a Weiss, 1972
nehnojeno	946	316	371	2,99	
NP	872	583	226	1,49	
NPK	738	808	381	0,91	
<i>Arrhenatheretum elatioris allchemilletosum</i>					Kotańska, 1970
nekosené	1791 (max)	700	697	2,55	
<i>Origano-Brachypodietum agrimonietosum</i>					Kotańska, 1970
nekosené	3498 (max)	500	1 367	6,99	
<i>Arrhenatheretum medioeuropaeum</i>					Traczyk a kol., 1976; Plewczyńska-Kuraś, 1976
nehnojeno	884	253	336	3,49	
280 NPK	922	533	297	1,73	
680 NPK	729	993	244	0,73	
<i>Alchemilla monticola-Centaurea jacea-Agrostis tenuis</i>					Makarevič, 1978
nekosené	759	263	399	1,90	

	Průměrná podzemní biomasa	Roční produkce živé nadzemní biomasy	Roční produkce podzemní biomasy	Poměr podzemní biomasy a nadzemní produkce	Autoři
<i>Alchemilla monticola</i> - <i>Alopecurus pratensis</i>					Makarevič, 1978
nekosené	951	347	478	2,74	
<i>Polygalo</i> - <i>Nardetum strictae</i>					Fiala, 1997
nekosené					
nehnojené	2580	268	810	9,62	
kosené					Halva a Lesák, 1979
0 NPK	3267	180	780	18,15	
1 NPK	3652	533	1525	6,85	
2 NPK	3840	784	2099	4,89	
Rekultivovaný porost kosený (5 kulturních trav + 2 jeteloviny)					Halva a Lesák, 1979
0 NPK	2944	211	1027	13,95	
1 NPK	3083	671	1346	4,59	
2 NPK	3283	910	1712	3,60	

U kulturních porostů je možno pro data o biomase využít provozní evidence zemědělských podniků, které tuto biomasu sklízí. V případě luk nebo pastvin budou tyto odhady velmi podobné odhadům celkové produkce nadzemní biomasy. Jiná situace by nastala v případě porovnání této produkce s porovnáním produkce polních plodin. U polních plodin totiž zpravidla evidujeme výnos. Výnosem není celá biomasa, ale pouze její část. U obilovin zrno, v případě brambor hlízy atp. Pro většinu zemědělských plodin existují koeficienty, kterými můžeme spočítat celkovou biomasu na základě známé biomasy sklizené části. Není bez zajímavosti, že u celé řady kulturních plodin dochází v procesu šlechtění k postupnému snižování celkové biomasy a relativnímu zvyšování podílu sklíditelné části.

Stromy jsou dlouhověké organismy, a tak se přírůstky jednotlivých let postupně hromadí a skládají celkovou biomasu. Klasická představa je, že biomasa stromů přirůstá nejprve pomaleji a postupně s tím, jak strom stárne, i jeho přírůst narůstá a zrychluje se. U starších stromů se přírůst následně zpomaluje. Přesto řada dat z pralesních stromů ukazuje, že se přírůstek starých stromů se stářím nemusí nutně zpomalovat, a naopak se se stářím zvětšuje (Stephenson a kol., 2014). Porovnání párových ploch primárních a sekundárních (kulturních) lesů pomocí metod DPZ ve Švédsku ukázalo, že sekundární lesy v průměru vykazují vyšší biomasu. Nejvyšší hodnoty byly ale zjištěny v pralesích. Rozdíl mezi páry souvisí s jejich rozdílem v průměrném věku, primární lesy jsou starší než sekundární. Porovnáme-li lesy stejného věku, vykazují větší produkci pralesy (Ahlström a kol., 2020). Také větší heterogenita porostu, a tím

lepší využití prostoru může přispívat k větší produktivitě pralesů (Glatthorn a kol., 2018).

Na rozdíl od travních porostů nám odhad biomasy v jednom čase nedává představu o přírůstu biomasy. K tomu, abychom mohli zjistit přírůstek biomasy, musíme lesní porost měřit opakovaně. Můžeme případně využít některé metody, které měří produkci biomasy v reálném čase, jako jsou metody založené na vířivé kovarianci, nebo některé metody dálkového průzkumu Země (**tab. 7**).

Tab. 7 Produkce různých typů lesních porostů získaných metodami dálkového průzkumu Země. Jedná se o průměrné hodnoty získané v porostech různého stáří

	Roční produkce biomasy t sušiny ha ⁻¹	Roční fixace uhlíku t C.ha ⁻¹
Borovice	7,83	3,68
Hydrofilní lesy	6,81	3,20
Nepůvodní listnáče	6,43	3,02
Směšené listnaté lesy	8,56	4,02
Bukové lesy	8,11	3,81
Alpské a subalpínské jehličnaté lesy	8,67	4,07
Horské lesy s borovicí černou	7,91	3,72
Nepůvodní jehličnany	8,33	3,92

Pro odhad biomasy lesního porostu můžeme použít zkusmé plochy, na nichž změříme jednotlivé stromy. Změříme zpravidla průměr kmenů ve výčetní výšce (DBH – diameter breast height, prsní výška) a výšku stromů. Pak můžeme mít naka-librované alometrické rovnice, které nám pro daný typ stromů a často i danou veli-kostní kategorii umožní spočítat celkovou biomasu stromů anebo jiný parametr, na který byly alometrické rovnice kalibrovány. V lesnické praxi se průměr kmene a výš-ka stromu často používají k výpočtu objemu kmene pomocí takzvaných objemových tabulek. Je to proto, že objem kmene určuje objem dřeva, jež lze z daného stromu vytěžit. Chceme-li vědět, kolik takový objem váží, můžeme použít tabulky hustoty dřeva. Následně, chceme-li vědět, kolik je biomasa celého stromu, tedy včetně vět-ví a tak podobně, použijeme takzvané expanzní faktory. To nám umožní odhadnout celkovou biomasu stromů – pro přepočítání biomasy na uhlík se nejčastěji používá ko-eficient 0,5. Práce Neumann a kol. (2016) popisuje detailně metodu výpočtu uhlíku v biomase lesních stromů v ČR. Je založena na objemových funkcích (Petráš a Pajtk, 1991), hodnotách hustoty dřeva a kůry dřevin (Klement a kol., 2010) a publikovaných alometrických funkcích k odhadu biomasy (Drexhage a Colin, 2001; Petráš a kol., 1985; Černý, 1990). Kombinuje objemové funkce, expanzní faktory biomasy a alometric-ké funkce biomasy z České republiky. Tyto informace periodicky získává Ústav pro

hospodářskou úpravu lesů v rámci Národní inventarizace lesa. Agregované informace jsou dostupné na <https://eagri.cz/public/app/uhul/SIL/Default.cshtml>.

5.2 Produkce léčiv a genetických zdrojů

Cílem produkce léčivých rostlin a dalších genetických zdrojů je získání specifických látek. Jejich produkce tedy nesleduje obecné zákonitosti primární produkce popsané v předchozí kapitole, protože například rostliny, které rostou pomalu a mají malou celkovou biomasu, mohou mít velkou produkci účinných látek. Celosvětově se asi 50 000 až 80 000 druhů kvetoucích rostlin používá pro léčebné účely (Chen S.-L. a kol., 2016). To je řádově více než množství domestikovaných kulturních rostlin (Frouz a Frouzová, 2021). Usuzuje se, že celosvětově asi 15 000 druhů léčivých rostlin je ohroženo vyhynutím (Chen S.-L. a kol., 2016). Pro evropské země (Francie, Bulharsko, Maďarsko) se odhaduje, že léčivé rostliny představují asi 10–20 procent místní flóry (Chen S.-L. a kol., 2016). Velká část léčivých bylin se tedy získává z divoce žijících rostlin. Z hlediska tohoto přínosu přírody jde tak zejména o ochranu biodiverzity, respektive ochranu habitatů. Platí to dvojnásob u ochrany genetických zdrojů, kde nemůžeme ani předpokládat, jaké zdroje budou v budoucnu klíčové. Ne všechny léčivé rostliny jsou ohroženy stejně. **Tabulka 8** ukazuje, jak užívání (sběr) léčivých rostlin ohrožuje jejich populace v závislosti na životní formě a části rostliny užívané pro medicínální účely.

Tab. 8 Míra ohrožení léčivých rostlin jejich sběrem v závislosti na životní formě a sbírané části; podle Chen S.-L. a kol. (2016)

Životní forma	%	Listy	Květy/pupeny	Plody/semena	Kůra	Kořeny	Celá rostlina
Byliny	52	střední	střední	vysoká	–	vysoká	vysoká
Keře	16	nízká	nízká	nízká	vysoká	vysoká	vysoká
Stromy	22	nízká	nízká	nízká	vysoká	vysoká	vysoká

5.3 Regulace klimatu

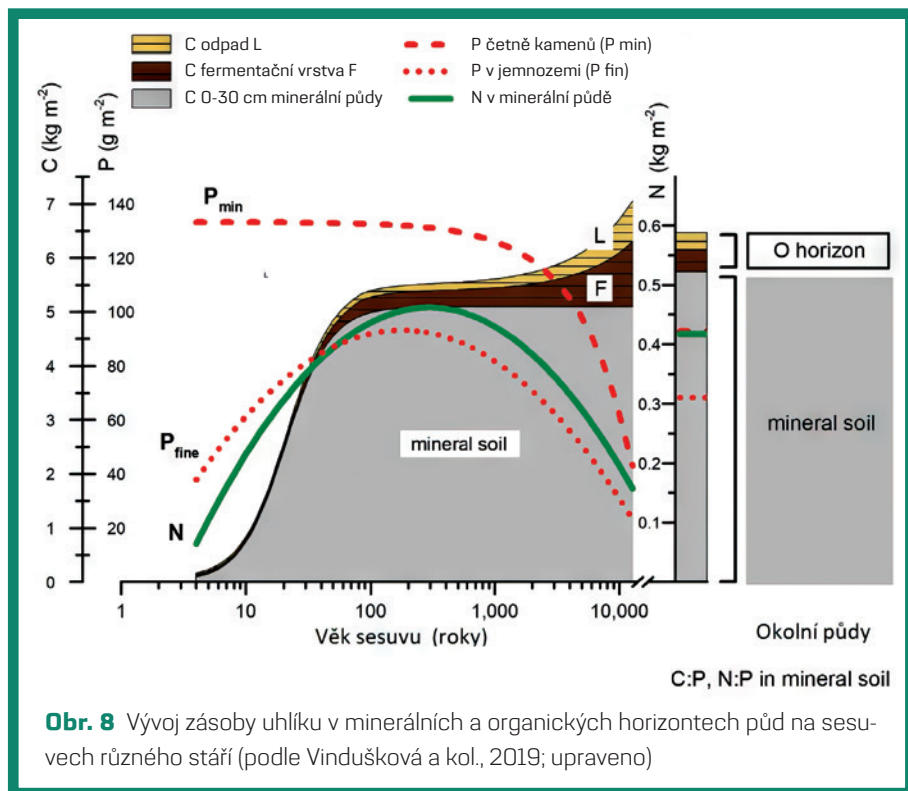
Ekosystémy se na regulaci klimatu podílejí celou řadou způsobů. Ovlivňují množství pohlceného a odraženého slunečního záření (tzv. albedo), ovlivňují množství vypařené vody, které následně může ovlivňovat lokální teplotu a malý cyklus vody, účastní se celé řady komplexních procesů vedoucích k vzniku ozonu atd. Nicméně z globálního pohledu patrně nejvíce studovaným vlivem ekosystémů na globální klima je jejich vliv na bilanci skleníkových plynů v atmosféře. Přestože nejvýznamnějším

skleníkovým plynem je vodní pára, zajímá nás z pohledu této bilance zejména oxid uhličitý, případně metan. Jak již bylo zmíněno, je tomu tak proto, že vodní pára setrvává v atmosféře krátkou dobu, a dlouhodobé změny klimatu jsou tak z velké části ovlivněny oxidem uhličitým, případně metanem. Spotřeba nebo produkce oxidu uhličitého jsou spojeny s odběrem oxidu uhličitého z atmosféry fotosyntézou, a naopak jeho uvolňování s heterotrofní respirací, zejména pak respirací rozkladačů v půdě. Primární produkce a zadržování uhlíku v biomase rostlin byly již probrány v části zabývající se produkčními funkcemi.

V této kapitole se tedy soustředíme zvláště na zadržování uhlíku v půdách. Jak již bylo uvedeno výše, uhlík v půdě se může vázat na minerální povrchy (MAOM) nebo se může jednat o drobné částičky organického materiálu, zpravidla rostlinného původu (POM). Zatímco MAOM je ve stabilizovaných ekosystémech zpravidla nasycen a jeho zásoba se s časem příliš nemění, POM se může se stářím ekosystému postupně hromadit, ale rychlost tohoto hromadění je většinou pomalá. Ve stabilizovaných ekosystémech proto dochází k větším změnám obsahu organické hmoty v půdě zejména se změnou užívání krajiny. V následujícím přehledu se proto zaměříme zejména na to, jak kvantifikovat zásobník uhlíku v půdách různých ekosystémů. Dlouhodobé časové změny v zásobě půdního uhlíku názorně ukazuje studie Vindušková a kol. (2019), která studovala zásobu půdního uhlíku na různých starých sesuvech půd v Jeseníkách a Beskydech. Po sesuvu půdy dochází k obnažení podložních horizontů, jež jsou prakticky bez uhlíku. Následný rozvoj vegetace vede k akumulaci uhlíku. Na předeměných lokalitách bylo možno identifikovat řadu sesuvů různého stáří od čtyř po takřka 13 000 let. Na **obrázku 8** vidíme, že brzy od začátku vývoje půdy na novém sesuvu dochází k rychlé sekvestraci uhlíku v minerální půdě. Dosahuje hodnot okolních půd již zhruba za 70 let, dále po zbylých 13 000 let zůstává v podstatě konstantní. Uhlík v nadložních horizontech, tedy v opadu a fermentační vrstvě, se hromadí o poznání pomaleji, řádově tisíce let. Je také zajímavé si všimnout, že hromadění dusíku v ekosystému v podstatě odpovídá hromadění organické hmoty. Naproti tomu fosfor je na začátku vývoje půd relativně více dostupný a u starších půd (5000 let a starší) postupně ubývá (**obr. 8**).

Množství uhlíku, které se může v minerálních půdách hromadit, lze přibližně odhadnout podle zásoby jílu a prachu (siltu). Na základě rozdílů mezi touto potenciální saturační kapacitou a aktuální zásobou uhlíku můžeme odhadnout, kolik uhlíku je půda schopna pohltnout jako MAOM. U POM, jak jsme si řekli, není žádná saturace, a potenciálně může tento zásobník růst donekonečna, nicméně rychlost akumulace tohoto zásobníku je pomalá. Na druhou stranu i POM může tvořit významnou část celkového půdního uhlíku.

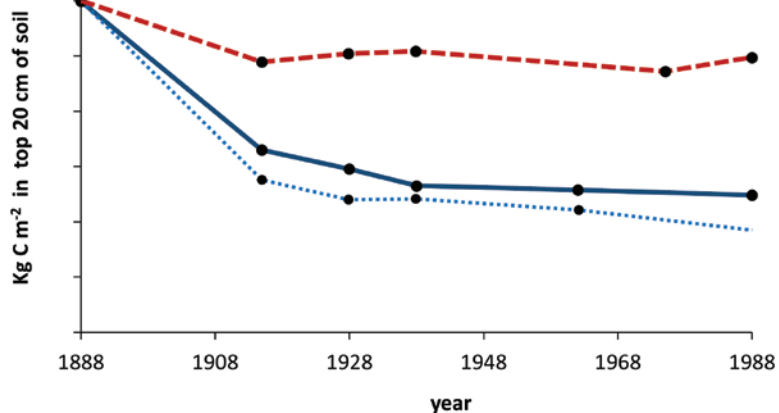
Zajímavé je tedy zjištění, že ve vyvinutých půdách se obsah uhlíku v minerální půdě mění jen málo. Naopak větší změny lze očekávat v případě změny užívání krajiny. Tehdy jsou změny obsahu uhlíku poměrně rychlé a u půd, které nebyly saturovány



uhlíkem, dochází k této saturaci (tedy k dosažení dlouhodobé stabilní zásoby) za zhruba 50 až 100 let (Vindušková a Frouz, 2013; Vindušková a kol., 2019). Rychlost hromadění uhlíku v půdě je přitom tím větší, čím více je půda vzdálená od stavu saturace (West a Six, 2007). Například na půdách výsypek se hromadí pod výsadbami stromů $2,4 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, zatímco na zalesněných polích jen asi $0,3 \text{ t C} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ (Vindušková a Frouz, 2013).

Tento proces může probíhat i obráceně. Dojde-li ke změně v užívání krajiny, která znamená menší přísun uhlíku do půdy a větší disturbance půdy, dojde k poklesu organické hmoty v půdě. Tento proces je zpravidla rychlý a nový rovnovážný stav je ustaven během několika dekád, jak můžeme pozorovat na dobře zdokumentovaném příkladu změn obsahu organické hmoty na dlouhostébelných prériích v USA po jejich rozorání (obr. 9).

Kromě minerálních půd může být uhlík uložen v organických sedimentech, zejména v rašelinách. Na rozdíl od půd může u rašelin docházet k postupnému



Obr. 9 Vliv rozorání dlouhostébelných préríí a jejich následné kultivace na obsah organické hmoty v půdě (podle Huggins a kol., 1998; upraveno)

hromadění uhlíku s tím, jak roste hloubka rašeliny. Naopak odvodnění rašelin či jiné formy degradace mohou zásobu uhlíku snižovat. Opačným způsobem pak může působit obnova rašelin.

Postup odhadu zásoby půdního uhlíku v konkrétní lokalitě byl popsán v předchozí části tohoto textu. Nicméně aplikace tohoto postupu může být pro řadu praktických použití poměrně náročná. Navíc je třeba tento postup aplikovat na řadě míst, abychom získali přiměřenou prostorovou aproximaci. Zde se proto zaměříme hlavně na způsoby, které umožní přibližně odhadnout zásobu uhlíku z jiných indikátorů, zejména z charakteru biotopu, případně z vlastností terénu, jež lze vyčíst z digitálního modelu terénu. Pro odhad obsahu uhlíku v půdách jsme zvolili dva komplementární přístupy. Prvním byla rozsáhlá literární rešerše zejména evropské literatury k obsahu uhlíku v půdách travinných a lesních ekosystémů, druhým přístupem pak byla aproximace dostupných dat o půdním uhlíku na základě vlastností terénu.

Půdní uhlík v jednotlivých habitatech

Cílem literární rešerše bylo vztáhnout průměrnou zásobu uhlíku k jednotlivým typům habitatů. **Tabulka 9** ukazuje průměrné hodnoty zásoby uhlíku pod jednotlivými druhy listnáčů a jehličnanů, které se nám z literárních pramenů podařilo získat.

Tab. 9 Průměrné množství uhlíku v lesních půdách pod jednotlivými druhy stromů ($\text{t}\cdot\text{ha}^{-1}$) (založeno na datech Ovington, 1956; Christiansen a kol., 2010; Vesterdal a kol., 2008, 2012; Hansson a kol., 2011; Perala a Alban, 1982; Trocha a kol., 2012; Ribbons a kol., 2018; Reich a kol., 2005; Priha a Smolander, 1999; Nadelhoffer a kol., 1983; Andrianarisoa a kol., 2010; Hobbie a kol., 2006; Thomas a Prescott, 2000; Schelfhout a kol., 2017; Mareschal a kol., 2010; Menyailo a kol., 2002)

Druh stromu	průměr	směrodatná odchylka
<i>Fagus sylvatica</i>	66,85	11,86
<i>Betula pendula</i>	28,68	9,042
<i>Fraxinus excelsior</i>	75,95	22,90
<i>Quercus robur</i>	78,73	17,22
<i>Tilia cordata</i>	69,33	14,29
<i>Acer pseudoplatanus</i>	62,67	14,78
<i>Carpinus betulus</i>	42,70	0,00
<i>Quercus rubra</i>	58,36	10,97
<i>Alnus incana</i>	49,60	0,00
<i>Castanea sativa</i>	69,20	0,00
<i>Nothofagus obliqua</i>	63,10	0,00
<i>Quercus petraea</i>	66,50	10,50
<i>Acer rubrum</i>	63,47	0,00
<i>Acer saccharum</i>	70,14	9,87
<i>Fraxinus americana</i>	66,39	0,00
<i>Fagus grandifolia</i>	55,56	0,00
<i>Picea abies</i>	61,98	19,74
<i>Larix decidua</i>	80,50	15,57
<i>Pinus nigra</i>	72,20	28,21
<i>Pinus sylvestris</i>	60,41	31,84
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	59,53	17,50
<i>Abies grandis</i>	72,70	0,00
<i>Larix kaempferi</i>	54,95	15,25
<i>Picea omorika</i>	56,80	8,13
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	56,80	0,00
<i>Thuja plicata</i>	54,40	0,00

Druh stromu	průměr	směrodatná odchylka
<i>Larix eurolepis</i>	48,40	0,00
<i>Tsuga heterophylla</i>	57,40	0,00
<i>Abies bormulleriana</i>	90,00	0,00
<i>Cedrus libani</i>	126,00	0,00
<i>Picea orientalis</i>	97,00	0,00
<i>Tsuga canadensis</i>	60,97	0,00
Listnáče (průměr)	54,58	19,10
Jehličnany (průměr)	61,64	22,59
Průměr všech listnáčů i jehličnanů	59,57	22,33

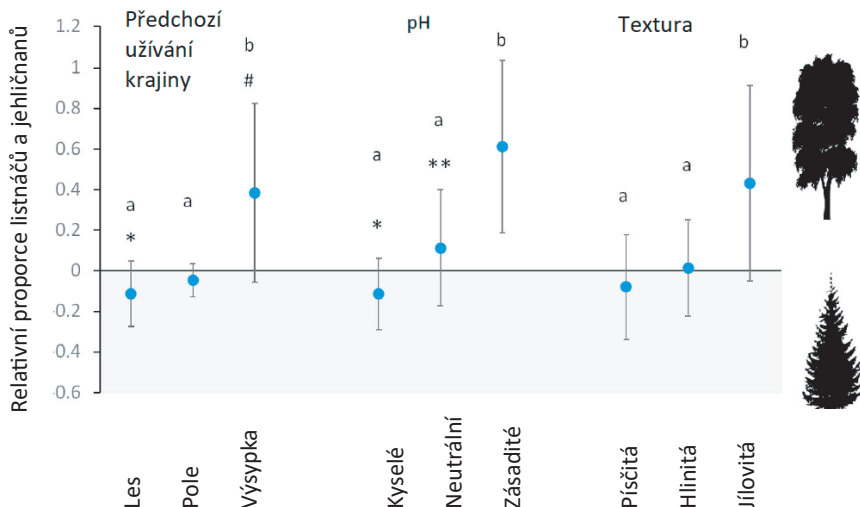
Celková zásoba uhlíku v lesních půdách se pohybuje okolo 60 t.ha⁻¹. Zásoba pod jehličnany se zdá být vyšší než pod listnáči (**tab. 9**), nicméně je to dáno zejména vysokými obsahy C v půdách pod modřínem a pod některými u nás exotickými druhy, u nichž je navíc k dispozici málo opakování. Průměrné hodnoty pro nejhojnější listnáč a jehličnan v našich podmínkách, tedy buk a smrk, se statisticky významně neliší. Pro posouzení zásoby uhlíku v jednotlivých typech porostů je patrně možné použít data v **tabulce 9**, která budou dávat přiměřeně realistické odhady při vyhodnocení agregovaných dat za větší územní celky.

Avšak posuzujeme-li schopnost různých druhů dřevin podporovat hromadění uhlíku v půdě, je třeba si uvědomit, že v krajinném detailu tato schopnost významně interaguje s půdními podmínkami. Studie Hübllová a Frouz (2021) ukazuje, že listnaté dřeviny mají větší schopnost hromadit uhlík v půdě na mladých půdách a na půdách s vysokým obsahem jílu či na půdách alkalických. Naproti tomu jehličnany hromadí více uhlíku na vyzrálých půdách spíše kyselých a písčitých (**obr. 10**). Podobně dřívější studie Vindušková a Frouz (2013) ukázala, že jehličnany hromadí uhlík lépe v chladnějších podmínkách. Kromě toho je hromadění uhlíku ovlivněno řadou lokálních proměnných, jako je geomorfologie terénu a další půdní vlastnosti, které se na ni vážou.

Podobně jsme soustředili databázi obsahu C v různých lučních půdách (**obr. 11**). Zde jsme provedli analýzu světové literatury, která ukazuje, že na tomto širokém gradientu je hlavním faktorem ovlivňujícím množství uhlíku dostupnost vody vyjádřená množstvím srážek. Je také patrné, že obsah uhlíku v půdě lučních ekosystémů je pro ekosystémy odpovídající environmentálním podmínkám České republiky porovnatelný nebo vyšší než v ekosystémech lesních.

Podobný trend lze pozorovat i na datech České republiky, kdy hlavním faktorem ovlivňujícím obsah uhlíku v půdě je hloubka hladiny spodní vody (**obr. 12**).

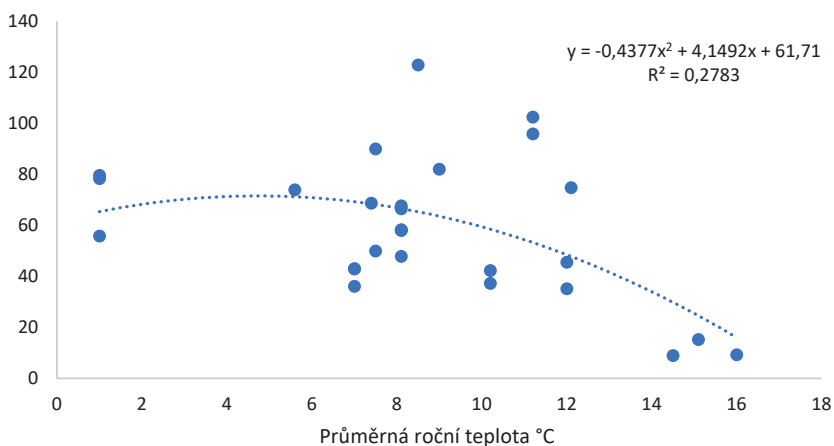
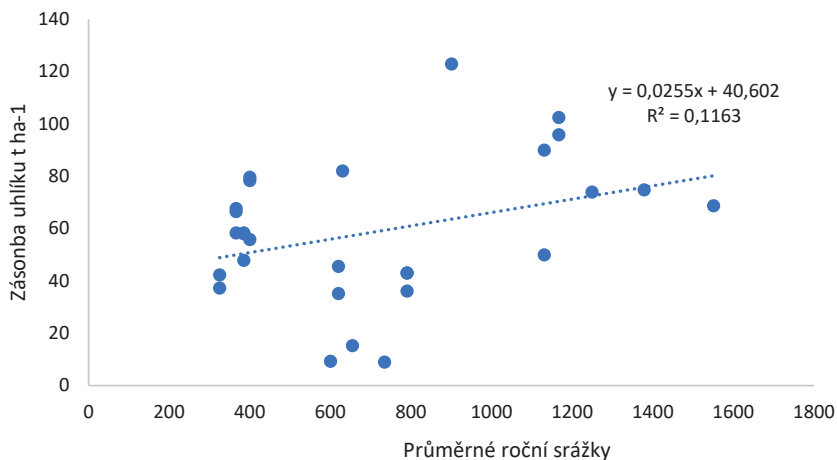
Tabulka 10 udává průměrné obsahy uhlíku v půdách pod různými typy lučních společenstev. Oproti lesním porostům se u luk méně často obsahy uhlíku vztahují



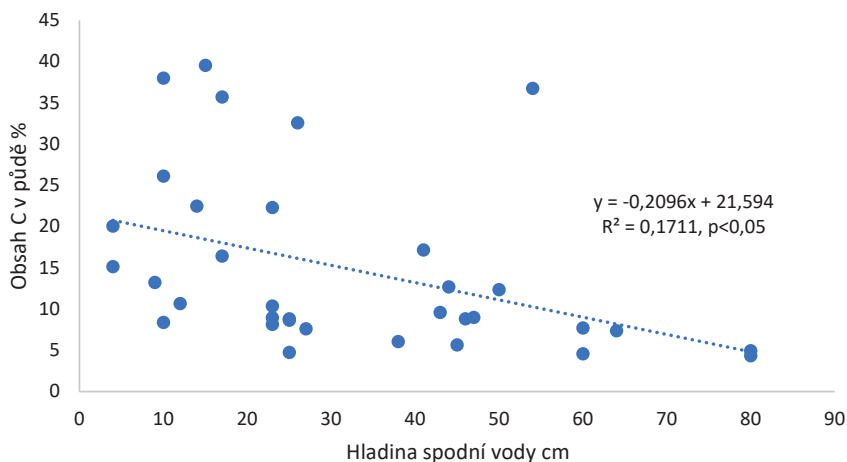
Obr. 10 Relativní rozdíly v ukládání uhlíku (C) do půdy pod listnatými vs. jehličnatými stromy jako funkce předchozího využití půdy, pH půdy a textury půdy. Hodnoty jsou průměr ± SD. Hodnoty v bílé oblasti označují situace, ve kterých bylo ukládání C větší pod listnatým lesem než pod jehličnany. Hodnoty v šedé oblasti označují situace, ve kterých bylo úložiště C větší pod jehličnatými stromy než pod listnatými. Znak **, * a # označují relativní rozdíl mezi listnatými a jehličnatými stromy. Ten byl významně odlišný od nuly při $p < 0,01$, $0,05$ a $0,1$ na základě t-testu. V rámci každé skupiny jsou statisticky homogenní skupiny označeny stejným malým písmenem na základě jednocestné ANOVA a Fisherova post of testu (podle Hüblová a Frouz, 2021; upraveno)

k typu porostu, a proto i rozsah takových dat je menší, třebaže i tak pokrývají data v **tabulce 10** všechny hlavní typy luk v ČR.

Rostlinné asociace jsou svým výskytem vázány na určitou hloubku vodní hladiny. Nicméně závislost mezi obsahem uhlíku a hladinou spodní vody (popsaná výše) neznámá přímo závislost mezi zásobou uhlíku a hladinou spodní vody. Je tomu tak proto, že s narůstajícím obsahem organické hmoty, a tedy uhlíku v půdě klesá objemová hmotnost. Závislost mezi obsahem uhlíku v půdě a jeho zásobou v půdě tak není zcela lineární. Pro přepočítání mezi obsahem a zásobou uhlíku v půdě můžeme



Obr. 11 Zásoba uhlíku v půdách travinných ekosystémů v závislosti na ročních srážkách a průměrné roční teplotě (s využitím dat Coonan a kol., 2019; Fornara a kol., 2011, 2020; Chan a kol., 2010; Sharrow, 2007; Rajput a kol., 2017; Soussana a kol., 2004; Reeder a Schuman, 2002; Mangalassery a kol., 2014; Preger a kol., 2010; Pérez-Cruzado a kol., 2012; Beckert a kol., 2016; Smith a kol., 2005; Reed a kol., 2021; Eze a kol., 2018; Wilson a Loneragan, 2013; Ward a kol., 2016; Schuman a kol., 1999; Rodríguez-Murillo, 2001; Sládková, 2021)



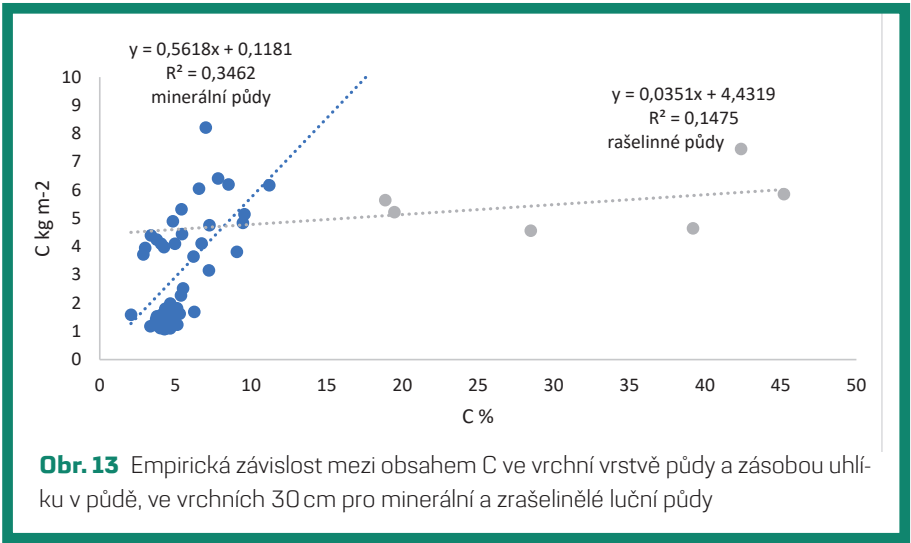
Obr. 12 Závislost mezi obsahem uhlíku v půdách a hladinou spodní vody na základě dat z Klimešová a kol., 2011; Pícek a kol., 2008 a Krejčová a kol., 2021

použít rovnici podle Martín a kol. (2017) uvedenou níže v textu. Můžeme případně použít i přibližný empirický vzorec uvedený v **obrázku 13**, který byl odvozen na souboru českých lučních půd.

Pro porovnání **tabulka 11** uvádí průměrné hodnoty koncentrace uhlíku v zemědělských půdách v ČR podle data ÚKZUZ. Přepočet na celkovou zásobu uhlíku je komplikovaný tím, že hloubka vzorkování není zcela konstantní, nicméně z výše uvedeného přehledu je vidět, že zásoba uhlíku v agroekosystémech je vesměs menší než v ekosystémech blízkých přírodě, což je ve shodě s předchozími globálními analýzami ukazujícími, že antropogenní změny v užívání krajiny vedly k podstatné ztrátě půdního uhlíku (Sanderman a kol., 2017).

Tab. 10 Průměrné koncentrace uhlíku (C%) a přibližná zásoba uhlíku do 30 cm u hlavních typů lučních porostů na základě dat z **obr. 12** a **obr. 13** a z dat Rychnovská a kol., 1985 (1), Bohner, 2005 (2), Raguet a kol., 2020 (3) a Kopittke a kol., 2013 (4). Celkové obsahy mohou být větší, jsou-li organické horizonty hlubší než 30 cm, zejména u rašelinných luk (sd je směrodatná odchylka a N je počet opakování)

Asociace, svaz	Popis	C% průměr	sd	N	C t.ha ⁻¹
<i>Nardetum strictae</i> ³	Alpínské louky	11,40	5,40	65,00	65,00
Různá společenstva ²	Horské louky	9,90		42,00	57,00
<i>Serratula Festucetum</i> ¹	Suché louky				67,00
<i>Agrostletum</i>	Mezofilní louky	6,20	2,10	5,00	36,00
<i>Gratiolo-Caricetum praecocicis-suzae</i> ¹	Mezofilní louky s psárkou				79,00
<i>Molinion</i>	Vlhké louky	8,20	1,60	4,00	47,00
<i>Loiseleurio-Vaccinietea</i> ⁴	Vřesoviště				75,00
<i>Calthion</i>	Vlhké louky	13,30	5,90	9,00	76,00
<i>Caricion canescenti-nigrae</i>	Vlhké louky	13,80	8,10	11,00	79,00
<i>Glycerietum maximae</i> ¹	Zamokřené louky				116,00
<i>Scheuchzerio palustris-Caricetea nigrae</i>	Rašelinné louky	34,00	7,10	5,00	56,00



Tab. 11 Průměrná koncentrace uhlíku v různých zemědělských kulturách v ČR v % podle Smatanová (2021)

Kultura	Průměr %	Minimum %	Maximum %	Počet vzorků
Orná půda	1,55	0,33	5,05	17 520
Chmelnice	1,50	0,39	2,57	210
Vinice	1,58	0,35	2,66	105
Ovocný sad	1,56	0,73	3,35	411
TTP	2,10	0,35	4,32	1 373
Průměr ČR	1,59	1,57	5,05	19 818

V předchozím textu jsme se zabývali hromaděním uhlíku v různých terestrických ekosystémech do hloubky 30 centimetrů. Tento přístup vychází z toho, že hloubka 30 centimetrů je nejčastěji sledovanou hloubkou v terestrických ekosystémech a je také doporučována IPCC. V případě rašelinišť mohou dlouhodobější rašelinné horizonty dosahovat značných hloubek, a je proto smysluplné se v tomto případě zabývat akumulací uhlíku celé mocnosti rašeliny. Pakliže bychom chtěli empiricky stanovit obsah uhlíku v rašelinných vrstvách, byl by postup velmi podobný jako u minerálních půd. Odebrali bychom vzorky celé vrstvy rašeliny, zjistili bychom její mocnost a dále objemovou hmotnost a obsah uhlíku v jednotlivých hloubkách. Z nich bychom potom vypočítali celkovou zásobou uhlíku analogickým způsobem jako u jiných terestrických půd. Podrobnosti takové metodiky lze nalézt například v práci Yu Z. C. (2012), která rozlišuje tři metodické přístupy měření zásoby a produkce rašeliny:

Přístupy založené na objemu rašeliny lze popsat vzorcem:

$$C_{peat} = \sum_i (A_i \times D_i \times BDi \times CCI_i)$$

Tyto přístupy jsou založeny na podobném principu jako studium C v minerálních půdách. Rašeliniště si rozdělíme na jeden nebo několik homogenních typů i , známe plochu těchto typů A_i . Použijeme-li jen jeden typ, odpadne ve výše uvedeném vzorci suma. Dále známe hloubku rašeliny pro oblast rašeliniště nebo typ i (D_i), střední objemovou hmotnost rašeliny pro oblast i (BDi) a střední proporci uhlíku pro oblast rašeliniště nebo typ CCI_i . Mezi studiemi, které použily tento přístup, lze jmenovat například Vitt a kol. (2000), Turunen a kol. (2002), Sheng a kol. (2004). Střední objemová hmotnost rašeliny se pohybuje okolo $0,1 \text{ g.cm}^{-3}$ (nebo t.m^{-3}). Práce Yu Z. C. (2012) udává rozsah $0,07\text{--}1,1 \text{ g.cm}^{-3}$. Obsah uhlíku se nejčastěji pohybuje okolo 50 procent, jinými slovy proporce uhlíku je 0,5. Studie Yu Z. C. (2012), udává rozsah $0,50\text{--}0,52$.

Další skupinou jsou **přístupy založené na hustotě uhlíku**, které lze popsat tímto vzorcem:

$$C_{peat} = \sum_i (A_i \times CDI_i)$$

kde CDI je hustota uhlíku pro oblast rašeliníšť nebo typ i; jedná se o obsah uhlíku na plochu. Tu je třeba zjistit pro jednotlivé typy postupem, který byl popsán výše. Jedná se tedy v podstatě o hodnotu $D_i \times B D_i \times C C_i$. Vzhledem k variabilitě hloubky rašelinové vrstvy je tato hodnota mnohem variabilnější. Práce Yu Z. C. (2012) udává rozsah 48–113 kg C.m⁻². Tuto metodu použil například Lappalainen (1996).

Konečně je zde **metoda založená na časovém vývoji**, kterou lze popsat následujícím vzorcem:

$$C_{peat} = \sum_j (A_j \times CR_j),$$

kde CR_j je střední rychlost (akumulace) uhlíku během časového období. Studie Yu Z. C. a kol. (2010), která tuto metodu aplikovala, udává rychlost akumulace uhlíku na 18,6 g C.m⁻².rok⁻¹, přičemž v této studii daný parametr varíroval mezi 33 zkoumanými rašeliníšti v rozsahu 14–25 m⁻².rok⁻¹. Rychlost akumulace se přitom stanoví radiokarbonovým datováním bazální vrstvy a výškou rašelinného profilu nebo datováním několika hloubek profilu. Přitom se předpokládá, že mezi těmito měřenými úseky je rychlost akumulace rašeliny konstantní. Práce Gallego-Sala a kol. (2018) udává střední rychlost akumulace uhlíku pro období CE 850–1850 na 3–80 g C.m⁻².rok⁻¹. Variabilita hodnot je značná, nicméně pro naše zeměpisné šířky udávají autoři aproximaci mezi 30–40 g.m⁻².rok⁻¹. To je v rozsahu hodnot NECB, které udává Yu Z.C. (2012) pro různá evropská rašeliníště jako 24–69 g C.m⁻².rok⁻¹.

Modelování půdního uhlíku na základě vlastností terénu

Jak již bylo zmíněno, obsah uhlíku v půdách závisí kromě typu habitatu na celé řadě dalších parametrů – na vlastnostech půd, zejména jejich zrnitostním složení, klimatu, topografii terénu a tak podobně. Abychom mohli zahrnout všechny tyto parametry, vznikla celá řada modelů modelujících prostorové rozmístění uhlíku v krajině. Při tvorbě těchto modelů byla věnována větší pozornost antropogenně využívaným ekosystémům, zatímco přirozeným a polopřirozeným ekosystémům se věnuje menší pozornost. Pro zemědělské půdy existují v zahraničí (<https://looc-c.farm/>) i v Evropě (<https://solagro.org/carbon-calculator>, Elbersen, 2013) modely, které umožňují odhadnout zásobu uhlíku v zemědělských půdách. Tyto modely by patrně bylo možno použít pro odhad uhlíku v nelesních ekosystémech, i když nebyly v tomto směru testovány. Co se týče lesních půd, biogeochemické modely uhlíku v lesních ekosystémech zahrnují i obsah uhlíku v půdě. Zde je možno využít modely BIOME BGC (Thornton, 1998; Thornton a kol., 2002; Pietsch a kol., 2005), CLM (Lawrence a kol., 2011) a C-FIX (Veroustraete a kol., 2002). Související produkt, známý jako Produkt MOD17, implementuje klíčové komponenty BIOME BGC s dodatečným využitím satelitních dat a poskytuje odhady GPP a NPP v rozlišení 0,0083 × 0,0083 (cca 1 × 1 km) za celou zeměkouli

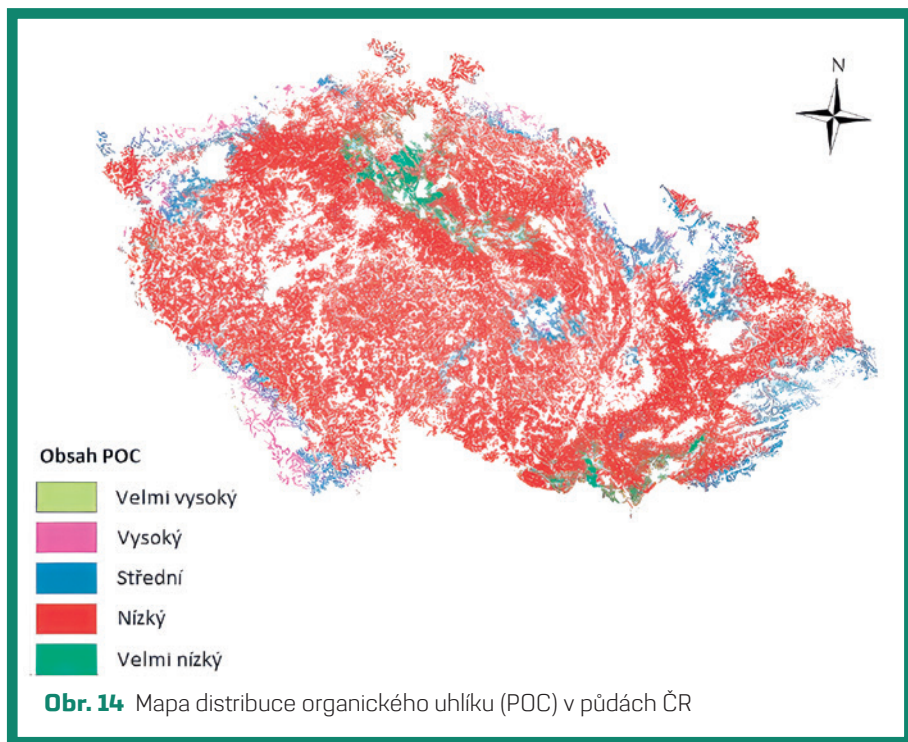
(Running a kol., 2004; Zhao a Running, 2010). Jedná se většinou o modely pracující na globální nebo kontinentální škále.

V České republice je k dispozici rozsáhlý dataset obsahu uhlíku v zemědělských půdách spravovaný ÚKZÚZ, který pochází jednak z komplexního průzkumu půd (jedná se o desítky tisíc bodů), jednak z dlouhodobého sledování vybraných farem, kde je 57 farem sledováno od roku 1990 a 211 farem je sledováno v současnosti. Bohužel tato data nepokrývají přírodní biotopy ani celou hloubku 30 centimetrů. U lesních půd v současnosti vzniká harmonizovaná databáze lesních půd.

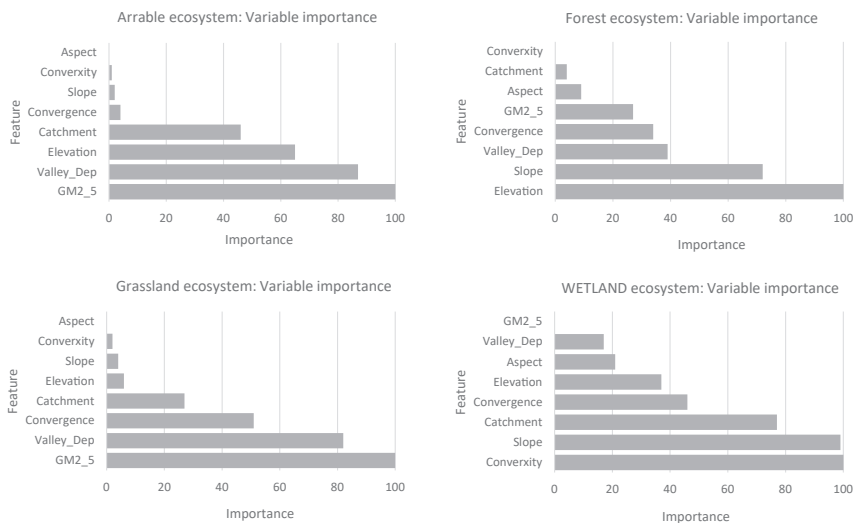
Pro získání dat o zásobě uhlíku byla použita data o obsahu uhlíku v půdách do hloubky 30 centimetrů. Tato data neobsahovala údaje o objemové hmotnosti půd. K odhadu objemové hmotnosti byla použita data o obsahu organické hmoty a zrnitosti půd, ze kterých byla odhadnuta objemová hmotnost podle vzorce (Martín a kol., 2017):

$$BD = (1,578 - (0,054 * C) - (0,006 * \text{silt}) * (0,004 * \text{clay})),$$

kde BD je objemová hmotnost, C je obsah uhlíku a silt a clay je obsah siltu a jílu v %.



Tato data byla následně použita k výpočtu zásoby uhlíku (**obr. 14**). První krok při vytváření vzorce pro předpověď zásoby uhlíku začal extrakcí pomocného souboru dat. Atributy terénu byly extrahovány z digitálního výškového modelu (DEM) získaného v prostorovém rozlišení 30 metrů z dat raketoplánové radarové topografické mise (SRTM) (U.S. Geological Survey, 2020: <https://www.usgs.gov/centers/eros/science/usgs-eros-archive-digital-elevation-shuttle-radar-topography-mission-srtm>) a zpracovány pomocí SAGA-GIS, bezplatné softwarové sady nástrojů pro analýzu terénu. Tyto půdně environmentální kovariáty byly vybrány na základě jejich prokázané korelace s půdními vlastnostmi. Byly také získány vrstvy každého ekosystému (travní, orné, vodní, lesní, městské a mokřadní) na základě konsolidované vrstvy ekosystémů a na každém ekosystému bylo překryto místo odběru vzorků ($N = 440$) rozptýlené v rámci ČR. Na základě vzorkovaných bodů byla extrahována data z každého ekosystému. U každého ekosystému se pak provedla analýza relativní proměnné důležitosti, aby se zjistil příspěvek proměnných životního prostředí v každém ekosystému (**obr. 15**).



Obr. 15 Význam jednotlivých proměnných pro predikci zásoby půdního uhlíku (Geomorphons, rozlišení 25 m).

Kromě toho byla vyvinuta jednoduchá lineární rovnice využívající vícenásobný regresní přístup, který zahrnuje environmentální proměnné z každého ekosystému (viz obrázky výše) jako sekundární data a ukazuje, jak důležité jsou proměnné v každém ekosystému. A na základě významného vztahu mezi zásobou uhlíku a pomocnými údaji byla při formulaci rovnice vyřazena nevýznamná sekundární data (viz **tab. 12**). Vzhledem k tomu byl vzorec přeformulován pomocí významných environmentálních proměnných (viz **tab. 12**). Pro určení vhodného modelovacího přístupu pro predikci zásoby uhlíku ve studované oblasti se testovalo 10 modelovacích přístupů (viz **tab. 12**) a bylo zřejmé, že použití náhodné lesní regrese je vhodným přístupem pro predikci zásoby uhlíku v studijní oblasti s minimem chyb a vyšší efektivitou.

Tab. 12 Přesnost predikce zásoby uhlíku pomocí různých modelovacích přístupů. Řádky udávají různé aplikované funkce a modelovací přístupy: MLR – mnohonásobná lineární regrese, RF – random forest, CUBIST – Cubist Regression Models, SGB – Simplicial Generalized Beta distribution, MARS – motivation, ability, role perceptions and situational factors, KNN – k-nearest neighbors, SVM – support vector machines, GPR – Gaussian Process Regression Models, BRNN – Bidirectional recurrent neural networks, BGLM – Bayesian Generalized Linear Models. Sloupce udávají různé míry přesností predikce modelu R² – koeficient determinace, RMSE – root-mean-square error, MAE – Mean absolute error. Hodnoty představují bezrozměrné koeficienty pro jednotlivé míry determinace použitých modelů

ORNÁ PŮDA				LESY		
	R ²	RMSE	MAE	R ²	RMSE	MAE
MLR	0,51	50,66	37,92	0,51	50,66	37,92
RF	0,95	23,57	17,14	0,95	23,55	17,20
CUBIST	0,73	40,80	29,36	0,73	40,80	29,36
SGB	0,59	47,42	34,31	0,65	44,79	32,60
MARS	0,53	49,74	36,08	0,48	51,62	37,48
KNN	0,69	44,61	31,64	0,69	44,61	31,64
SVM	0,69	44,33	28,77	0,73	42,39	27,22
GPR	0,51	50,66	37,92	0,51	50,66	37,92
BRNN	0,62	45,92	34,04	0,62	45,92	34,04
BGLM	0,51	50,66	37,92	0,51	50,66	37,92

TRAVINNÉ EKOSYSTÉMY				MOKŘADY		
	R2	RMSE	MAE	R2	RMSE	MAE
MLR	0,50	50,85	38,03	0,50	50,92	37,92
RF	0,94	24,73	17,73	0,94	24,60	17,58
CUBIST	0,67	43,89	31,22	0,53	51,14	34,95
SGB	0,57	48,30	35,14	0,56	48,84	35,27
MARS	0,55	49,11	35,35	0,51	50,63	36,34
KNN	0,64	46,35	32,66	0,64	46,08	33,09
SVM	0,64	48,28	30,55	0,57	50,20	32,65
GPR	0,50	50,85	38,02	0,50	50,92	37,91
BRNN	0,54	49,32	35,98	0,54	49,48	36,18
BGLM	0,50	50,85	38,03	0,50	50,92	37,92

To vede k výsledným rovnicím:

ORNÁ PŮDA

$$CS = 1.115 + 0.304 Gm - 0.220 VP + 10.460 El + 0.005 Ca + 0.002 Cov - 0.047 Sl - 0.013 Con + \epsilon_i$$

LESY

$$CS = 40.413 - 3.935 El - 0.774 Sl - 0.043 VP + 0.370 Gm - 0.370 Ca - 0.015 Cov - 0.001 Con + \epsilon_i$$

TRAVINNÉ EKOSYSTÉMY

$$CS = 12.671 + 0.039 Gm - 0.003 VP + 0.002 Ca + 0.679 El + 0.020 Sl + \epsilon_i$$

URBÁNNÍ EKOSYSTÉMY

$$CS = 17.468 + 0.004 Cov - 16.906 El - 0.001 As + 0.039 Ca + 0.022 VP + 0.015 Con + 0.105 Sl - 0.025 GM + \epsilon_i$$

MOKŘADY

$$CS = 4.208 - 0.003 Con + 0.011 Sl - 0.697 Ca - 6.97 El + \epsilon_i$$

Vysvětlivky: Ca (povodí), Con (konvexita), Sl (sklon), As (Aspekt), GM (GM2,5), El (výška), VP (hloubka údolí) a Cov (konvergence). A ϵ_i je složka náhodné chyby, která se může objevit během výpočtu.

5.4 Regulace množství a odtoku vody

Regulace odtoku vody ekosystémy spočívá především v schopnosti ekosystémů zachytit a s určitým zpožděním uvolňovat vodu pocházející ze srážek, případně z tání sněhu. Výsledným efektem je zpomalení odtoku vody z krajiny a regulace průtoků ve vodních tocích ve smyslu snížení maximálních průtoků a zároveň stabilizace běžných průtoků v období beze srážek. Jedná se tedy o regulaci obou hydrologických extrémů, povodní a sucha.

Odtok vody z krajiny je ekosystémy regulován zadržením vody v daném místě nebo zpomalením odtékající vody. Klíčovými procesy jsou zachycení srážek na

vegetaci (intercepce), infiltrace vody do půdy nebo následná perkolace vody do geologických struktur. Působením těchto procesů se snižuje nebo úplně eliminuje potenciálně nejrychlejší složka odtoku, tedy ta, jež probíhá na povrchu půdy. Dalším procesem, který případně reguluje vysoké průtoky ve vodních tocích, je přirozený rozliv v říčních nívách, přičemž voda proudící mimo koryto se pohybuje pomaleji kvůli rozšíření protékajícího profilu a působením vegetace. Dochází tak ke zploštění povodňové vlny neboli ke snížení a oddálení kulminačního průtoku.

Význam regulace odtoku vody pro společnost a vazby na ostatní přínosy přírody lidem

Existuje vícero významů, které znamená zadržení vody v krajině pro lidskou společnost a které se často nahrazují budováním různých technických objektů, jako jsou zejména vodní nádrže.

Regulace odtoku vody snižuje riziko záplav, jež mohou způsobit značné škody na domácnostech, firmách a infrastruktuře. Regulací nízkých průtoků vody pomáhají ekosystémy v průběhu období bez srážek zajistit dodávky čisté vody pro pití, zavlažování a další použití. Stejným způsobem lze stabilní průtoky využít jako zdroj čisté, obnovitelné energie při využití vodních elektráren na vodních tocích.

Vodní ekosystémy jsou zároveň domovem široké škály ryb a dalších vodních druhů. Regulací vodního toku pomáhají ekosystémy vytvářet a udržovat stanoviště, která podporují tyto druhy, jež jsou důležitými zdroji potravy a příjmů pro společnost. Přírodní ekosystémy jsou také vhodným prostředím pro rekreační aktivity, jako je rybaření, plavba lodí a plavání. Regulací vodního toku pomáhají ekosystémy udržovat podmínky, jež tyto aktivity podporují, a poskytují možnosti relaxace a vyžití.

Jelikož jsou procesy zadržení a odtoku vody spojeny s veškerými biologickými a fyzikálními procesy na Zemi, ovlivňuje ekosystémová služba regulace odtoku vody přímo a nepřímo všechny ostatní ekosystémové služby. Jedná se zejména o (IPBES, 2019):

- Regulace hazardů a živelních pohrom
 - Přímo ovlivňuje četnost živelních pohrom, jako jsou povodně nebo sesuvy.
- Regulace kvality vody
 - Zdržení vody v půdním prostředí a geologických kolektorech redukuje množství znečištění ve vodě biologickými nebo fyzikálními procesy.
- Formování, ochrana a dekontaminace půd a sedimentů
 - Regulace množství povrchového odtoku snižuje riziko eroze půdy a odnosu sedimentů.
- Vytváření a udržování habitatů
 - Udržování určité úrovně průtoku (environmentální průtok) je stěžejní pro existenci společenstev ve vodních tocích.

Biofyzikální hodnocení odtoku

Obecný princip biofyzikálního hodnocení regulace odtoku vody v krajině spočívá v porovnání aktuálního přínosu ekosystémů a hypotetického referenčního stavu, při kterém by nebyla tato služba poskytována, nebo při stavu silné degradace například zemědělskou činností nebo urbanizací. Jak již bylo uvedeno v charakteristice toku vody ekosystémem a možností jeho povodí, je generování odtoku složitým procesem, na němž se podílí geomorfologie terénu, půdní a vegetační pokryv a řada dalších vlivů. Hodnoty odtoků z říční sítě v ČR dlouhodobě měří ČHMÚ a podniky, nicméně komplexnost formování odtoku a variabilita odtoku, daná variabilitou klimatu, činí vyhodnocení odtokových dat ve vztahu ke změnám území velmi komplikované. Existují sice vesměs zahraniční studie, které ukazují na změnu odtokových poměrů po změně v povodích, například provedením revitalizačních zásahů (Ahmadi-Sani a kol., 2022), jednalo se však vždy o velmi modelové situace. Vyhodnocení oněch vlivů v reálné krajině je ovšem prakticky těžko realizovatelné. Porovnání takových scénářů lze efektivně provést v zásadě jen pomocí vhodných hydrologických modelů, jež v rozumné míře aproximují reálné hydrologické procesy. K tomu jsou potřebná data o topografii terénu (v podobě digitálního modelu), o vlastnostech půd (textura, organická hmota, hydropedologické vlastnosti), o vegetačním pokryvu (typ vegetace, listová plocha, lesní nebo zemědělský management) a v neposlední řadě o meteorologických prvcích (teplota, srážky). Pomocí takových modelů můžeme získat odhady příspěvku jednotlivých typů ekosystémů k hydrologické transformaci srážek a změnou parametrů směrem k referenčnímu stavu (pokrytí vegetací, rychlost infiltrace, drsnost povrchu apod.) porovnat jejich aktuální přínos. Regulace odtoku na úrovni vodních toků a přílehlých niv lze posoudit pomocí hydraulických modelů aproximujících proces proudění vody v otevřených korytech a při rozlivu v nivě.

Biofyzikálními indikátory regulace odtoku vody jsou typicky:

- redukce maximálního průtoku při intenzivní srážce;
- redukce záplavového území;
- hodnota základního odtoku v průběhu roku.

Částečně jsou k dispozici dílčí měření některých částí bilance vody, jako jsou srážky, průtoky ve vodních tocích, vlhkost půdy, referenční evapotranspirace. Celkově si však z těchto dílčích měření nelze udělat obrázek o detailnějších pohybech vody v krajině. Odhady těžko měřitelných procesů ve větších měřítkách se dají dělat prostřednictvím hydrologických modelů.

Vhodným modelem pro odhady na plošně rozsáhlých povodích se zdá být Soil and water assessment tool (SWAT) vyvíjený U.S. Department of Agriculture, který se ve světě široce používá. Model SWAT schematizuje povodí do dílčích subpovodí, v nichž se vodní bilance počítá pro tzv. hydrological response units (HRU). Jedná se

o relativně homogenní plochy vzniklé unikátní kombinací překryvu typu využití území, typu půdy a třídy sklonitosti svahu. Další často užívané modely hydrologických procesů v povodí jsou například volně dostupný HEC-HMS nebo komerční Mike-SHE od firmy DHI. V každém případě je pro aplikaci důležité mít k dispozici odborníky z oboru hydroinformatiky, kteří mají patřičnou odbornost a zkušenosti s takovými modely a jsou schopni kolekce patřičných vstupních dat, nastavení modelu, jeho kalibraci a interpretaci výsledků, ideálně včetně nejistot.

Mezi příklady užitečných výstupů hydrologických modelů patří:

Odtok vody

- množství celkového odtoku vody;
- množství přímého odtoku vůči srážkám, tedy transformace srážek na laterální či základní odtok a výpar.

Perkolace do zvodní

- množství vody, které dosáhne podzemních vod v mělké a hluboké zvodni.

Evapotranspirace

- množství vypařené vody z povrchu půdy a transpirace rostlin, reguluje se tím teplota vzduchu.

Průtoky

- řady průměrných denních průtoků pro hlavní vodní toky subpovodí;
- po odečtení minimálního environmentálního průtoku (asi 10 % dlouhodobého průměru) lze získat dostupné množství vody pro odběr;
- teoreticky lze získat frekvenci dnů vhodných pro splavnění.

U odhadu transformačního účinku říčních niv na povodňové průtoky lze využít široké spektrum hydraulických modelů určených pro simulace procesů proudění vody v otevřených korytech a přilehlém rozlivovém území. Mezi neužívanější software patří volně dostupný HEC-RAS nebo komerční DHI Mike-11. Opět však platí, že je důležité v případě aplikace zapojit patřičného odborníka. Užitečným výstupem z takových modů je tvar povodňové vlny na konci simulovaného říčního úseku při vstupu návrhové povodňové vlny s určitou pravděpodobností opakování (2letá, 5letá, 100letá apod.), případně reálně proběhlé povodně. Lze takto porovnat scénáře případné degradace koryta a nivy v podobě narovnání a zahloubení koryta, nebo naopak scénáře revitalizace vodního toku. Navazující ekonomické hodnocení může pak spočívat v odhadu nákladů na výstavbu a provoz protipovodňových opatření se stejným transformačním účinkem.

5.5 Regulace kvality vody

S regulací odtoku popsaného v předchozí kapitole úzce souvisí kvalita odtékající vody. Tato voda zahrnuje rozpuštěné i suspendované látky. Co se týče suspendovaných látek, těsně souvisejí s intenzitou eroze. Vliv jednotlivých ekosystémů na intenzitu eroze bude probrán v příští kapitole. Nicméně souhrnně lze říci, že systémy, které podporují větší míru eroze, podporují i odnos suspendovaných látek, a naopak ekosystémy, které erozi zmírňují, omezují výskyt suspendovaných látek ve vodě. Proto například odlesnění zvyšuje výskyt suspendovaných látek v odtékající vodě.

Pokud jde o látky rozpuštěné, patrně nejvýznamnější skupinou jsou živiny, zejména nitráty, které se pohybují v půdním roztoku a mohou být relativně snadno vyplaveny. Jak bude uvedeno v příští kapitole, většina přirozených ekosystémů uvolňuje do svého okolí jenom malé množství živin. Je to dáno tím, že v přirozených ekosystémech množství živin, jež rostliny do půdy vnášejí, koresponduje s odběrem živin a schopností půdy živiny zadržovat. Souvisí to se skutečností, že v přirozených ekosystémech je hlavním zásobníkem dusíku půdní organická hmota a minerální formy dusíku jsou vzácné. Naproti tomu v agroekosystémech, kam dodáváme velké množství živin, se významná část živin nevyužije a uniká pryč z ekosystému. Přírodní ekosystémy mohou mít schopnost nitrátů odtékajících z agroekosystémů zachycovat a využívat. Asi nejlépe se tato schopnost studuje u ekosystému říční nivy. Je tomu tak proto, že sledování poklesu nitrátů při průchodu říční nivou je metodicky poměrně jednoduché. **Tabulka 13** udává redukce nitrátů při průchodu říční nivou.

Tab. 13 Redukce nitrátů při průchodu říční nivou

Charakter přibřežní vegetace	Šířka pásu vegetace	Redukce nitrátů	Autor
Les	< 40 m	55 %	Sweeney a kol., 2014
Les	> 40 m	89 %	Sweeney a kol., 2014
Pastvina	4 m	15 %	Vought a kol., 1994
Les	4 m	17 %	Vought a kol., 1994
Travnatý pás	25 m	85 %	Vought a kol., 1994

Nicméně pohyb nitrátů v povodí a jejich celkový odtok do recipientu nejsou jen záležitostí říční nivy, ale podléhají se na něm procesy v celém povodí (Day a kol., 2003; Trepel, 2010). Pro sledování pohybu nitrátů v povodí a jejich odtoku do recipientu lze opět s výhodou použít modelovací nástroje jako například model SWAT popsaný v předchozí kapitole. Nicméně náročnost takových modelových úloh na vstupní data je významně větší než při modelování odtoku.

Problematikou vyluhování nitrátů do životního prostředí a jejich snižováním se zabývá tzv. nitrátová směrnice (směrnice Rady 91/676/EHS, která byla u nás imple-

mentována do následujících národních předpisů: zákon č. 254/2001 Sb., o vodách a o změně některých zákonů /vodní zákon/, ve znění pozdějších předpisů; nařízení vlády č. 262/2012 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a akčním programu; zákon č. 156/1998 Sb., o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd /zákon o hnojivech/.

5.6 Formování, ochrana a dekontaminace půd

Půdy jsou klíčovou složkou ekosystémů a formování půd je dáno souhrou řady environmentálních procesů. Většina současných půd vznikala v minulosti pod vlivem přírodních ekosystémů, v nichž byla vegetace a ostatní složky ekosystémů v rovnováze s lokálními podmínkami. Jinak řečeno, vegetace a ostatní biota podporovaly vznik takových půd, které dobře uspokojovaly jejich potřeby. Na půdách chudých, s velkou ztrátou živin se uplatňovaly rostliny s konzervativní růstovou strategií, které rostly pomalu, a proto potřebovaly malé množství živin a většinu živin zadržovaly buď ve svých pletivech, nebo v opadu, odkud pak tyto živiny často získávaly pomocí symbiotických mykorhizních hub. Naproti tomu na substrátech, jež byly bohaté na živiny, se uplatnily rostliny s rychlou růstovou strategií. Ty vyprodukovaly opad, který se rychle rozkládá a dává vznik půdám s hlubokými humusovými horizonty, jež jsou schopné zadržovat velké množství živin a vody následně dostupných pro rostliny (Ponge, 2013; Frouz, 2018). Dříve jsme ukázali, že nahrazení této původní vegetace kulturními porosty mohlo vést k narušení těchto citlivě vyvážených vztahů, což vedlo k ztrátě organické hmoty, větší ztrátě živin či podpoře eroze. Naopak obnova ekosystémů vede i k obnově ekologických vlastností půd (Tian a kol., 2023). Studie Vindušková a Frouz (2013) ukázala, že obnova půd poškozených těžbou nerostů je rychlejší, je-li vegetace použita při obnově půd podobná očekávané přirozené vegetaci. O vlivu přírodních ekosystémů na zásobu uhlíku a pohyb živin v ekosystému jsme již mluvili v předchozích kapitolách, zde si všimneme zejména úlohy přírodních ekosystémů v omezování eroze.

Eroze je přírodní proces. Souvisí s působením vody, případně větru a způsobuje odnášení půdních částic a jejich následnou depozici na jiném místě terénu. Přirozená geologická eroze se významným způsobem podílí na formování krajiny. S činností člověka, zejména s rozvojem zemědělství dochází k antropogennímu zesilování erozních procesů. To může vést k odnosu úrodných horizontů a k degradaci půdy. Snižuje se půdní úrodnost a schopnost půdy zadržovat vodu a živiny. Odnášený sediment může působit další environmentální škody. V České republice je eroze spolu se zastavováním půdy považována za jeden z nejvýznamnějších degradačních faktorů půd. Ochrana zemědělské půdy před erozí je zakotvena ve vyhlášce 240/2021 Sb., vyhláška o ochraně zemědělské půdy před erozí.

Míru eroze můžeme odhadovat pomocí RUSLE, což je upravená a revidovaná varianta USLE (Universal Soil Loss Equation), která odhaduje roční ztrátu půdy (A) způsobenou erozí prostřednictvím přístupu založeného na faktorech:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P,$$

přičemž jako vstupní proměnné používá: srážky (R), erodovatelnost půdy (K), sklon a délku svahu (LS), management pokryvu (C) a postupy ochrany (P) (Renard a kol., 1997; Terranova a kol., 2009). Součin jednotlivých faktorů dává celkovou roční ztrátu půdy (v t.ha⁻¹), kdy vyšší hodnota faktoru znamená větší celkovou ztrátu půdy. Ekosystémy mohou ovlivnit intenzitu eroze zejména prostřednictvím jejího vlivu na faktor C. V **tabulce 14** jsou shrnuty hodnoty faktoru C pro různé typy vegetačního pokryvu evropské krajiny (Panagos a kol., 2015). Je patrné, že přírodní ekosystémy mají významně nižší hodnotu koeficientu C než orná půda a trvalé zemědělské kultury. Kombinace přirozených ekosystémů se zemědělskými plochami taktéž vede k významnému snížení erozního ohrožení daných ploch.

Tab. 14 Hodnoty faktoru C pro různé typy vegetačního pokryvu evropské krajiny (Panagos a kol., 2015)

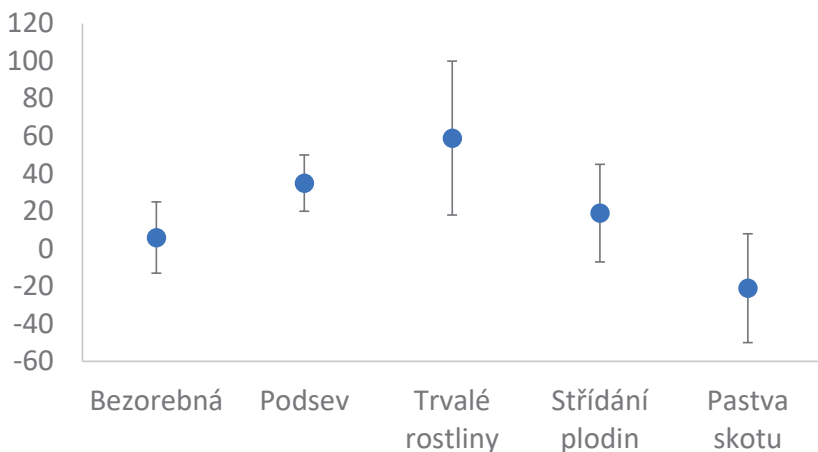
Orná půda	Obiloviny	0,20
	Řepka	0,28
	Kukuřice	0,38
	Luštěniny	0,32
	Brambory a cukrová řepa	0,34
	Slunečnice	0,32
	Úhor (orná půda ponechaná ladem)	0,50
Trvalé kultury	Vinice	0,15–0,45
	Sady	0,10–0,30
	Pastviny	0,05–0,15
Přírodní habitaty	Zemědělská krajina s 25–75 % přírodní vegetace	0,05–0,02
	Přírodní trávníky	0,01–0,08
	Vřesoviště	0,01–0,10
	Lesy listnaté opadavé i smíšené	0,0001–0,001

Kromě faktoru C mohou ekosystémy významně ovlivňovat i erodabilitu (faktor K). Je tomu tak proto, že přírodní půdy mají často lepší půdní strukturu a propustnost (permeabilitu) než půdy podobně zemědělsky využívané. **Tabulka 15** ukazuje permeabilitu půdy ve dvou typech půd při různých způsobech užívání krajiny.

Je vidět, že propustnost půd pod lesem nebo jiným trvalým vegetačním pokryvem je významně větší než na orných půdách. Podobně **obrázek 16** ukazuje, že pěstování vytrvalých rostlin na zemědělské půdě zvyšuje míru infiltrace.

Tab. 15 Nasycená hydraulická vodivost ($K \text{ cm.den}^{-1}$) na dvou typech půd při různých způsobech užívání krajiny (Stolte, 2003)

Typ půdy	Užívání půdy	K
Žluté spraše	Orná půda – obilniny	60,10
	Sady	219,00
	Les	287,50
Červené spraše	Orná půda – obilniny	60,30
	Úhor	153,40
	Sady	96,90
	Křoviny	163,70
	Les	122,10



Obr. 16 Vliv různých zemědělských praktik na infiltraci v porovnání s konvenčně obdělávanými pozemky (podle Basche a DeLonge, 2019; upraveno)

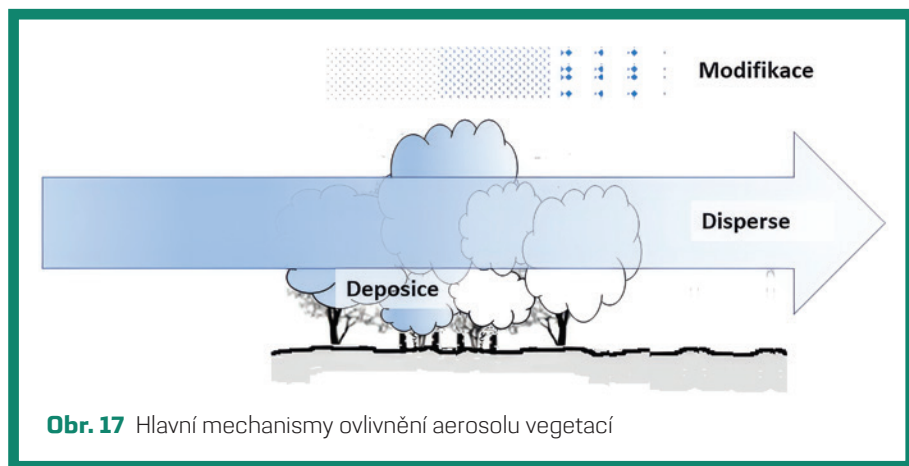
Přírodní půdy mají přinejmenším podobné schopnosti dekontaminovat polutanty jako půdy kulturní, i když není jisté cílem tuto schopnost cíleně využívat.

O schopnosti ekosystémů purifikovat vodu a přispívat k jejímu samočištění jsme již hovořili v souvislosti s dříve diskutovanou rolí ekosystémů jako potenciálních zdrojů cenných genů. Půdy přírodních ekosystémů bývají méně vystaveny kontaminaci a dalším negativním vlivům. Mohou tedy hostit organismy, které jsou v antropogenně ovlivněných půdách vzácné nebo chybí. Bylo například ukázáno, že zvýšená koncentrace antibiotik v zemědělských půdách vede k vyselektování kmenů půdních mikroorganismů rezistentních na jedno či více antibiotik (Kemper, 2008).

5.7 Regulace kvality ovzduší

Řada polutantů v atmosféře, zejména v městském prostředí, může být ovlivněna přítomností stromů a jiné zeleně. Jedná se zejména o aerosol, prachové částice, jež vznikají jednak mechanicky, jednak při spalovacích procesech, hlavně při spalování fosilních paliv. Mezi chemické znečišťující látky patří ozon (O_3), oxidy dusíku (NO_x), amoniak (NH_3) a oxid siřičitý (SO_2). Z hlediska přímých dopadů na lidské zdraví jsou nejvýznamnějšími znečišťujícími látkami pevné částice, oxid siřičitý a ozon. Některé rostliny mohou produkovat těkavé organické látky (VOC), které v součinnosti s fotodegradací oxidů dusíku (NO_x) přispívají k tvorbě troposférického ozonu. Některé druhy rostlin produkují pyly a další látky, jež jsou zdrojem alergických reakcí.

Zaměříme-li se pouze na aerosol, je třeba zdůraznit, že různé velikostní kategorie aerosolu mohou mít různé dopady na lidské zdraví. Nejvíce nás v tomto směru zajímají částice s průměrem pod 10 mikrometrů (PM_{10}) a pod 2,5 mikrometru ($PM_{2,5}$). PM_{10} je velikostní hranice částic, které vdechujeme. Větší částice jsou zachyceny



Obr. 17 Hlavní mechanismy ovlivnění aerosolu vegetací

v nose a nepostupují do dýchacích cest, PM_{2,5} pak zůstávají zachyceny v plicních sklípcích. Menší částice mají také relativně větší povrch a mohou sorbovat více látek včetně škodlivin. O množství škodlivin v aerosolu rozhodují i další faktory, zejména okolnosti jejich vzniku. Vegetace může ovlivňovat koncentraci aerosolových částic trojným způsobem (Diener a Mudu, 2021) (**obr. 17**) – depozicí, modifikací a disperzí. Depozice je zachytávání prachových částic na vegetaci pomocí suché a mokré depozice. Modifikací rozumíme změnu charakteru částic, například podporu jejich kondenzace na větší částice, které mohou rychleji sedimentovat, případně mají menší zdravotní dopad. Kromě koagulace se může při modifikaci uplatňovat selektivní adsorpce nebo mikrobiální degradace (Diener a Mudu, 2021). Disperze zahrnuje i předchozí dva mechanismy a další, jež vyvolávají změnu směru a rychlosti částic a tím určují změnu koncentrace aerosolu po průchodu vegetací.

Při studiu zachycení aerosolových částic depozicí na vegetaci se používá váhová metoda (Viecco a kol., 2018). Vzorky listů jsou promyty v deionizované vodě, aby se odstranily částice usazené na povrchu listů. Pro kvantifikaci PM usazených na vosku listů jsou vzorky promyty v chloroformu. Po sekvenční filtraci jsou získány tři velikosti částic: (1) nad 10 μm , (2) mezi 10 μm a 2,5 μm a (3) pod 2,5 μm . Vzorky listů byly vyfotografovány a změřily se jejich povrchy. Záchyt PM_{2,5} je vztažen k povrchu a času expozice ($\mu\text{g cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$).

Udává se, že strom o průměru kmene ± 30 centimetrů zachytí přibližně 100 gramů PM₁₀ ročně. Sto gramů PM₁₀ odpovídá produkci průměrného vozidla při ujetí 1500 kilometrů (Hiemstra a kol., 2008). Nicméně vegetace může také ovlivňovat míchání vzduchu v městských kaňonech a tím držet znečištěný vzduch blízko lidí. **Tabulka 16** udává zachycení PM 2,5 různými druhy vegetace.

Tab. 16 Zachycení PM_{2,5} různými druhy vegetace zelených střech (podle Viecco a kol., 2018 a Jia a kol., 2021)

Druh	Zachycené PM _{2,5} ($\mu\text{g cm}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) (Viecco a kol., 2018)		Vegetační forma
<i>Sedum album</i>	1,32	0,49	byliny
<i>Sedum reflexum</i>	0,47	0,13	byliny
<i>Sedum palmeri</i>	0,36	0,19	byliny
<i>Lampranthus spectabilis</i>	0,40	0,13	byliny
<i>Sedum spurium</i>	0,09	0,02	byliny
<i>Aptenia cordifolia</i>	0,14	0,05	byliny
<i>Lavandula angustifolia</i>	0,23	0,04	byliny
<i>Erigeron karvinskianus</i>	0,10	0,03	keře
<i>Pitosporum tobira</i>	0,12	0,04	keře

	Prach s převahou PM2,5 (µg cm ⁻² .d ⁻¹) (Jia a kol., 2021)	
<i>Cedrus deodera</i>	62,60	stromy
<i>Magnolia grandiflora</i>	38,30	stromy
<i>Platanus occidentalis</i>	9,20	stromy

Nicméně ostatní studie uvádějí výrazně jiné hodnoty – například udávají zachycení PM2,5 po 20 dnech expozice pro *Euonymus japonicus* 66,56±14,37 µg.cm⁻² a pro *Pinus bungeana* 5,20±0,94 µg.cm⁻² a také hodnoty uváděné dalšími autory jsou značně variabilní. Podrobnější přehled literatury udává studie Diener a Mudu (2021). Zachycení prachu silně koreluje s intenzitou znečištění (Jia a kol., 2021) a je ovlivněno průběhem počasí a dalšími vlivy (Diener a Mudu, 2021). Například podle práce Vera a kol. (2021) mají jednotlivé druhy zelených střech větší schopnost zachycovat PM2,5, rostou-li ve směsi, nicméně kromě složení směsi závisí také na poloze rostlin ve směsi. Problémem je, že míra zachyceného prachu se dá obtížně vztáhnout k dopadu na lidské zdraví. Poněkud lépe je využitelná disperze udávající snížení koncentrace aerosolu (tab. 17), nicméně i zde jsou hodnoty značně variabilní.

Tab. 17 Redukce koncentrace PM10 a PM2,5 vegetací podle různých autorů

Velikost částic	Redukce	Autor
PM10	< 16 %	Rafael a kol., 2018
	< 32 %	Mori a kol., 2018
	< 35 %	Ottosen a Kumar, 2020
PM2,5	0–5 %	Lee a kol., 2018
	< 14 %	Abhijith a Kumar, 2019
	< 20 %	Zhang J. a kol., 2020
	< 44 %	Ottosen a Kumar, 2020
	< 50 %	Xing a Brimblecombe, 2020

5.8 Regulace hazardů a živelních pohrom

Živelní pohromy a disturbance byly odedávna součástí přírodních procesů. Ekosystémy se adaptovaly na určitý režim těchto disturbancí. Do jisté míry lze dokonce říci, že určitou frekvenci disturbancí vyžadovaly a podporovaly. Velmi názorné je to vidět na frekvenci požárů. Řada přírodních ekosystémů byla adaptována na určitou frekvenci požárů, kterou zároveň podporovala. Vegetace, jež podporovala tvorbu snadno

hořlavého opadu, byla vystavována častým požárům. Protože tyto požáry byly časté, stačilo se mezi jednotlivými požáry nahromadit jenom málo paliva a požáry byly díky tomu málo intenzivní. Naproti tomu ekosystémy, které hromadily hůře hořící palivo, hořely méně často, ale požáry pak byly o to intenzivnější. Podíváme-li se tedy na to, jak přírodní ekosystémy regulují rizika přírodních katastrof, uvidíme, že zde není snaha tyto katastrofy vyloučit (zpravidla to ani není možné). Je zde snaha modulovat jejich dopad tak, aby byl pro ekosystémy přijatelný, tak aby se ekosystém po proběhlé disturbance nabízl. To je, zamyslíme-li se nad tím, poněkud jiný koncept zvládání rizik než inženýrský přístup často užívaný lidskou společností, kdy se snažíme budovat naši infrastrukturu tak, aby odolávala katastrofickým vlivům, jež se pravděpodobně vyskytnou po dobu jejího plánovaného užití, existence, servisního cyklu atp. Tuto přírodní schopnost reakce na disturbance můžeme v řadě případů využít i k modulaci katastrof, které ohrožují lidskou společnost.

Klasickým příkladem může být regulace toku vody. To, jak lze regulaci odtoku modelovat, již bylo popsáno výše. Příkladem přírodního hazardu mohou být povodně. V přírodních ekosystémech docházelo na tocích nižšího řádu k povodním zcela pravidelně. Dá se říci, že na potoku prvního řádu se povodeň vyskytovala pravidelně přibližně 30 dní v roce. To vedlo k rozlití vody v okolí malých vodních toků, což ovšem zároveň zpomalilo odtok vody dále po proudu. V minulosti došlo k regulaci celé řady drobných vodních toků tak, aby se vylily z břehu při dvou- až pětileté vodě. To následně zrychlilo odtok z těchto částí povodí, což potenciálně znamenalo větší riziko povodní níže po proudu.

Hovoříme-li o přírodních rizicích, je třeba si uvědomit, že riziko má tři hlavní komponenty (Kron, 2002): nebezpečí (ohrožení), zranitelnost a expozici. Nebezpečí je dáno výskytem a intenzitou ohrožujícího jevu, jako je povodeň nebo požár. Zranitelnost je dána stupněm poškození subjektu daným jevem o určité intenzitě. Jak již bylo uvedeno, v inženýrských systémech budujeme tyto systémy tak, aby odolávaly určitému stupni ohrožení (aby vydržely stoletou vodu, hodinu požáru atp.). Přírodní systémy jsou dynamické, a tak kromě schopnosti odolávat (rezistence) můžeme vidět i schopnost snášet poškození a rychle se vracet do původního stavu (rezilience). Expozice je pak dána přítomností subjektu v místě, kde disturbance působí, v případě záplav v záplavové oblasti. Snížíme-li kterýkoli ze členů výše uvedené rovnice, zmenšíme riziko. Přírodní ekosystémy se mohou podílet na snižování rizik hned dvojím způsobem.

Prvním z nich je **snížení zranitelnosti**. Z výše uvedených příkladů je patrné, že přírodní ekosystémy jsou díky své rezistenci, ale zejména rezilienci odolné (málo citlivé) k působení přirozených disturbančních činitelů. Nachází-li se přírodní ekosystémy v místech s velkým rizikem expozice, například přirozená vegetace říčních niv, pak jejich poškození bude v případě povodně minimální v porovnání se škodami, které

by byly způsobeny na antropogenních ekosystémech či infrastruktuře. Nahrazení přírodních habitatů má tedy za následek okamžitý nárůst rizik a s ním spojených nákladů, ať již ve formě pojištění, nebo oprav. Zachování přírodních biotopů naopak znamená úsporu těchto nákladů. Jak jsme již uvedli, přírodní ekosystémy jsou na určitou míru disturbance adaptované, a proto zachování přírodních ekosystémů v exponovaných místech a zároveň zachování disturbance, například povodní, je příznivé pro biodiverzitu. Některé studie dokonce poukazují na to, že určité druhy mohou být indikátory rezilience společenstev.

Druhým významným způsobem, kterým mohou přírodní ekosystémy zmenšovat riziko, je **snížování ohrožení**, tedy snižování pravděpodobnosti výskytu škodlivého jevu nebo snižování jeho intenzity. Například šíření požáru je řízeno mnoha faktory, jako jsou klimatické podmínky, topografie a distribuce paliva. Modelový výzkum ukazuje, že heterogenita paliva zvyšovala šíření požáru a spálenou plochu (Atchley a kol., 2021). Lze se tedy domnívat, že heterogennější přirozená vegetace bude přispívat k pomalejšímu šíření požárů. Občasný výskyt plošně omezených požárů v takové vegetaci pak navíc povede k vytvoření ploch s malou zásobou paliva, což může výskyt požárů ještě více omezovat. Je však třeba podotknout, že existuje řada způsobů šíření požárů a většina studií sledujících interakce požárů a vegetace byla prováděna v místech, kde jsou požáry častější a jež jsou od nás geograficky vzdálená.

Co se týče snižování rizika povodní, je opět třeba říci, že povodní je celá řada (viz <https://www.chmi.cz/files/portal/docs/ruzne/vyuka/HYDRO/14.pdf>) – povodně z tání, ledové povodně, letní povodně, letní přívalové povodně atd. Zde se zaměříme na význam habitatů v omezování posledních dvou typů povodní. Letní přívalové povodně, případně přívalové povodně, často ale nesprávně též bleskové povodně vznikají v údolích po krátkých přívalových deštích, často po období delšího sucha. Tento typ povodní vzniká v důsledku omezené infiltrace v povodí. Ta může být dána velkou plochou nepropustných povrchů, ale také velkým podílem zemědělské půdy. Jak bylo ukázáno v **tabulce 15**, infiltrace v přirozených ekosystémech porostlých vytrvalou vegetací je 2–3krát vyšší než na orné půdě, navíc vegetace může zachytit část srážky intercepací a tak podobně. Význam ekosystémů a užívání krajiny jsou u těchto typů povodní zásadní. Souvisí to s tím, že se jedná často o lokální povodně omezené na malá povodí, a řada studií ukazuje, že význam užívání krajiny pro dopad povodní je významný zejména u malých povodí (Blöschl a kol., 2007; Apollonio a kol., 2016). Nicméně efekt vegetace a půd je ovlivněn dalšími faktory, zejména topografií terénu. Kromě záplavy vedou přívalové srážky často k velké erozi, což jednak zhoršuje kvalitu půdy, jednak naplaveniny erozního materiálu v údolích, zejména v intravilánech měst, mohou způsobit značné škody na infrastruktuře. Takto způsobované škody se často opakují. To vedlo některé obce k vybudování nákladných technických opatření. Například obec Bolatice se 4400 obyvateli zbudovala celkem deset hrází vymezujících devět suchých poldrů (<https://www.bolatice.cz/obec-bolatice/stezka-po-suchych-poldrech/>).

Dalším typem povodní jsou letní povodně vznikající v důsledku dlouhotrvajících srážek. Zasahují nejen malé toky, ale i velké řeky a mohou zaplavit velké území zejména u velkých povodní přesahujících dimenze dvousetleté vody (výšky vodní hladiny, u níž je pravděpodobnost výskytu jednou za 200 let). Zde je role užívání krajiny a ekosystémů menší, nicméně ekosystémy mohou přispět ke snížení výšky povodňové vlny zadržením a rozlitím vody ve vyšších částech povodí, jak bylo popsáno dříve.

5.9 Podpora opylovačů a omezování výskytu organismů škodlivých lidem

V této kapitole jsme shrnuli možnosti měření několika přínosů přírody souvisejících s ovlivňováním biodiverzity způsobem, který je příhodný pro lidské aktivity. Jedná se zejména o podporu opylování, omezování invazí a omezování organismů nepříznivých pro lidské aktivity a lidské zdraví. Všechny tyto aktivity jsou spolu navzájem propojeny a metodické postupy i studia jsou také značně podobné. Zpravidla vyplývají z klasických postupů studia společenstev, při nichž můžeme kvantifikovat výskyt organismů, které jsou pro lidské aktivity příznivé, či nikoli. Často je složité kvantifikovat skutečný přínos pro lidskou společnost. Jde o to, že například množství opylovačů nemusí nutně korespondovat s množstvím opylených květů cílové rostliny a ani množství opylených květů nemusí přímo ovlivnit výnos, protože všechny tyto parametry jsou ovlivňovány ještě řadou dalších faktorů. Nejčastěji používaným metodickým postupem při kvalifikaci těchto vlivů jsou experimenty, při nichž záměrnou manipulací ovlivníme množství sledovaných organismů a sledujeme dopad na cílový parametr. Případně můžeme též využít nějaký přirozený gradient výskytu těchto organismů, například početnost opylovačů či predátorů v různé vzdálenosti od přírodních biotopů.

Opylovači. Přibližně 90 procent cévnatých rostlin je při svém rozmnožování závislých na opylování živočichy, nejčastěji hmyzem. Podíváme-li se na zemědělské kultury, je to poněkud méně. Odhaduje se, že z 264 druhů zemědělských plodin v Evropě 85 procent využívá hmyzí opylovače (Aizen a kol., 2009). Z pohledu celkového výnosu to bude ještě méně, neboť obilniny a okopaniny hmyzí opylovače nepotřebují. I tak je opylování nenahraditelné při pěstování ovoce a řady dalších plodin. Nejvýznamnějším opylovačem v Evropě je včela medonosná a dále různé volně žijící včely a čmeláci. Přírodní stanoviště poskytují habitaty k hnízdění včel a podporují i výskyt dalších opylovačů. Nicméně vztah mezi výskytem opylovačů a výnosem je komplexní. Existují také studie ukazující přímý dopad omezeného výskytu opylovačů na výnos. Například kávové plantáže, vzdálené do 1 kilometru od pralesa, jsou lépe opylovány, což může zvýšit výnos až o 20 procent (Foley a kol., 2005). Experimentální vyloučení opylovačů snížilo násadu plodů jabloní při sklizni na 55 procent, zatímco

doplňkové opylení zvýšilo násadu plodů na 167 procent (Webber a kol., 2020). Vztah opylovačů ke konečnému ekonomickému výsledku je složitější, záleží nejen na výskytu opylovačů, ale celá řada studií ukazuje na komplexní interakce s predátory a půdou (Tamburini a kol., 2019).

Predátoři. Přírození predátoři jsou důležitou složkou integrované ochrany rostlin. V řadě případů je introdukce specializovaného predátora obtížná nebo takový ani není k dispozici. A navíc, introdukovaný predátor vyžaduje čas, aby se adaptoval na nové prostředí. Naproti tomu nespecializovaní predátoři, kteří již jsou v prostředí, mohou efektivně zachytit nastupujícího škůdce. Podobně jako opylovači i přírození predátoři trpí zjednodušením krajinné mozaiky a zvětšováním polí, což přináší ztrátu stanovišť (Marshall a Moonen, 2002), nicméně podobně jako u opylovačů je kvantitativní vyjádření jejich vlivu na výnos obtížné.

Omezování invazí. Přírodní ekosystémy mohou hrát významnou roli v regulaci invazí. Bylo ukázáno, že raná sukcesní stadia nebo například ekosystémy ruderalní jsou častěji kolonizovány nepůvodními druhy. Zároveň bylo ukázáno pomocí manipulačních pokusů, že šíření nepůvodních druhů je snazší ve společenstvech s menší druhovou rozmanitostí (Rejmánek a kol., 2013). Lze tedy říci, že podpora výskytu přírodních ekosystémů může omezovat pravděpodobnost biologických invazí.

Dekompozitoři. Zvláštní kapitolu tvoří interakce s půdními organismy (Samaddar a kol., 2021). Půdní mikroorganismy jsou zdrojem velkého množství antibiotik, které lidstvo dnes používá. A půdní prostředí je tak neustále hlavním zdrojem nových antibiotik. Na druhou stranu, v antropogenních ekosystémech narůstá množství mikroorganismů, které jsou k antibiotikům rezistentní. Člověk sdílí velké množství mikroorganismů s půdním prostředím. Někteří badatelé se dokonce domnívají, že nárůst alergií je způsoben nedostatečným kontaktem člověka s přírodním prostředím, zejména pak s půdou. Konečně, půdy hostí obrovskou diverzitu organismů, a tak významný nárůst některého organismu včetně patogenů rostlin a člověka je významně omezován řadou nejrozličnějších interakcí s existujícím mikrobiálním společenstvem. Zjednodušení tohoto společenstva v urbánních ekosystémech anebo narušených ekosystémech vede k tomu, že se mohou tyto nežádoucí organismy rychleji množit. I když existuje v tomto směru celá řada experimentálních studií, celkový efekt je těžké kvantifikovat.

Omezování přenosu zoonóz. Další aspekt ochrany přírody, který je však akcentován zejména v zemích rozvojového světa, je omezování přenosu zoonóz na člověka (Leifels a kol., 2022). Zejména v rozvojových zemích totiž dochází v důsledku růstu populace k expanzi lidí v různých přírodních a polopřírodních biotopech. Zároveň se populace divokých zvířat v důsledku úbytku habitatů často soustřeďují do těchto polopřírodních ekosystémů, a dochází tak k častějšímu kontaktu lidí a živočichů, kteří zoonózy přenášejí. Má se za to, že toto byl pravděpodobný scénář přenosů u řady virů včetně těch odpovědných za epidemii covidu-19.

5.10 Podpora habitatů

Existence ekosystémů je základním předpokladem pro poskytování všech ekosystémových služeb a ostatních přínosů přírody, právě tak je podkladem pro ochranu biodiverzity. Je základem i pro další kulturní společenské přínosy (rekreace, zážitky, podpora identit, učení, umělecká a spirituální inspirace atp.), které nebyly podrobně diskutovány. Rozsah habitatu nejsnáze měříme jeho plochou. V ČR máme k dispozici propracovaný katalog biotopů (Chytrý a kol., 2010), které jsou mapovány v rámci mapování biotopů (Guth, 2002). Dalším důležitým parametrem je stav habitatů, od něhož se odvozuje kapacita poskytovat další ekosystémové služby. Pravidelné sledování a hodnocení stavu biotopů tak mohou poskytnout první informaci, v jaké kvalitě se biotopy nacházejí a jaká je jejich integrita a schopnost poskytovat habitatové přínosy. Podpora a udržování habitatů jsou také úzce provázány se stavem biodiverzity.

Summary

Humankind obtains a whole range of goods and services from nature, in the broadest sense of the word, nature provides life support (adequate temperature, protection against ionizing radiation, etc.), from the point of view of processes that are closer to human society, it provides water, food and other resources, creates a habitable environment, is important for our psyche, etc. In this contribution, we present an overview of ecosystem processes that can be significant for human society. The text is divided into several sections, in the first we briefly summarize the basic principles of the functioning of ecosystems affecting the main flows of energy and matter in the ecosystem. In the next part, we deal with the possibilities of how to measure these flows at the ecosystem level. Already in this section, we draw attention to possible differences between the measurement of these flows usual in ecosystem ecology and their specific forms, which are important from the point of view of ecosystem services and other benefits of nature for humans. We then pay special attention to issues of relevant spatiotemporal scales on which these processes need to be measured. It is very common that the key processes responsible for certain ecosystem functions take place on other spatiotemporal scales than those spatiotemporal scales which are relevant to human society. Conversely, processes that are relevant to human society are often a complex interaction of ecosystem processes taking place on different time-space scales. This leads to the fact that the role of individual ecosystems, ecosystem processes or ecosystem components in various benefits of nature is often difficult to measure directly, and for its quantification and identification of contribution of individual components, we have to rely on a number of approaches based on the estimation and modeling of these processes. In the next chapter, we present an overview of the benefits of nature based on IPBES which was adopted by the LIFE Integrated project One Nature. In the following chapters, we then deal in detail with the individual categories of ecosystem services (nature's contributions to peoples), we explore the possibilities of their measurement and biophysical quantification and summarize the available data and data sources showing the influence of different ecosystems on these ecosystem processes and measurement of ecosystem services. So it is to some extent a similar view as in the previous chapters, related to ecosystem processes, but in the opposite perspective. The view is somewhat more selective, because we only deal with processes that somehow directly interfere with human activity and neglect other, albeit important, processes that interact with human activity only remotely and indirectly. While in the previous chapters we tried to understand how ecosystems work and show what can be beneficial for humans, here we deal with individual benefits of nature and look for mechanisms of their action and ways of quantifying them.

Seznam literatury

- Abhijith, K. V., Kumar, P. (2019). Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmospheric Environment* 201: 132–147. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.12.036>
- Ahlström, A., Fälthammar-de Jong, D., Nijland, W. et al. (2020). Primary productivity of managed and pristine forests in Sweden. *Environmental Research Letters* 15(9), 94067. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9a6b>
- Ahmadi-Sani, N., Razaghnia, L., Pukkala, T. (2022). Effect of Land-Use Change on Run-off in Hyrcania. *Land* 11(2), 220. <https://doi.org/10.3390/land11020220>
- Aizen, M. A., Harder, L. D. (2009). The global stock of domesticated honey bees is growing slower than agricultural demand for pollination. *Current Biology* 19(11): 915–918. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.03.071>
- Andrianarisoa, K. S., Zeller, B., Poly, F. et al. (2010). Control of Nitrification by Tree Species in a Common-Garden Experiment. *Ecosystems* 13(8): 1171–1187. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9390-x>
- Apollonio, C., Balacco, G., Novelli, A. et al. (2016). Land Use Change Impact on Flooding Areas: The Case Study of Cervaro Basin (Italy). *Sustainability* 8(10), 996. <https://doi.org/10.3390/su8100996>
- Atchley, A. L., Linn, R., Jonko, A. et al. (2021). Effects of fuel spatial distribution on wild-land fire behaviour. *International Journal of Wildland Fire* 30: 179–189. <https://doi.org/10.1071/WF20096>
- Aziz, T. (2023). Accounting impacts of renewable energy expansions on ecosystem services to balance the trade-offs. *Science of the Total Environment* 879, 162990. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162990>
- Basche, A. D., DeLonge, M. S. (2019). Comparing infiltration rates in soils managed with conventional and alternative farming methods: A meta-analysis. *PLoS One* 14(9), e0215702. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0215702>
- Beckert, M. R., Smith, P., Lilly, A. et al. (2016). Soil and tree biomass carbon sequestration potential of silvopastoral and woodland-pasture systems in North East Scotland. *Agroforestry Systems* 90: 371–383. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9860-4>
- Blöschl, G., Ardoin-Bardin, S., Bonell, M. et al. (2007). At what scales do climate variability and land cover change impact on flooding and low flows? *Hydrological Processes* 21(9): 1241–1247. <https://doi.org/10.1002/hyp.6669>
- Bohner, A. (2005). Organic matter in Alpine grassland soils and its importance to site quality. *ALVA- Mitteilungen*, Heft 3, s. 91–98.
- Brady, N. C., Weil, R. R. (2002). *The Nature and Properties of Soils*. 13th edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Burakowski, E., Tawfik, A., Ouimette, A. et al. (2018). The role of surface roughness, albedo, and Bowen ratio on ecosystem energy balance in the Eastern United

- States. *Agricultural and Forest Meteorology* 249: 367–376. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.11.030>
- Coonan, E., Richardson, A., Kirkby, A. et al. (2019). Soil carbon sequestration to depth in response to long-term phosphorus fertilization of grazed pasture. *Geoderma* 338: 226–235. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.11.052>
- Černý, M. (1990). Biomass of *Picea abies* (L.) Karst. in Midwestern Bohemia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5(1–4): 83–95. <https://doi.org/10.1080/02827589009382595>
- Day, J. W. Jr., Yañéz Arancibia, A., Mitsch, W. J. et al. (2003). Using ecotechnology to address water quality and wetland habitat loss problems in the Mississippi basin: a hierarchical approach. *Biotechnology Advances* 22(1–2): 135–159. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.012>
- Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M. et al. (2018). Assessing nature's contributions to people. *Science* 359: 270–272. <http://doi.org/10.1126/science.aap8826>
- Diener, A., Mudu, P. (2021). How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective – with implications for urban planning. *Science of The Total Environment* 796, 148605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148605>
- Drexhage, M., Colin, F. (2001). Estimating root system biomass from breast-height diameters. *Forestry* 74(5): 491–497. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.5.491>
- EEA (2016). Tamera water retention landscape to restore the water cycle and reduce vulnerability to droughts. European Environment Agency, Copenhagen.
- Elbersen, B. S. (ed.), Andersen, E., Frelih-Larsen, A. et al. (2013). *EU wide Farm-level Carbon Calculator*. Lot 2: Testing the Carbon Calculator Deliverables 2.1 and 3.2. to the Institute of Environment and Sustainability (JRC/IES). Alterra-Wageninngen.
- EU Commission (2014). Natural Water Retention Measures. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. ISBN 978-92-79-46060-9. <http://doi.org/10.2779/761211>
- Eze, S., Palmer, S. M., Chapman, P. J. (2018). Soil organic carbon stock and fractional distribution in upland grasslands. *Geoderma* 314: 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.017>
- Fiala, K. (1997). Undergrounnd plant biomass of grassland communities in relation to mowing intensity. *Acta scientiarum naturalium Academiae scientiarum Bohemicae*, Brno 31(6): 1–54.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P. et al. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science* 309: 570–574. <https://www.doi.org/10.1126/science.1111772>
- Foley, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N. et al. (1996). An integrated biosphere model of land surface processes, terrestrial carbon balance and vegetation dynamics. *Global Biogeochemical Cycles* 10(4): 603–628. <https://doi.org/10.1029/96GB02692>

- Fornara, D. A., Olave, R., Higgins, A. (2020). Evidence of low response of soil carbon stocks to grassland intensification. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 287, 106705. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106705>
- Fornara, D. A., Steinbeiss, S., McNamara, N. P. et al. (2011). Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biology* 17(5): 1925–1934. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02328.x>
- Frouz, J. (2018). Effects of soil macro- and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. *Geoderma* 332: 161–172. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.039>
- Frouz, J., Frouzová, J. (2021). *Aplikovaná ekologie*. Praha: Karolinum, 432 s.
- Frouz, J., Dvorščík, P., Vávrová, A. et al. (2015). Development of canopy cover and woody vegetation biomass on reclaimed and unreclaimed post-mining sites. *Ecological Engineering* 84: 233–239. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.027>
- Gallego-Sala, A. V., Charman, D. J., Brewer, S. et al. (2018). Latitudinal limits to the predicted increase of the peatland carbon sink with warming. *Nature Climate Change* 8: 907–913. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0271-1>
- Glatthorn, J., Feldmann, E., Pichler, V. et al. (2018). Biomass Stock and Productivity of Primeval and Production Beech Forests: Greater Canopy Structural Diversity Promotes Productivity. *Ecosystems* 21: 704–722. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0179-z>
- Guth, J. (ed.) (2002). *Metodiky mapování biotopů soustavy 2000 a SMARAGD*. 3. přepracované vyd. Praha: AOPK ČR, 38 s.
- Halva, E., Lesák, J. (1979). *Studium synekologie a pícních společenstev ve vztahu k antropogenním faktorům*. Závěrečná zpráva. Brno: VŠZ, 114 s.
- Halva, E., Lesák, J., Hrabě, F. (1977). *Pícninářství (polní pícniny)*. Brno: VŠZ, 186 s.
- Hansson, K., Olsson, B. A., Olsson, M. et al. (2011). Differences in soil properties in adjacent stands of Scots pine, Norway spruce and silver birch in SW Sweden. *Forest Ecology and Management* 262(3): 522–530. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.021>
- Hastik, R., Basso, S., Geitner, C. et al. (2015). Renewable energies and ecosystem service impacts. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 48: 608–623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.004>
- Hatfield, J. L., Togliatti, K. E., Sauer, T. J. et al. (2022). *Radiation Balance. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, ISBN 9780124095489. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822974-3.00040-9>
- Hiemstra, J. A., Schoenmaker-van der Bijl, E., Tonneijck, A. E. G. et al. (2008). *Bomen een verademing voor de stad*. Plant Publicity Holland en Vereniging van Hoveniers en Groenvoorzieners, Boskoop. 36 s. [Výzkumná zpráva v nizozemštině, dostupná z <https://edepot.wur.nl/27119> (11.6.2023)]

- Hobbie, S. E., Reich, P. B., Oleksyn, J. et al. (2006). Tree species effects on decomposition and forest floor dynamics in a common garden. *Ecology* 87(9): 2288–2297. <https://www.jstor.org/stable/20069230>
- Hübllová, L., Frouz, J. (2021). Contrasting effect of coniferous and broadleaf trees on soil carbon storage during reforestation of forest soils and afforestation of agricultural and postmining soils. *Journal of Environmental Management* 290, 112567. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112567>
- Huggins, D. R., Buyanovsky, G. A., Wagne, G. H. et al. (1998). Soil organic C in the tall-grass prairie-derived region of the corn belt: Effects of long-term crop management. *Soil & Tillage Research* 47(3–4): 219–234. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(98\)00108-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00108-1)
- Chan, K. Y., Oates, A. Li, G. D. et al. (2010). Soil carbon stocks under different pastures and pasture management in the higher rainfall areas of south-eastern Australia. *Australian Journal of Soil Research* 48(1): 7–15. <https://doi.org/10.1071/SR09092>
- Chang, C. R., Li, M. H., Chang, S. D. (2007). A preliminary study on the local cool-island intensity of Taipei city parks. *Landscape and Urban Planning* 80(4): 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.09.005>
- Chen, H., Costanza, R., Kubiszewski, I. (2022). Legitimacy and limitations of valuing the oxygen production of ecosystems. *Ecosystem Services* 58, 101485. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101485>
- Chen, S.-L., Yu, H., Luo, H.-M. et al. (2016). Conservation and sustainable use of medicinal plants: problems, progress, and prospects. *Chin Med* 11, 37. <https://doi.org/10.1186/s13020-016-0108-7>
- Christiansen, J. R., Vesterdal, L., Callesen, I. et al. (2010). Role of six European tree species and land-use legacy for nitrogen and water budgets in forests. *Global Change Biology* 16(8): 2224–2240. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02076.x>
- Chytrý, M., Kučera, T., Kočí, M. et al. (eds.) (2010). *Katalog biotopů České republiky*. 2. vyd. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 445 s. ISBN 978-80-87457-03-0.
- Inagaki, A., Allen, M. I., Maruyama, T. et al. (2022). Carcass detection and consumption by facultative scavengers in forest ecosystem highlights the value of their ecosystem services. *Scientific Reports* 12, 16451. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-20465-4>
- IPBES (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, Ngo, H. T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 s. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Jia, M., Zhou, D., Lu, S. et al. (2021). Assessment of foliar dust particle retention and toxic metal accumulation ability of fifteen roadside tree species: Relationship and mechanism. *Atmospheric Pollution Research* 12(1): 36–45. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.08.003>

- Kemper, N. (2008). Veterinary Antibiotics in the Aquatic and Terrestrial Environment. *Ecological Indicators* 8(1): 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.002>
- Ker, M. F. (1980). *Tree biomass equations for ten major species in Cumberland County, Nova Scotia*. Can. For. Serv. Marit. For. Res. Cent. Fredericton, New Brunswick. Information Report M-X-108. 30 s.
- Klement, I., Réh, R., Detvaj, J. (2010). *Základné charakteristiky lesných drevín – spracovanie drevnej suroviny v odvetví spracovania dreva*. Zvolen: Národné lesnícke centrum, 80 s., ISBN 978-80-8093-112-4.
- Klimešová, J., Janeček, Š., Horník, J. et al. (2011). Effect of the method of assessing and weighting abundance on the interpretation of the relationship between plant clonal traits and meadow management. *Preslia* 83: 437–453.
- Kopittke, G. R., Tietema, A., van Loon, E. E. et al. (2013). The age of managed heathland communities: implications for carbon storage? *Plant and Soil* 369: 219–230. <https://doi.org/10.1007/s11104-012-1558-z>
- Kotańska, M. (1970). Morfologia i biomasa podziemnych organów roślin w zbiorowiskach łąkowych Ojcowskiego parku narodowego. *Studia Naturae*, Ser. A-4: 1–107.
- Krajčovič, V., Regal, V. (1976). *Biológia a ekológia trávnych porastov*. Banská Bystrica: SZS VÚLP, 72 s.
- Krejčová, J., Vicentini, F., Flynn, T. et al. (2021). Biodiversity loss caused by subsurface pipe drainage is difficult to restore. *Ecological Engineering* 170, 106336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106336>
- Kron, W. (2002). "Flood risk = hazard × exposure × vulnerability." In: Wu, M. et al. (ed.). *Flood Defence*. New York: Science Press, s. 82–97.
- Kvítek, T. (2020). Co všechno bychom měli vědět o zadržení vody v krajině a kvalitě vody? *Ekolist*. Diskuse: 43. Dostupné z: <https://ekolist.cz/cz/publicistika/nazory-a-komentare/tomasn-kvitek-co-vsechno-bychom-meli-vedet-o-zadrzeni-vody-v-krajine-a-kvalite-vody> [16. 6.2023]
- Lambert, J., Denundt, G., Toussaint, B. (1974). Ecological and physiological aspects of an optimum fertilization of forage in sub-mountainous regions. In: *XII. International Grassland Congress Moskva*. Vol II., s. 288–298.
- Lappalainen, E. (1996). General review on world peatlands and peat resources. In: *Global peat resources*, Jyskæ, Finland: International Peat Society, s. 53–56.
- Lawrence, D. M., Oleson, K. W., Flanner, M. G. et al. (2011). Parameterization improvements and functional and structural advances in Version 4 of the Community Land Model. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems* 3(1), M03001. <https://doi.org/10.1029/2011MS00045>
- Lee, E. S., Ranasinghe, D. R., Ahangar, F. E. et al. (2018). Field evaluation of vegetation and noise barriers for mitigation of near-freeway air pollution under variable wind conditions. *Atmospheric Environment* 175: 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.060>

- Leifels, M., Khalilur Rahman, O., Sam, I. C. et al. (2022). The one health perspective to improve environmental surveillance of zoonotic viruses: lessons from COVID-19 and outlook beyond. *ISME Communications* 2, 107. <https://doi.org/10.1038/s43705-022-00191-8>
- Millenium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: a synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC. Dostupné z <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/8701> [15.6.2023]
- Makarevič, V. N. (1978). Dinamika rastiteľnej masy s učetom ee štruktúrnogo sostava. In: Ponjatovskaja, V. M. (ed.). *Produktivnosť lgovych soobščestv*. Leningrad: Nauka, s. 169–194.
- Makarieva, M. A., Gorshkov, V. G., Li, B.-L. (2008). Energy budget of the biosphere and civilization: Rethinking environmental security of global renewable and non-renewable resources. *Ecological Complexity* 5(4): 281–288. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2008.05.005>
- Mangalassery, S., Dayal, D., Meena, S. L. et al. (2014). Carbon sequestration in agroforestry and pasture systems in arid northwestern India. *Current Science* 107(8): 1290–1293. <http://www.jstor.org/stable/24107170>
- Mareschal, L., Bonnaud, P., Turpault, M. P. et al. (2010). Impact of common European tree species on the chemical and physicochemical properties of fine earth: An unusual pattern. *European Journal of Soil Science* 61(1): 14–23. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01206.x>
- Marshall, E. J. P., Moonen, A. C. (2002). Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment* 89(1–2): 5–21. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00315-2)
- Martín, M. A., Reyes, M., Taguas, F. J. (2017). Estimating soil bulk density with information metrics of soil texture. *Geoderma* 287: 66–70. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.008>
- Maslinkov, M., Kolarov, V., Chakirov, R. (1974). Nitrogen rates and their distribution when fertilizing grass mixtures for haying-pasture purpose and pasture only under irrigation and without it. In: *XII. International Grassland Congress*, Vol. 2. Moskva, s. 348–356.
- Menyailo, O. V., Hungate, B. A., Zech, W. (2002). Tree species mediated soil chemical changes in a Siberian artificial Tree species and soil chemistry. *Plant and Soil* 242: 171–182. <https://doi.org/10.1023/A:1016290802518>
- Mori, J., Fini, A., Galimberti, M. et al. (2018). Air pollution deposition on a roadside vegetation barrier in a Mediterranean environment: combined effect of evergreen shrub species and planting density. *Science of The Total Environment* 643: 725–737. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.217>
- Nadelhoffer, K. J., Aber, J. D., Melillo, J. M. (1983). Leaf-litter production and soil organic matter dynamics along a nitrogen-availability gradient in Southern Wisconsin

- (U.S.A.). *Canadian Journal of Forest Research* 13(1): 12–21. <https://doi.org/10.1139/x83-003>
- Neumann, M., Moreno, A., Mues, V. et al. (2016). Comparison of carbon estimation methods for European forests. *Forest Ecology and Management* 361: 397–420. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.016>
- Ottosen, T.-B., Kumar, P. (2020). The influence of the vegetation cycle on the mitigation of air pollution by a deciduous roadside hedge. *Sustainable Cities and Society* 53, 101919. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101919>
- Ovington, J. D. (1956). Studies of the Development of Woodland Conditions Under Different Trees: IV. The Ignition Loss, Water, Carbon and Nitrogen Content of the Mineral Soil. *The Journal of Ecology* 44(1): 171–179. Dostupné z <https://www.jstor.org/stable/2257160> [12.6.2023]
- Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K. et al. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy* 48: 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
- Perala, D. A., Alban, D. H. (1982). Biomass, nutrient distribution and litterfall in *Populus*, *Pinus* and *Picea* stands on two different soils in Minnesota. *Plant and Soil* 64(2): 177–192. <https://doi.org/10.1007/BF02184249>
- Pérez-Cruzado, C., Mansilla-Saliner, P., Rodríguez-Soalleiro, R. et al. (2012). Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region. *Plant and Soil* 353: 333–353. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1035-0>
- Petráš, R., Pajtlík, J. (1991). Sústava česko-slovenských objemových tabuliek dřevín. *Lesnícky časopis* 37(1): 49–56.
- Petráš, R., Košút, M., Oszlányi, J. (1985). Leaf biomass of trees in spruce, pine and beech. *Lesnícky časopis* 31(2): 121–136.
- Petřík, M. (1987). *Intenzivní píceinářství*. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 473 s.
- Picek, T., Kaštovská, E., Edwards, K. et al. (2008). Short term effects of experimental eutrophication on carbon and nitrogen cycling in two types of wet grassland. *Community Ecology* 9: 81–90. <https://doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.S.12>
- Pietsch, S. A., Hasenauer, H., Thornton, P. E. (2005). BGC-model parameters for tree species growing in central European forests. *Forest Ecology and Management* 211(3): 264–295. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.046>
- Plewczyńska-Kuraś, U. (1976). Estimation of biomass of the underground parts of meadow herbage in the three variant of fertilization. *Pol. ecol. Stud.* 2(4): 63–74.
- Ponge, J.-F. (2013). Plant-soil feedbacks mediated by humus forms: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 1048–1060. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.07.019>
- Preger, A. C., Kösters, R., Du Preez, C. C. et al. (2010). Carbon sequestration in secondary pasture soils: A chronosequence study in the South African Highveld. *European Journal of Soil Science* 61: 551–562. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01248.x>

- Priha, O., Smolander, A. (1999). Nitrogen transformations in soil under *Pinus sylvestris*, *Picea abies* and *Betula pendula* at two forest sites. *Soil Biology and Biochemistry* 31(7): 965–977. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00006-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00006-1)
- Rafael, S., Vicente, B., Rodrigues, V. et al. (2018). Impacts of green infrastructures on aerodynamic flow and air quality in Porto's urban area. *Atmospheric Environment* 190: 317–330. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.07.044>
- Rajput, B. S., Bhardwaj, D. R., Pala, N. A. (2017). Factors influencing biomass and carbon storage potential of different land use systems along an elevational gradient in temperate northwestern Himalaya. *Agroforestry Systems* 91: 479–486. <https://doi.org/10.1007/s10457-016-9948-5>
- Raguet, P., Barré, P., Baudin, F. et al. (2020). Soil organic carbon stability in European mountain meadows. EGU General Assembly 2020, online, 4–8 May 2020, EGU 2020-21796. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-21796>
- Reed, C. C., Merrill, A. G., Drew, W. M. et al. (2021). Montane Meadows: A Soil Carbon Sink or Source? *Ecosystems* 24: 1125–1141. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00572-x>
- Reeder, J., Schuman, G. (2002). Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution* 116(3): 457–463. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00223-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00223-8)
- Reich, P. B., Oleksyn, J., Modrzyński, J. et al. (2005). Linking litter calcium, earthworms and soil properties: A common garden test with 14 tree species. *Ecology Letters* 8(8): 811–818. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00779.x>
- Rejmánek, M., Richardson, D. M., Pyšek P. (2013). Plant Invasions and Invasibility of Plant Communities. In: Maarel van der, E., Franklin, J. (eds): *Vegetation Ecology*. Second Edition. John Wiley & Sons, Ltd. London. <https://doi.org/10.1002/9781118452592.ch13>
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G. et al. (1997). *Predicting Soil Erosion by Water: A Guide to Conservation Planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)*. US Department of Agriculture. Agriculture Handbook No.703USDA, USDA, Washington DC. <https://handle.nal.usda.gov/10113/11126>
- Ribbons, R. R., Kepfer-Rojas, S., Kosawang, C. et al. (2018). Context-dependent tree species effects on soil nitrogen transformations and related microbial functional genes. *Biogeochemistry* 140(2): 145–160. <https://doi.org/10.1007/s10533-018-0480-8>
- Rodríguez-Murillo, J. (2001). Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33: 53–61. <https://doi.org/10.1007/s003740000289>
- Rosenzweig, M. L. (1968). Net primary productivity of terrestrial communities: Prediction from climatological data. *The American Naturalist* 102(923): 67–74. <https://www.jstor.org/stable/2459049>

- Running, S. W., Nemani, R. R., Heinsch, F. A. et al. (2004). A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. *Bioscience* 54(6): 547–560. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0547:ACSMOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0547:ACSMOG]2.0.CO;2)
- Rychnovská, M. (1979). Ecosystem synthesis of meadows. Energy flow. In: Coupland, R. T. (ed.). *Grassland ecosystems of the world*. Cambridge: Cambridge University Press, s. 165–170.
- Rychnovská, M., Balátová, E., Pelikán, J., Úlehlová, B. (1985). *Ekologie lučních porostů*. Praha: Academia, 292 s.
- Samaddar, S., Karp, D. S., Schmidt, R. et al. (2021). Role of soil in the regulation of human and plant pathogens: soils' contributions to people. *Philosophical Transactions of The Royal Society B* 376, 20200179. <http://doi.org/10.1098/rstb.2020.0179>
- Sanderman, J., Hengl, T., Fiske, G. J. (2017). Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(36): 9575–9580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
- Sharrow, S. H. (2007). Soil compaction by grazing livestock in silvopastures as evidenced by changes in soil physical properties. *Agroforestry Systems* 71: 215–223. <https://doi.org/10.1007/s10457-007-9083-4>
- Sheng, Y., Smith, L. C., MacDonald, G. M. et al. (2004). A high-resolution GIS-based inventory of the West Siberian peat carbon pool. *Global Biogeochemical Cycles* 18(3), GB3004. <https://doi.org/10.1029/2003GB002190>
- Schalitz, G. (1977). Untersuchungen zu Standort, Vegetation und Intensivierungseignung des Überschwemmungsgrasslandes an der unteren Oder bei Schwedt. In: Proc. XIII Int. Grassland Congress, Berlin, s. 81–86.
- Schelfhout, S., Mertens, J., Verheyen, K. et al. (2017). Tree species identity shapes earthworm communities. *Forests* 8(3), 85. <https://doi.org/10.3390/f8030085>
- Schuman, G. E., Reeder, J. D., Manley, J. T. et al. (1999). Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications* 9(1): 65–71. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0065:iogmot\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0065:iogmot]2.0.co;2)
- Sládková, J. (2021). *Analýza obsahu a kvality organické hmoty ve vybraných půdních vzorcích*. Diplomová práce. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. Dostupné z: <https://theses.cz/id/9qlg3c/> [14. 6. 2023]
- Smith, J., Smith, P., Wattenbach, M. et al. (2005). Projected Changes in Mineral Soil Carbon of European Croplands and Grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology* 11: 2141–2152. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001075.x>
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N. et al. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management* 20(2): 219–230. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2004.tb00362.x>
- Smatanová, M. (2021). *Hodnocení vybraných parametrů půdní organické hmoty v zemědělských půdách ČR. Průběžná zpráva za roky 2014–2019*. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

- Speidel, B. (1976). Primary production and root activity of a golden oat meadow with different fertilizer treatments. *Pol. ecol. Stud.* 2(2): 77–89.
- Speidel, B., Weiss, A. (1972). Zur ober- und unterirdischen Stoffproduktion einer Goldhaferweide bei verschiedener Düngung. *Angew. Bot.* 46: 75–93.
- Stephenson, N., Das, A., Condit, R. et al. (2014). Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507: 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Stewart, D., Chestnutt, D. (1974). Some mathematical aspects of the clover, grass, and fertilizer nitrogen relations. *The Journal of Agricultural Science* 82(2): 331–338. <https://www.doi.org/10.1017/S0021859600059220>
- Stolte, J. (2003). Effects of Land Use and Infiltration Behaviour on Soil Conservation Strategies. Alterra scientific contributions 11. Alterra green world research, Wageningen.
- Sweeney, B. W., Newbold, J. D. (2014). Streamside Forest Buffer Width Needed to Protect Stream Water Quality, Habitat, and Organisms: A Literature Review. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)* 50(3): 560–584. <https://doi.org/10.1111/jawr.12203>
- Tamburini, G., Bommarco, R., Kleijn, D. et al. (2019). Pollination contribution to crop yield is often context-dependent: A review of experimental evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 280: 16–23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.022>
- Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R. et al. (2009). Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology* 112(3–4): 228–245. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.06.009>
- Thomas, K. D., Prescott, C. E. (2000). Nitrogen availability in forest floors of three tree species on the same site: The role of litter quality. *Canadian Journal of Forest Research* 30(11): 1698–1706. <https://doi.org/10.1139/x00-101>
- Thornton, P. E. (1998). *Description of a Numerical Simulation Model for Predicting the Dynamics of Energy, Water, Carbon and Nitrogen in a Terrestrial Ecosystem*. Missoula: University of Montana.
- Thornton, P. E., Law, B. E., Gholz, H. L. et al. (2002). Modeling and measuring the effects of disturbance history and climate on carbon and water budgets in evergreen needleleaf forests. *Agricultural and Forestry Meteorology* 113(1–4): 185–222. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00108-9](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00108-9)
- Tian, D., Xiang, Y., Seabloom, E. et al. (2023). Soil carbon sequestration benefits of active versus natural restoration vary with initial carbon content and soil layer. *Communications Earth & Environment* 4, 83. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00737-1>
- Toparlar, Y., Blocken, B., Maiheu, B. et al. (2018). The effect of an urban park on the microclimate in its vicinity: a case study for Antwerp, Belgium. *International Journal of Climatology* 38, e303–e322. <https://doi.org/10.1002/joc.5371>

- Traczyk, T., Traczyk, H., Pasternak, D. (1976). The influence of intensive mineral fertilization on the yield and floral composition of meadows. *Pol. ecol. Stud.* 2 (4): 39–47.
- Trepel, M. (2010). Assessing the cost-effectiveness of the water purification function of wetlands for environmental planning. *Ecological Complexity* 7(3): 320–326. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.02.006>
- Trocha, L. K., Kaľucka, I., Stasińska, M. et al. (2012). Ectomycorrhizal fungal communities of native and non-native *Pinus* and *Quercus* species in a common garden of 35-year-old trees. *Mycorrhiza* 22(2): 121–134. <http://doi.org/10.1007/s00572-011-0387-x>
- Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K. et al. (2002). Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene* 12(1): 69–80. <https://doi.org/10.1191/0959683602hl522rp>
- Vera, S., Viecco, M., Jorquera, H. (2021). Effects of biodiversity in green roofs and walls on the capture of fine particulate matter. *Urban Forestry & Urban Greening* 63, 127229. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127229>
- Veroustraete, F., Sabbe, H., Eerens, H. (2002). Estimation of carbon mass fluxes over Europe using the C-Fix model and Euroflux data. *Remote Sensing of Environment* 83: 376–399. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(02\)00043-3](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(02)00043-3)
- Vesterdal, L., Elberling, B., Christiansen, J. R. et al. (2012). Soil respiration and rates of soil carbon turnover differ among six common European tree species. *Forest Ecology and Management* 264: 185–196. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.009>
- Vesterdal, L., Schmidt, I. K., Callesen, I. et al. (2008). Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management* 255(1): 35–48. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.015>
- Viecco, M., Vera, S., Jorquera, H. et al. (2018). Potential of particle matter dry deposition on green roofs and living walls vegetation for mitigating urban atmospheric pollution in semiarid climates. *Sustainability* 10(7), 2431. <https://doi.org/10.3390/sul0072431>
- Vinduřková, O., Frouz, J. (2013). Soil carbon accumulation after open-cast coal and oil shale mining in Northern Hemisphere: a quantitative review. *Environmental Earth Sciences* 69: 1685–1698. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2004-5>
- Vinduřková, O., Pánek, T., Frouz, J. (2019). Soil C, N and P dynamics along a 13 ka chronosequence of landslides under semi-natural temperate forest. *Quaternary Science Reviews* 213: 18–29. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2019.04.001>
- Vitt, D. H., Halsey, L. A., Bauer, I. E. et al. (2000). Spatial and temporal trends in carbon storage of peatlands of continental western Canada through the Holocene. *Canadian Journal of Earth Sciences* 37(5): 683–693. <https://doi.org/10.1139/e99-097>
- Vought, L. B.-M., Dahl, J., Pedersen, C. L. et al. (1994). Nutrient Retention in Riparian Ecotones. *Ambio* 23(6): 342–348. <http://www.jstor.org/stable/4314234>

- Ward, S. E., Smart, S. M., Quirk, H. et al. (2016). Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology* 22(8): 2929–2938. <https://doi.org/10.1111/gcb.13246>
- Webber, S. M., Garratt, M. P. D., Lukac, M. et al. (2020). Quantifying crop pollinator-dependence and pollination deficits: The effects of experimental scale on yield and quality assessments. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 304, 107106. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107106>
- West, T. O., Six, J. (2007). Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change* 80: 25–41. <https://doi.org/10.1007/s10584-006-9173-8>
- Wilson, B. R., Lonergan, V. E. (2013). Land-use and historical management effects on soil organic carbon in grazing systems on the Northern Tablelands of New South Wales. *Australian Journal of Soil Research* 51(8): 668–679. <https://doi.org/10.1071/SR12376>
- Xing, Y., Brimblecombe, P. (2020). Urban park layout and exposure to traffic-derived air pollutants. *Landscape and Urban Planning* 194, 103682. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103682>
- Yu, Z., Yang, G., Zuo, S. et al. (2020). Critical review on the cooling effect of urban blue-green space: A threshold-size perspective. *Urban Forestry & Urban Greening* 49, 126630. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126630>
- Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: a review. *Biogeosciences* 9(10): 4071–4085. <https://doi.org/10.5194/bg-9-4071-2012>
- Yu, Z. C., Loisel, J., Brosseau, D. P. et al. (2010). Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters* 37(13), L13402. <https://doi.org/10.1029/2010GL043584>
- Zemek, F. (2014). *Letecký dálkový průzkum Země: teorie a příklady hodnocení terestrických ekosystémů*. Brno: Centrum výzkumu globální změny AV ČR, v. v. i., 155 s.
- Zhang, J., Yu, Z., Zhao, B. et al. (2020). Links between green space and public health: a bibliometric review of global research trends and future prospects from 1901 to 2019. *Environmental Research Letters* 15(6), 063001. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7f64>
- Zhang, L., Dawes, W. R., Walker, G. R. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resource Research* 37(3): 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Zhao, M., Running, S. W. (2010) Drought-induced reduction in global terrestrial net primary production from 2000 through 2009. *Science* 329(5994): 940–943. <http://doi.org/10.1126/science.1192666>
- Zhao, M. S., Heinsch, F. A., Nemani, R. R. et al. (2005). Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set. *Remote Sensing of Environment* 95(2): 164–176. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.12.011>

Autoři

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Vystudoval fyto technický obor na České zemědělské univerzitě a biologii na Univerzitě Karlově v Praze. Doktorát z entomologie získal v ČSAV v roce 1995, absolvoval několik postdoktorandských pobytů v USA, Itálii a Německu, mimo jiné podpořených Fulbrightovým stipendiem. Od roku 1992 pracuje v Biologickém centru AV ČR, v. v. i., kde je od roku 2022 ředitelem Ústavu půdní biologie a biogeochemie. Od roku 2008 působí na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy, kde je v současnosti profesorem environmentálních věd a zároveň ředitelem Centra pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy. Ve své práci se zaměřuje zejména na studium obnovy půd a ekosystémů po velkých disturbancích, interakcí rostlin půdy a půdních organismů, role půdních organismů v úpravě jejich prostředí, oběhu živin a formování půdy, interakcí mezi bezobratlými a mikroorganismy, skladování uhlíku v půdě a jeho transformace v půdě, ekologie mravenců a larev dvoukřídlého hmyzu Diptera. Témata prezentuje nejen prostřednictvím odborných publikací (je autorem nebo spoluautorem více než 250 vědeckých publikací a tří knih), ale vystupuje také v médiích, kde komentuje ekologickou problematiku.

Ing. Jaroslava Frouzová, Ph.D.

Vystudovala fyto technický obor na České zemědělské univerzitě. Po ukončení magisterského studia v roce 1988 získala rozsáhlé životní zkušenosti jako agronom a zootechnik, později pracovala na Státním pozemkovém úřadu ČR. Od roku 1997 působí v Biologickém centru AV ČR, v. v. i., v Českých Budějovicích, kde se zaměřuje především na interpretaci hydroakustických dat při výzkumu ryb a skleníkových plynů. Doktorát z aplikované ekologie získala v roce 2005 na Jihočeské univerzitě v Českých Budějovicích. Během doktorského studia pracovala rok ve Výzkumné laboratoři Komise pro ochranu ryb a volně žijících živočichů na Floridě v USA.

Od roku 2016 působí zároveň jako odborná asistentka v Ústavu pro životní prostředí Přírodovědecké fakulty UK, kde přednáší např. aplikovanou ekologii. Je autorkou nebo spoluautorkou více než 70 vědeckých publikací a jedné knihy.

Mgr. Lenka Divišová

Od roku 2005 působí v Ústavu půdní biologie a biogeochemie Biologického centra AV ČR, v. v. i.

Mgr. Davina Vačkářová, Ph.D.

Je vědeckou pracovnící Oddělení společenského rozměru globální změny Ústavu výzkumu globální změny (CzechGlobe). Vystudovala ochranu životního prostředí a následně postgraduální program aplikované a krajinné ekologie na Přírodovědecké

fakultě Univerzity Karlovy v Praze a zaměřuje se na společenské aspekty globální environmentální změny, problematiku ekosystémových služeb a hodnot, přizpůsobení se změně klimatu, antropogenních přeměn ekosystémů a důsledků pro kvalitu života. Zároveň působí v Centru pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy, kde se zaměřuje na environmentální stopy a dopady spotřeby na ekosystémy a biodiverzitu. Vede rovněž kurzy v Ústavu pro životní prostředí PŘF UK a na Fakultě humanitních studií Univerzity Karlovy.

Mgr. et Mgr. Petr Krpec, Ph.D.

Od října 2018 pracuje v Oddělení společenského rozměru globální změny Ústavu výzkumu globální změny AV ČR (CzechGlobe), kde se zabývá hlavně kvantifikací ekosystémových služeb spojených s vodou pomocí hydrologických modelů. Získal doktorát na Ostravské univerzitě, obor Environmentální geografie, na katedře Fyzické geografie a geoekologie. Vystudoval obor Ochrana a tvorba životního prostředí na Univerzitě Palackého v Olomouci a zároveň druhý obor Modelování v environmentální geografii na Ostravské univerzitě. Zaměřuje se především na využití hydrologických modelů ve výzkumu možných dopadů klimatických změn na množství a kvalitu vod a v podpoře rozhodování o optimalizaci především zemědělského managementu v povodích.

Poděkování

Vydání brožury je podpořeno z Integrovaného projektu LIFE Jedna příroda (LIFE-IP: N2K Revisited, LIFE17 IPE/CZ/000005). Vydání podpořila rovněž Akademie věd ČR ve výzkumném programu Záchrana a obnova krajiny v rámci Strategie AV21.

STRATEGIE **AV21**



Spolufinancováno
Evropskou unií



Nová strategie Akademie věd České republiky

motto: „Špičkový výzkum ve veřejném zájmu“
Program Záchrana a obnova krajiny

Celá krajina a jednotlivé její komponenty, půda, voda, atmosféra, biodiverzity, ekosystémy, jsou pod narůstajícím antropogenním tlakem, který významným způsobem ovlivňuje jejich fungování. Přitom krajina nám kromě zemědělské a lesní produkce poskytuje celou řadu dalších ekosystémových služeb, na nichž je závislý blahobyt naší společnosti. Constanza a kol (1997) spočítali, že ekonomická hodnota ekosystémových služeb významně převyšuje HDP všech zemí světa.

Na ekonomickém fóru v Davosu byl prezentován The Global Risks Report 2019, který identifikuje hlavní hrozby stojící před naší společností, z nichž osm je označeno jako hrozby vážné a pravděpodobné, z těchto osmi je šest takových, které úzce souvisí se ztrátou schopnosti krajiny poskytovat ekosystémové služby. Tento úbytek ekosystémových služeb poskytovaných jednotlivými ekosystémy a celou krajinou je ještě více patrný s postupující klimatickou změnou. Bohužel spíše než ochrana a obnova funkcí krajiny, které by přinášely ekonomické, dlouhodobé a komplexní řešení, se neustále sahá po technických end of pipe řešeních, jež přinášejí částečné řešení dílčích problémů, ale zpravidla vytváří další. Jedním z důvodů tohoto stavu je i nedostatečné pochopení přírodních procesů umožňujících krajinu správně užívat a chránit cenné přírodní procesy, které jsou základem ekosystémových služeb, a případně obnovovat poškozené a degradované ekosystémy.

Předmětem programu *Záchrana a obnova krajiny* je identifikovat možné budoucí hrozby pro fungování naší krajiny, které by se mohly projevit v zhoršení kvality poskytovaných ekosystémových služeb. Následně se zabýváme rozvojem udržitelných způsobů užívání krajiny a konečně pak rozvojem metod použitelných pro obnovu poškozené krajiny. Tento soubor témat přináší ucelený komplexní soubor řešení nejpálčivějších problémů naší současné krajiny a může přispět k dlouhodobému zajišťování ekosystémových služeb nezbytných pro fungování lidské společnosti.

Hlavním cílem programu *Obnova a záchrana krajiny* je zodpovězení následujících otázek:

- Co se děje s naší krajinou?
- Jak správně užívat naši krajinu?
- Jak obnovit poškozenou krajinu?

Roky řešení

2020–2024

Koordinátor

prof. Mgr. Ing. Jan Frouz, CSc.

Koordinační pracoviště

Biologické centrum AV ČR, v. v. i.

Partnerská pracoviště

- Biologické centrum AV ČR, v. v. i.
- Botanický ústav AV ČR, v. v. i.
- Etnologický ústav AV ČR, v. v. i.
- Mikrobiologický ústav AV ČR, v. v. i.
- Sociologický ústav AV ČR, v. v. i.
- Ústav biologie obratlovců AV ČR, v. v. i.
- Ústav chemických procesů AV ČR, v. v. i.
- Ústav pro výzkum globální změny AV ČR, v. v. i.

Z přírody člověk získává celou řadu statků a služeb – v nejširším smyslu slova příroda zajišťuje podporu života (přiměřená teplota, ochrana před ionizujícím zářením atp.). Pokud jde o procesy, které jsou bližší lidské společnosti, opatřuje vodu, potravinu a další zdroje, vytváří obyvatelné prostředí, je důležitá pro naši psychiku.

V brožuře *Od fungování ekosystémů k přínosům přírody pro lidskou společnost* přináší kolektiv autorů přehled systémových procesů, které mohou být pro lidstvo významné. V prvním oddílu autoři stručně shrnují základní principy fungování ekosystémů, jež ovlivňují hlavní toky energie a látek do ekosystémů. V druhé části se zabývají možnostmi, jak tyto toky měřit na úrovni ekosystému. Zvláštní pozornost potom věnují otázkám relevantním z časoprostorových škál, na nichž je třeba tyto procesy měřit. V další kapitole uvádějí přehled přínosů přírody tak, jak byl strukturován IPBES a adaptován Integrovaným projektem LIFE Jedna příroda.



STRATEGIE AV21



Edice Strategie AV21 | Záchrana a obnova krajiny

Jan Frouz, Jaroslava Frouzová, Lenka Divišová, Davina Vačkářová, Petr Krpec | **Od fungování ekosystémů k přínosům přírody pro lidskou společnost**

Vydalo Středisko společných činností AV ČR, v. v. i., pro Kancelář Akademie věd ČR, Národní 3, 117 20 Praha 1. Grafická úprava Robin Brichta. Fotografie na obálce Mirka Feldmannová a www.krasyjiznichcech.cz.

Odpovědná redaktorka Dana Packová. Technická redaktorka Jolana Petrlíková.

Obrazová redaktorka Lucie Veselá.

Vydání 1., 2024. Ediční číslo 13051. Sazba a tisk **SERIFA**®, s. r. o., Jinonická 80, 158 00 Praha 5.

<http://av21.avcr.cz>

ISBN 978-80-200-3560-8



9 788020 035608